

Bilan de fonctionnement d'une filière de traitement du lisier à la ferme intégrant un dispositif pilote d'élimination de l'azote

L. SENEZ (1*), Y. COUTON (2), C. DEVROE (2), O. THÉOBALD (3), J-C. GERMON (2)

(1) E.N.E.S.A.D. - I.N.R.A., Laboratoire de Microbiologie des Sols - 17 rue Sully, BV 1540, 21034 Dijon Cedex

(2) I.N.R.A. - C.M.S.E. - Laboratoire de Microbiologie des Sols - 17 rue Sully, BV 1540, 21034 Dijon Cedex

(3) A.D.E.M.E. - 2 square Lafayette, BP 406, 49004 Angers Cedex 01

Bilan de fonctionnement d'une filière de traitement du lisier à la ferme intégrant un dispositif pilote d'élimination de l'azote

Les performances d'une filière rustique de traitement des lisiers de porcs sont en cours d'évaluation. L'installation comporte une séparation de phases par tamis centrifuge, deux bassins peu profonds (lagunes) et un système d'épandage en grande culture. Une partie du lisier issu du premier bassin est traité sur un lit bactérien aéré expérimental de 50 m² d'emprise au sol.

Les premiers résultats permettent d'évaluer les flux d'éléments issus de la porcherie. Les rejets d'azote de 4,27 kg N/EPC (équivalent porc charcutier) sont en accord avec les bilans entrée-sortie de la porcherie. Le tamis centrifuge peut traiter 23 m³.h⁻¹ et retient 48% des MES entraînant un abattement de 36% de la DCO.

Dans la lagune 1 la décantation permet de retenir 93% des MES et avec elles 88% du phosphore, 85% du cuivre et 92% du zinc. L'épuration de la DCO (81%) se fait par décantation et épuration biologique. La charge azotée de la phase liquide diminue de 23%, avec une rétention importante dans le décantat. L'élimination de l'azote par volatilisation ou transformations biologiques est faible pendant la période de l'étude et n'est que de 7% de l'azote apporté.

Le filtre bactérien aéré permet de compléter l'épuration de la DCO et de nitrifier l'azote ammoniacal. Dans les conditions actuelles de fonctionnement le taux de conversion de 70% de N-NH₄⁺ entrant représente une activité moyenne sur un an de 32,9 g N.m⁻².j⁻¹. Cet azote doit être ensuite dénitrifié.

Evaluation of an on-farm facility for the treatment of pig slurry using a pilot scale model for nitrogen purification

Evaluation of the efficiency of a rustic system for the treatment of pig slurry is in progress. It consists of a centrifugal filter for the separation of solids, two shallow lagoons and a system for spreading the resulting product on agricultural land. Part of the manure from the first lagoon is treated by an aerated percolation facility of 50 m². Initial results have provided estimates of the flux from the piggery. The nitrogen content of the effluent (4.27 kg per pork equivalent) agrees with the nitrogen input/output balance of the piggery. The centrifugal filter can treat 23 m³.h⁻¹, retaining 48% of suspended solids (SS) and reducing the COD by 36%. In the first lagoon 93% of the SS, 88% of P, 85% of Cu and 92% of Zn is retained by decantation. A total of 81% of the COD is eliminated by decantation and biological degradation. Total nitrogen in the liquid effluent is reduced by 23%, an important part of which being immobilised in sediments. Nitrogen losses by volatilisation and biological transformation are low and correspond to only 7% of the nitrogen introduced into the lagoon during the study period. The aerated bacterial filter system brings about completion of COD purification and nitrification of the ammonium nitrogen. Under the present conditions, 70% of the filtered nitrogen is transformed into nitrate, corresponding to an average annual activity of N conversion of 32.9 g.m⁻².d⁻¹. This nitrate then needs to be denitrified.

* Détaché de l'E.N.E.S.A.D. auprès du Laboratoire de Microbiologie des Sols de l'I.N.R.A.

INTRODUCTION

Les épandages excessifs de lisier en agriculture sont à l'origine de pollutions importantes des eaux. La législation limite les épandages à $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour les nouvelles installations dans les zones d'excédents structurels (Arrêté du 25 mars 1995). Pour atteindre cet objectif il apparaît nécessaire de traiter les lisiers pour éliminer l'azote en excès.

Alors que les procédés de traitement industriel étudiés jusqu'à maintenant (BRIONNE, 1993 ; COILLARD, 1994 ; RULKENS et TEN HAVE, 1994) entraînent des coûts généralement incompatibles avec les marges économiques des éleveurs, il s'avère utile d'examiner le fonctionnement de filières rustiques, utilisables à la ferme et moins onéreuses. On peut pour cela bénéficier de l'expérience acquise dans le traitement d'autres effluents par lagunage (CEMAGREF, 1985 ; PEARSON, 1996) ou par infiltration-percolation (GUILLOTEAU et al, 1993). Cela nous a conduit à nous intéresser à une filière fonctionnant dans un élevage depuis plusieurs années, comportant une séparation de phases par tamisage centrifuge et un séjour en bassin peu profond. Nous avons ajouté un dispositif d'épuration de l'azote comportant un nitrificateur expérimental constitué d'un lit bactérien sur gravier à aération forcée, qui devrait être suivi d'un dispositif de dénitrification.

Les études de traitement du lisier sur un nitrificateur à cultures fixées ont montré à l'échelle du laboratoire :

- 1) la nécessité de travailler avec un effluent dont la DCO a déjà été fortement abaissée,
- 2) la nécessité du maintien d'une forte aération,
- 3) l'importance de la nature du support du biofilm, (un matériau calcaire permet une nitrification plus efficace qu'un matériau siliceux),
- 4) une activité nitrifiante intense à des concentrations en azote ammoniacal aussi élevées que $4 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$,
- 5) une faible élimination de l'azote nitrifié, nécessitant une étape ultérieure de dénitrification (COUTON et al, 1995 ; BOIRAN et al, 1996).

Les premières études sur une installation pilote de terrain (SENEZ, 1993 ; COUTON et al, 1995 ; LEMIERE et al, 1995) ont montré qu'un système à lit bactérien sur graviers aérés peut fonctionner en nitrification, mais il convient de définir ses conditions d'utilisation et ses limites avant de conclure à sa faisabilité.

Le travail présenté ici a deux objectifs :

- 1) faire le bilan du fonctionnement de la filière existante, en quantifiant l'épuration réelle au cours des différentes étapes, et notamment dans la lagune, dispositif pour lequel on manque de données concernant les lisiers (MICHEL, 1995; SEVRIN REYSSAC et al, 1995),

- 2) tester les performances à moyen terme et en grandeur réelle d'un biofiltre nitrifiant.

En plus de l'azote, est suivie l'évolution de la charge organique, et celle de P, Cu et Zn.

1. LA PORCHERIE ET LA GESTION DE SES LISIERS

1.1. Typologie de la porcherie

La porcherie du GAEC de La Sans Fond (21910, Noiron sous Gevrey), associée à une exploitation de grandes cultures, développe trois types d'activités : la sélection, la production de reproducteurs, le naissage et l'engraissement de porcs charcutiers. Ces activités entraînent la présence dans les ateliers de 350 truies, de 30 verrats et d'autres reproducteurs en attente de livraison (120 en fin d'année 1995) ; 7500 porcs charcutiers sont produits annuellement. L'ensemble représente environ 11300 équivalents porcs charcutiers par an (EPC/an).

La quantité d'aliments consommés annuellement a été estimée à 2600 tonnes, incluant 70 t d'azote et 18 t de phosphore.

1.2. Description de la filière de traitement

Elle est localisée sur deux sites distants de 400 m. Le premier accueille la porcherie, la fosse et le système de séparation de phases (figure 1). Le second est composé de deux lagunes, du pilote de nitrification et du système de pompage pour l'épandage. Les effluents de la lagune 2 sont épandus au printemps et en été par aspersion.

1.2.1. Système de récupération des lisiers et fosse

Les porcs sont élevés sur caillebotis. Les excréments sont entraînés par gravité dans des caniveaux jusqu'à la fosse par les eaux de lavage et des douchettes. Deux fois par semaine une recirculation forcée des lisiers sous les bâtiments permet d'évacuer les dépôts. Un réseau séparatif récolte les eaux pluviales.

La fosse de récupération des lisiers a une capacité de 152 m^3 incluant 42 m^3 de caniveaux. Si ce volume est dépassé le lisier supplémentaire part directement dans la lagune 1 par surverse.

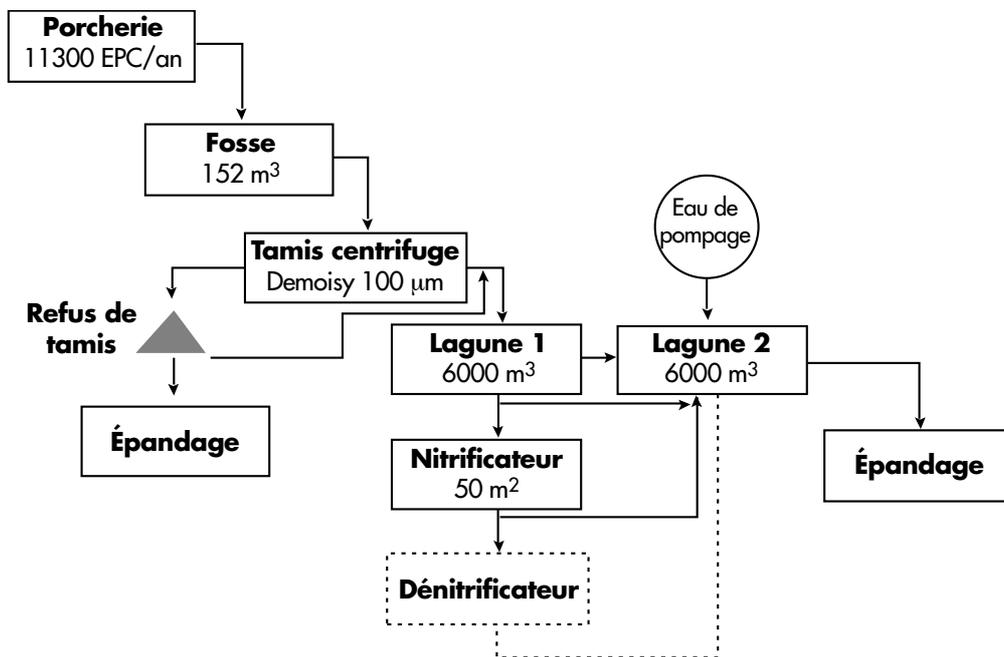
1.2.2. Tamis centrifuge

Deux fois par semaine, un tamis rotatif (Demoisy, 21200, Beaune) équipé d'une grille à mailles de $100 \mu\text{m}$ sépare les matières solides (soies, téguments non digérés...) qui sont entraînées sur un racleur. Le refus de tamisage est stocké sur une plate-forme en béton. Le liquide récupéré à la sortie du tamis-centrifuge descend par gravité jusque dans la lagune 1.

1.2.3. Lagunes

Deux lagunes, étanches par compactage, de 3180 m^2 et

Figure 1 - Schéma de la filière du GAEC de la Sans Fond
(Les flèches donnent le sens de circulation des produits. Le pilote de nitrification est un dispositif expérimental ; le dénitrificateur indiqué en pointillé n'est pas en service)



6000 m³ chacune sont placées en série, permettant une capacité de stockage supérieure à 6 mois.

1.2.4. Nitrificateur

Le nitrificateur est une cuve rectangulaire en béton, de 50 m² de surface au sol, remplie sur 1,4 m de hauteur de graviers calcaréo-siliceux (52% de carbonate de calcium) de 2 à 6 mm de diamètre. Ces graviers reposent sur un lit drainant de galets. Des drains installés dans les graviers à 1,20 m de profondeur sont raccordés à un aspirateur qui assure l'aération à cocourant deux fois 10 min toutes les heures avec un flux d'air moyen à la surface de 3 cm.s⁻¹. Le lisier est apporté par 8 asperseurs à raison de 2 à 5 m³.j⁻¹ (de 40 à 100 mm.j⁻¹). L'effluent épuré récolté à la base du biofiltre dans un bac tampon, part ensuite en lagune 2.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES D'ÉTUDE DE LA FILIÈRE

2.1. Mesures des flux liquides

Les lisiers contiennent des anions chlorures choisis comme traceur pour évaluer les dilutions éventuelles au long de la filière.

2.1.1. Lisier produit dans la porcherie et traité sur le tamis centrifuge

Les quantités d'eau consommées sont mesurées par des compteurs, tandis que les volumes de lisier évacués par la porcherie ont été estimés de trois façons :

1) à partir du temps de fonctionnement du tamis et du débit

moyen mesuré à sa sortie,

2) à partir de l'estimation directe des variations de volume liquide dans les fosses de collecte lors des tamisages bihebdomadaires,

3) à partir des variations de volumes liquides mesurées dans les lagunes, prenant en compte la pluviométrie.

Les débits des liquides récoltés dans un bac en sortie du tamis et les masses des refus solides ainsi séparés ont été mesurés à intervalles réguliers au cours de trois journées correspondant à 3 cycles différents de production de la porcherie.

Une fois par semaine on a prélevé un échantillon du lisier de la fosse après homogénéisation, et du lisier sortant du tamis.

2.1.2. Description et suivi de la première lagune

Cette caractérisation a été effectuée en fin d'hiver. Le volume de sédiments a été évalué à partir de la topographie du fond de la lagune en 55 points et de la détermination du toit du corps sédimentaire en 134 points à l'aide d'une sonde. Les volumes de liquide et de sédiments stockés sont calculés par la formule de Simpson (SAÏAC, 1989). Des prélèvements de liquides ont été effectués en 44 points sur l'ensemble de la lagune, aux profondeurs de 15 et 85 cm ; les sédiments ont été échantillonnés en 23 points.

Les échantillons de lisier prélevés à la sortie du tamis et dans le bac d'alimentation du nitrificateur sont assimilés aux

lisiers entrant et sortant de la lagune 1.

2.1.3. Suivi des flux sur le pilote de nitrification

Les volumes apportés sur le nitrificateur sont mesurés par des compteurs mécaniques ; les volumes des percolats au bas du massif sont évalués en fonction des apports et du taux de dilution mesuré à l'aide des chlorures.

Les prélèvements d'échantillons en entrée et en sortie du réacteur ont été effectués trois fois par semaine.

2.2. Eléments suivis et analyses

Sur les échantillons bruts on mesure la matière sèche et les concentrations totales des éléments. Après centrifugation (12000 G, 20 min), on détermine les matières en suspension et les éléments solubles.

La DCO est déterminée par la méthode AFNOR NF T90 101, l'azote total par la méthode Kjeldahl après réduction éventuelle des nitrates par le fer. Les formes minérales de l'azote, les orthophosphates et les chlorures sont déterminés par analyses colorimétriques en flux continu (APHA, Standard Methods, 1989). Après minéralisation à 450°C du résidu des matières sèches et reprise des cendres en milieu acide, on détermine le phosphore total par analyse colorimétrique en flux continu, et Cu et Zn par absorption atomique.

3. RÉSULTATS

3.1. Lisiers issus de la porcherie et traités sur le tamis centrifuge

Entre mars et juin 1996, la porcherie a utilisé 54,5 m³. j⁻¹ d'eau ; 49,9 m³.j⁻¹ de lisier ont transité dans la fosse et 47,9 m³.j⁻¹ ont été évacués après tamisage. L'augmentation

moyenne de volumes liquides dans les lagunes a été de 50,9 m³.j⁻¹. Sur une base de 50 m³.j⁻¹ extrapolée à l'année, le volume rejeté est de 1,6 m³/EPC, valeur nettement supérieure aux valeurs de référence, explicable par l'utilisation de douchettes et les lavages abondants dans la maternité.

La composition des lisiers rejetés (tableau 1) permet d'évaluer les flux annuels à 703 t de DCO, 48,3 t d'azote (dont 53% sous forme ammoniacale) et 17,8 t de phosphore. Les rejets représentent 69% de l'azote apporté par les aliments. Si l'on considère qu'un EPC exporte 1,75 kg d'azote par animal, les exportations d'azote sous forme d'animaux seraient de 19,8 t, ce qui conduit à un bilan globalement équilibré, avec 70 t en entrée et 68,2 t en sortie. Cela laisse penser que la volatilisation d'ammoniac dans le bâtiment serait faible, ce qui est corroboré par le rejet moyen de 4,27 kg N/EPC, quantité supérieure à la valeur moyenne de référence de 3,5 kg N/EPC, mais proche des quantités normalement excrétées (CORPEN, 1996).

Le rejet de phosphore apparaît anormalement élevé, correspondant à 99% du P des aliments, ce qui conduit à une valeur de 1,57 kg P/EPC, significativement supérieure à la valeur de référence de 1,32 kg (CORPEN, 1996). Les causes de la surestimation des rejets résident vraisemblablement dans une insuffisance de l'échantillonnage.

La concentration des lisiers en matière sèche permet des débits très importants sur le tamis centrifuge : 23 m³.h⁻¹ de liquides, produisant 1200 kg h⁻¹ de refus de tamis. Le tamis permet la séparation de 48% des MES entraînant un abattement de 36% de la DCO_(b) et de seulement 6% de N_{total} ; il est pratiquement sans effet sur P (tableau 1). Le refus de tamis contient 25% de MS, avec une densité apparente de 497 kg.m⁻³ ; il est riche en matières organiques (91% de MVS/MS) et pauvre en azote (4,0 g N.kg⁻¹), et en phosphore (2,19 g P.kg⁻¹) ; sa texture permet son compostage sans manipulation et sans odeur désagréable avant sa reprise avec un épandeur à fumier.

Tableau 1 - Composition moyenne des lisiers échantillonnés à la sortie de la porcherie entre le 1er mars 1996 et le 31 mai 1996, avant passage sur le tamis centrifuge Demoisy, puis après passage sur le tamis, avec les coefficients d'abattement de la charge polluante correspondante

	pH	MS	MES	Cendres	DCO _(b) * (1)	DCO _(s) * (1)	N _{total}	N-NH ₄ ⁺	P	Cu (2) mg/l	Zn (2) mg/l	Cl ⁻
Lisier de la fosse												
moyenne (g.l ⁻¹)	7,39	36,9	33,6	8,3	38,6	8,1	2,65	1,40	0,98	36,4	59,6	0,584
quantité/jour (kg.j ⁻¹)	/	1841	1676	415	1926	404	132	69,8	48,9	1,81	2,97	29,1
Lisier tamisé												
moyenne (g.l ⁻¹)	7,42	20,4	17,5	7,2	24,8	7,95	2,50	1,38	1,01	33,7	56,9	0,589
quantité/jour (kg.j ⁻¹)	/	977	838	344	1187	380	120	66,1	48,4	1,61	2,72	28,2
Abattement (g.l⁻¹)												
		16,5 45%	16,1 48%	1,1 13%	13,8 36%	0,15 2%	0,15 6%	0,02 1,4%	/ /	2,7 7,4%	2,7 4,5%	0,005 8‰

(1) (b) : brut ; (s) soluble.

(2) moyenne obtenue sur deux campagnes de mesures.

3.2. Étude de la lagune 1

En fin d'hiver la lagune contenait 3506 m³ de liquide et 1460 m³ de sédiments. Chaque année, une partie des boues sédimentées est pompée, ce qui rend difficile une estimation directe des quantités décantées annuellement.

Dans la phase liquide, la plupart des éléments solubles mesurés (N total et ammoniacal, P et Cl) sont répartis de façon homogène ; on peut considérer en première approximation le bassin comme un réacteur homogène à leur égard (figure 2). La DCO soluble ne présente pas de variation d'un bout à l'autre du bassin mais une différence nette entre la surface et le fond, laissant penser à des réactions et des transferts de produits organiques entre liquide et sédiments. Il en est de même avec les matières en suspension et vrai-

semblablement avec les éléments qui leur sont liés, répartis de façon homogène en surface mais sensiblement plus concentrés en profondeur.

La comparaison des concentrations moyennes du lisier entrant dans la lagune entre le 1er mars et le 31 mai 1996 à celles mesurées dans la lagune au 1er février permet d'avoir une idée des processus épuratoires malgré le décalage dans le temps (tableau 2). La concentration en chlorures passe de 589 à 447 mg.l⁻¹ indiquant une dilution significative (24%) en fin d'hiver. La décantation est efficace : les MES passent de 17,5 à 0,89 g.l⁻¹, soit un abattement de 93% après prise en compte de la dilution ; cet abattement est de 81% pour la DCO brute, 88% pour le phosphore et 85 et 92% pour le cuivre et le zinc ; ces trois éléments se retrouvent en concentrations élevées dans le sédiment.

Figure 2 - Variation de la concentration de l'azote ammoniacal (N-NH₄) dans le liquide de la lagune 1, à 15 cm de profondeur, le 1er février 1996

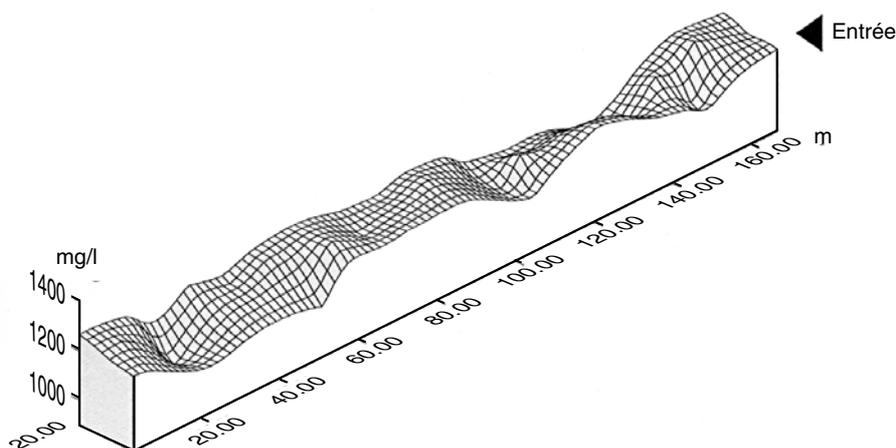


Tableau 2 - Composition de la phase liquide de la lagune comparée à la composition à l'entrée et composition moyenne des sédiments décantés au fond de la lagune (L'ensemble dans la lagune a été échantillonné le 1er février 1996)

	pH	MS g.l ⁻¹	MES g.l ⁻¹	Cendres g.l ⁻¹	DCO _(b) (1) g.l ⁻¹	DCO _(s) (1) g.l ⁻¹	Nt _(b) (1) g.l ⁻¹	Nt _(s) (1) g.l ⁻¹
Moyenne à l'entrée	7,42	20,4	17,5	7,2	24,8	7,95	2,50	/
Moyenne dans la lagune	7,52	4,14	0,89	2,89	3,62	2,3	1,46	1,31
	N-NH ₄ ⁺ g.l ⁻¹	P _(b) (1) mg.l ⁻¹	P _(s) (1) mg.l ⁻¹	Cu _(b) (1) mg.l ⁻¹	Cu _(s) (1) mg.l ⁻¹	Zn _(b) (1) mg.l ⁻¹	Zn _(s) (1) mg.l ⁻¹	Cl ⁻ g.l ⁻¹
Moyenne à l'entrée	1,38	1010	/	33,7	/	56,9	/	0,589
Moyenne dans la lagune	1,22	92,9	54,2	3,7	0,69	3,22	1,49	0,447
	MS	MES	Cendres	DCO _(b) (1)	N _{total}	P _(b) (1)	Cu	Zn
Sédiment brut (g/kg de matière fraîche)	256,2	244,7	167,3	117,5	7,14	10,87	0,516	0,975
Sédiment brut (g/kg de matière sèche)	1000	955,1	653	458,6	27,8	42,4	2,01	3,80
Quantité (tonnes)	333,1	318,1	217,5	152,8	9,283	14,13	0,671	1,267

(1) (b) brut ; (s) soluble.

Les matières carbonées sont partiellement épurées, la DCO soluble passant de 7,95 à 2,30 g.l⁻¹ ; après prise en compte de la dilution et avec un flux de 50 m³.j⁻¹ cette épuration correspond à 21,4 kg DCO.m⁻².an⁻¹ ; ces résultats sont nettement supérieurs à ceux de MICHEL (1995) qui calcule une épuration en DCO soluble de 4,3 kg.m⁻².an⁻¹ dans un bassin de rétention de lisier ; ils sont à rapprocher des estimations de PEARSON (1996) qui considère comme acceptables dans un bassin anaérobie des quantités de matières organiques variant de 36 à 146 kg.m⁻³.an⁻¹.

L'azote Kjeldahl diminue beaucoup moins (23%) et les variations des concentrations en azote ammoniacal sont très faibles. Le rapport entre N_{total} et les éléments déposés dans le sédiment (Cu, Zn, P_(b)) peut permettre d'estimer la quantité d'azote retenue annuellement dans le sédiment, à condition de connaître les quantités d'éléments rejetés dans la lagune et leurs taux de décantation. A partir de Cu et Zn on estime respectivement à 6,7 et 7t les quantités d'azote dans le décanat. En considérant que les rejets en phosphore sont surestimés et ne devraient pas être supérieurs à 70% des entrées, le même calcul conduit à 7,3 t.an⁻¹ d'azote décanaté. Avec 45,5 t N en entrée de la lagune, 35,1 t transitant avec le liquide, et une décantation de 7 t on obtient un défaut de bilan qui n'est que de 3,4 t.an⁻¹, soit 7,5% ou 2,9 g N.m⁻².j⁻¹ d'élimination par volatilisation ou transformation biologique. Comparativement, SHILTON (1996) mesure une volatilisation en lagune de 1,53 g N-NH₃.m⁻².j⁻¹ et SOMMER et al (1996) trouvent une perte de 0,33 à 4,15 g N-NH₃.m⁻².j⁻¹ sur des bassins de profondeurs respectives de 20 et 200 cm. Cependant, la faible élimination d'azote estimée ici demande à être validée sur une plus longue période de fonctionnement.

3.3. Fonctionnement du nitrificateur

Sur le filtre bactérien mis en place au printemps 1994 (COUTON et al, 1995 ; LEMIERE et al, 1995), les apports

de lisier ont été effectués sur 292 jours répartis du 28 février 1995 au 1er mars 1996. Sur l'année (tableau 3) 15,9 m³.m⁻² de lisier ont été apportés, avec une faible dilution par les eaux de pluie (0,6 m³.m⁻²).

Les apports de DCO ont été de 49 kg.m⁻² dont 68% ont été éliminés, soit une épuration de 91,5 g.m⁻².j⁻¹. Les quantités d'azote ammoniacal apportées ont été de 17,1 kg.m⁻².an⁻¹ ; 12 kg ont été transformés soit 70%, dont la majeure partie est retrouvée sous forme nitrique (10,4 kg.m⁻².an⁻¹ soit 61%). Ces différentes valeurs d'efficacité épuratoire sont proches de celles habituellement retenues pour les lits bactériens.

L'activité nitrifiante moyenne de 32,9 g N.m⁻².j⁻¹ est à rapprocher de l'activité de 59 g N.m⁻³.j⁻¹ mesurée par COILLARD (1994) sur un bassin aéré traitant des lisiers. La consommation d'oxygène pour la dégradation de la DCO et l'oxydation de l'azote s'élève à 240 g.m⁻².j⁻¹. Le défaut de bilan azoté est faible (9%) et confirme la nécessité d'une étape supplémentaire pour éliminer l'azote nitrique formé.

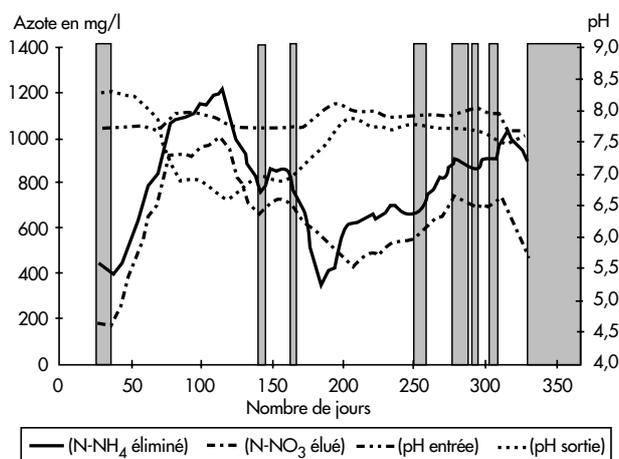
Le suivi des transformations de l'azote au cours de l'année montre que l'élimination de l'azote ammoniacal est essentiellement due à la nitrification et s'accompagne d'une chute du pH (figure 3, p 333).

Durant les mois les plus favorables on a pu établir des bilans pour deux charges appliquées de 44 l.m⁻².j⁻¹ en juin et 85 l.m⁻².j⁻¹ en juillet (tableau 3). Le taux d'abattement de la DCO est le même pour les deux charges : 75%, représentant des activités respectives de 88 et 216 g.m⁻².j⁻¹. Un quasi doublement des apports d'azote ammoniacal n'engendre qu'une diminution de 5% du taux d'élimination (de 95% à 90%) illustrant les possibilités d'optimisation du dispositif. La transformation de 71 g N-NH₄⁺.m⁻².j⁻¹ pendant les plus gros apports est la même que celle mesurée l'année précédente, pour des charges comparables de 100 l.m⁻².j⁻¹

Tableau 3 - Bilan de fonctionnement du lit bactérien (Nitrificateur) durant 1 an (1er mars 1995-1er mars 1996) comparé à un bilan sur deux périodes estivales avec des charges appliquées différentes : 44 et 85 l.m⁻².j⁻¹

	Sur 1 an		Sur 1 an (moyenne par jour)		Période 1 (moyenne par jour)		Période 2 (moyenne par jour)	
	m ³ .m ⁻² .an ⁻¹		mm.j ⁻¹	mm.j ⁻¹	mm.j ⁻¹	mm.j ⁻¹	mm.j ⁻¹	
Volume apporté	15,9		43,6	43,9		84,7		
	kg.m ⁻² .an ⁻¹		g.m ⁻² .j ⁻¹	g.m ⁻² .j ⁻¹		g.m ⁻² .j ⁻¹		
DCO								
apportée	49		135	117		287		
résiduelle	15,9		43,5	29		71		
éliminée	33,1	(68%)	91,5	88	(75%)	216	(75%)	
N-NH₄⁺								
apporté	17,1		46,9	55,7		78,5		
résiduel	5,1		14,0	2,5		7,5		
éliminé	12,0	(70%)	32,9	53,2	(95%)	71	(90%)	
N-NO₃⁻ percolé	10,4	(61%)	28,5	50,6	(91%)	58	(74%)	

Figure 3 - Élimination de l'azote ammoniacal et variation du pH sur le massif de graviers aéré du 1er mars 1995 au 1er mars 1996 (moyenne mobile sur 10 mesures).



(COUTON et al, 1995; LEMIERE et al, 1995). L'activité nitrifiante ramenée au volume ($51 \text{ g N.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$) est comparable à celle de $68 \text{ g N.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$ obtenue par BROND et SUND (1994) sur un système à boues activées avec un effluent contenant $0,35 \text{ g N.l}^{-1}$. L'activité nitrifiante obtenue ici avec des lisiers peu concentrés ($1,36 \text{ g N-NH}_4^+.\text{l}^{-1}$) doit pouvoir être augmentée avec des concentrations plus fortes en azote ammoniacal, comme l'a montré BOIRAN (1996) qui a nitrifié jusqu'à $400 \text{ g N.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en laboratoire à partir de lisier à 4 g.l^{-1} . Il faudra cependant prendre aussi en compte la solubilisation du calcaire caractérisée par ce même auteur, qui pourrait entraîner une déstructuration du massif, ce qui n'a pas été constaté après deux ans et demi de fonctionnement du pilote.

CONCLUSION

Ces résultats d'une étude en cours montrent l'efficacité des différentes étapes de traitement par cette filière. Le fonctionnement du tamis centrifuge est fiable et permet un abaissement important des MES et de la DCO. Dans la lagune la décantation permet de piéger la majeure partie de P, Cu et Zn, suggérant des perspectives pour la gestion différenciée de ces éléments. La DCO diminue par décantation et épuration biologique, et l'on peut, à partir de bilans comparés de matières, évaluer la retenue d'azote dans le décantat et estimer les pertes qui ici apparaissent faibles (7%) et demandent confirmation sur un temps plus long. Le nitrificateur permet de minéraliser une grande part de la DCO résiduelle et d'oxyder l'azote ammoniacal en nitrate, qu'il faudra ensuite éliminer par dénitrification. Le suivi sur un an apporte une information importante sur la pérennité de son fonctionnement ; son étude se poursuit.

L'ensemble de la filière pourrait donc éliminer plus de 97% de la DCO initiale, et environ 90% du phosphore et de l'azote, avec un lit bactérien suivi d'une étape de dénitrification. Le dimensionnement du lit bactérien dépendra du degré d'intensification obtenu pour son fonctionnement.

REMERCIEMENTS

Cette étude est financée par l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) et le Conseil Régional de Bourgogne. Elle bénéficie de l'appui technique du personnel du GAEC de la Sans Fond.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APHA, 1989. Standards Methods for the Examination of Waste and Wastewater. American Public Health Association, New York.
- BOIRAN, 1996. Nitrification des effluents très chargés en azote et en matières organiques par un réacteur d'infiltration percolation aéré. Thèse de Doctorat, INPL ENSAIA, Nancy, 135 p.
- BOIRAN M., COUTON Y., GERMON J.C., 1996. Biores. Technol., 55, 63-77.
- BRIONNE E., 1993. Recherche sur les conditions de valorisation des déjections animales - quantification du phosphore - extraction de l'azote. Thèse de doctorat, UFR ENS Chimie. Rennes I, 184 p.
- BROND S., SUND C., 1994. Wat. Sci. Tech., 29(9), 231-240.
- CEMAGREF, 1985. L'exploitation des lagunages naturels, Guide technique à l'usage des petites collectivités. Documentation technique, F.N.D.A.E., N°1, 67 p.
- COILLARD J., 1994. Porc Magazine, 268, 35-39.
- CORPEN, 1996. Estimation des rejets d'azote et de phosphore des élevages de porcs. Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation, Ed. Paris, 23 p.
- COUTON Y., BOIRAN M., DEVROE C., SENEZ L., GERMON J.C., LEMIERE J.P., COQUILLE J.C., 1995. Journées Rech. Porcine en France, 27, 359-366.
- GUILLOTEAU J.A., LIÉNARD A., VACHON A., LESAVRE J., 1993. Wat. Sci. Tech., 27, 97-104.
- LEMIERE J.P., COQUILLE J.C., COUTON Y., GERMON J.C., 1995. Automatisation de la conduite d'un pilote de nitrification d'effluents d'élevage. In : Recents progrès en génie des procédés automatiques et maîtrise des procédés complexes, Lyon, Lavoisier Techniques et documentation, Paris, 9, 105-110.
- MICHEL O., 1995. Participation à la mise au point et à l'évaluation technique et économique de différents procédés de traitement du lisier de porc à la ferme. DESSERE, Université de Bourgogne, 105 p.
- PEARSON H.W., 1996. Wat. Sci. Tech., 33(7), 1-9.
- RULKENS W.H., TEN HAVE P.J.W., 1994. Wat. Sci. Tech., 30(7), 157-165.

- SAÏAC J.H., 1989. L'informatique appliquée au calcul scientifique. Dunod Ed. Paris, 84-87.
- SENEZ L., 1993. Le traitement à la ferme des lisiers de porc : étude des performances d'un dispositif de nitrification de l'azote. DESSERE, Université de Bourgogne, 50 p.
- SEVRIN-REYSSAC J., de LA NOÛE J., PROULX D., 1995. Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Lavoisier, Tec. et Doc., 118 p.
- SHILTON A., 1996. Wat. Sci. Tech., 33(7), 183-189.
- SOMMER S.G., SIBBESEN E., NIELSEN T., SCHOERRING J.K., OLESEN J.E., 1996. J. Environ. Qual., 25, 241-247.