

## Les effets et conséquences de la méthanisation sur la matière organique et l'azote des lisiers de porc

**Les technologies liées au procédé de méthanisation se développent depuis peu. Elles transforment les substrats organiques utilisés, modifiant plus ou moins leurs caractéristiques et leurs impacts environnementaux. L'analyse du cas du lisier de porc illustre ces modifications et leurs conséquences.**



Le développement de la méthanisation en tant que technique de production d'énergie renouvelable à partir de matières organiques d'origine résiduaire est encouragé (subventions, tarifs bonifiés de rachat de l'électricité ou du biométhane). Il convient cependant de connaître ses effets connexes, en particulier au plan environnemental, afin de les gérer au mieux et rechercher les voies permettant de minimiser les impacts environnementaux négatifs. Dans cet objectif, divers travaux ont été réalisés en 2010 dans le cadre de Biodécol2, sur la base d'un dispositif expérimental mis en œuvre à la station porcine de Guernevez dans le Finistère (encadré 1, et photo 1).

Le lisier de porc est une ressource abondante en masse (environ dix-huit millions de tonnes par an en France), il se prête bien à la méthanisation, mais, étant constitué à 95 % d'eau, son potentiel méthanogène est limité. Dans les unités de méthanisation, d'autres substrats plus riches en matière organique lui sont donc adjoints, tels que des déchets d'industries alimentaires ou des végétaux. Pour ces expérimentations, nous avons utilisé des lisiers de porc à l'engrais dosant 7 à 8 % de matière sèche et un co-substrat sec constitué de résidus d'une biscuiterie.

### La matière organique est dégradée en proportion variable

Le premier effet attendu de la méthanisation est la perte d'une partie des matières organiques transformées en biogaz. Pour le lisier, elle n'est que de 22 %. Cette valeur peu élevée est cohérente avec la production de méthane mesurée (13,8 m<sup>3</sup> par tonne de lisier, 250 litres de méthane par kg de matière organique intro-

duite). Dans le cas du mélange avec les résidus de biscuiterie, la production de biogaz est doublée (+ 110%) par la présence de seulement 2,8 % de co-substrat. Cela suppose un taux bien plus élevé de dégradation de ce co-substrat (de l'ordre de 90-95 %), ce qui est possible du fait qu'il est constitué de matières très digestibles (farine, sucre, huile, beurre...).

L'effet de la méthanisation sur les matières organiques de ces deux substrats apparaît donc bien différent. Dans le cas du lisier, son contenu organique est le résidu de la digestion par les porcs, puis d'une digestion anaérobie plus ou moins active dans les pré-fosses en porcherie. Il n'est donc pas étonnant que ces matières résistent en grande partie à un passage relativement rapide dans un digesteur à 38 °C. Dans le cas du résidu de biscuiterie, la majeure partie du carbone est transformée en biogaz, ce qui laisse finalement un digestat peu différent du digestat de lisier. Avec des co-substrats contenant des matières organiques moins faciles à dégrader (fractions ligno-cellulosiques), il n'en serait pas de même.

### Une odeur d'ammoniac et un pH qui monte

Au sortir du digesteur, le digestat de lisier apparaît visuellement peu différent du lisier d'origine. Un peu plus fluide, il se distingue par une rapide décantation des fractions grossières. Encore chaud, il dégage une odeur d'ammoniac bien prononcée. Comme attendu, la méthanisation n'impacte pas la quantité d'azote total (tableau 2). Elle s'accompagne d'une minéralisation d'une partie de l'azote organique (22 %). Le lisier de porc étant déjà riche en azote ammoniacal, la proportion d'azote ammoniacal n'augmente que faiblement, de 65 à 72 %, ce qui est insuffisant pour expliquer cette odeur.

① Unité de méthanisation de Guernevez. Les deux digesteurs (cuves de couleur verte) de type « complètement mélangé » et d'une capacité utile de 20 m<sup>3</sup> chacun sont associés à de petites cuves (de couleur blanche) d'alimentation en amont et de collecte du digestat en aval.

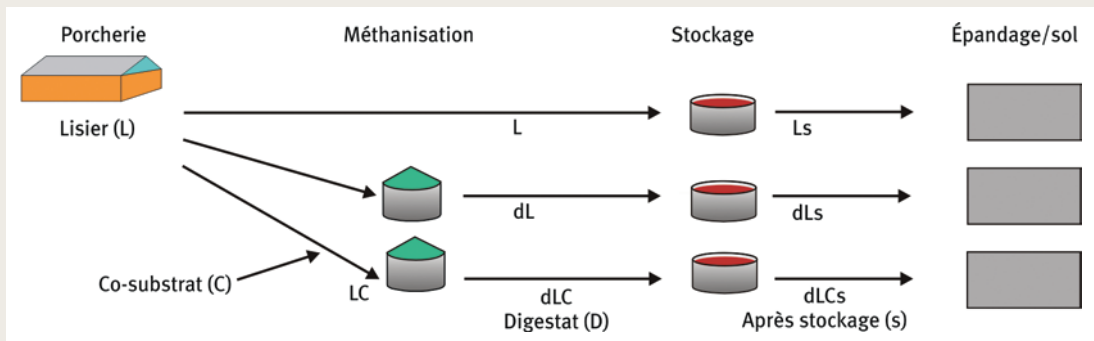


© Chambre d'agriculture de Bretagne

## ① LE DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Le dispositif comporte trois modalités (figure ①). La modalité 1 correspond à une gestion habituelle du lisier de porc. Le lisier (L) extrait des salles d'élevage en fin de bande est transféré en fosse extérieure, puis après plusieurs mois de stockage, l'effluent (Ls) est épandu sur des terres pour la fertilisation des cultures. Dans la modalité 2, le lisier subit une digestion anaérobie dans un digesteur chauffé à 38 °C, puis le digestat (dL) est stocké en fosse. Dans la modalité 3, un co-substrat d'origine agroalimentaire est ajouté au lisier, le mélange (LC) subit également une digestion anaérobie. Son digestat (dLC) est ensuite stocké dans des conditions semblables aux deux autres effluents.

### ① le dispositif expérimental



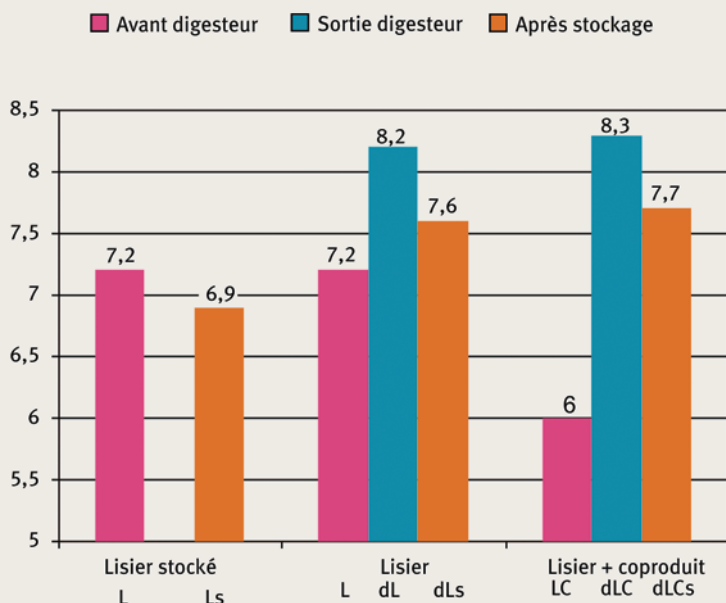
Le co-substrat a été ajouté au lisier à raison de 30 kg par m<sup>3</sup> de lisier, ce qui a permis de doubler la production de gaz par tonne d'intrant. Les conditions de fonctionnement des digesteurs et les performances de production de biogaz figurent dans le tableau ①.

### ① Conditions de fonctionnement des digesteurs et performances de production de biogaz.

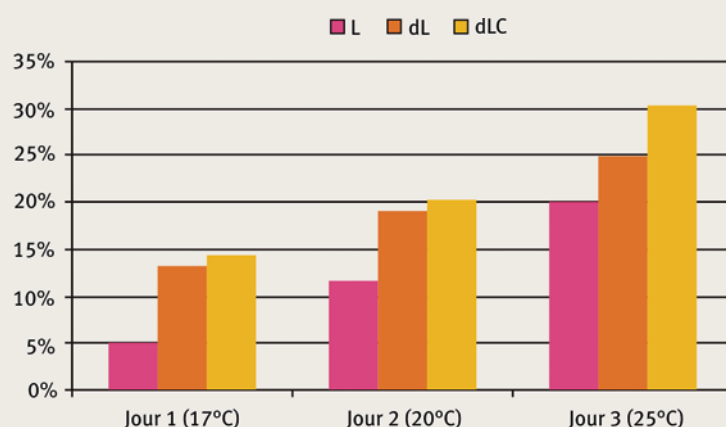
Modalité (type d'intrant)		L	LC
Temps de rétention hydraulique	jours	20	34
Matière organique par m <sup>3</sup> de digesteur	kg m <sup>3</sup> j <sup>-1</sup>	2,9	2,4
DCO par m <sup>3</sup> de digesteur	kg m <sup>3</sup> j <sup>-2</sup>	5,8	4,6
Biogaz par m <sup>3</sup> de digesteur par jour	m <sup>3</sup> m <sup>3</sup> j <sup>-1</sup>	1,0	1,3
Méthane par tonne d'intrant	m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup>	13,8	29,0
Méthane par tonne de matière organique	m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup>	247	366

## ② Évolution du pH des effluents.

La méthanisation induit une forte hausse du pH. Au stockage, il tend ensuite à baisser progressivement. Le pH de 6 du mélange LC avant méthanisation résulte d'une production d'acide organique (par acidogénèse) qui suit rapidement l'introduction du co-substrat dans le lisier. Il en résulte aussi une production d'odeurs peu agréables qui seront éliminées dans le digesteur.



## ③ Fraction d'azote ammoniacal volatilisé dans les 24 heures suivant l'épandage en surface du sol (test « Wind Tunnel »). La température en journée (17°C pour le jour 1 à 25°C pour le jour 3) influence fortement sur l'importance des pertes.



## ④ Teneurs en azote des effluents avant et après méthanisation.

Effluent	Digestion anaérobie	Lisier		Lisier + co-substrat	
		Avant (L)	Après (dL)	Avant (LC)	Après (dLC)
N total	g/kg	6,2	6,2	6,4	6,4
N organique	g/kg	2,2	1,7	2,3	1,8
N-NH <sub>3</sub>	g/kg	4,0	4,5	4,1	4,6
N-NH <sub>3</sub> / N total		65 %	72 %	64 %	72 %

Comme précédemment souligné par différents auteurs (Massé *et al.*, 1997 ; Wulf *et al.* 2002), l'un des effets les plus marquants concerne l'augmentation du pH suite à la digestion (figure ②). Proche de la neutralité dans les lisiers, il devient basique dans les digestats pour atteindre des valeurs de 8,2 à 8,3. Or, à ce niveau, l'équilibre de dissociation de l'ion ammonium évolue vers une plus grande proportion d'azote NH<sub>3</sub> dissous qui tend à se volatiliser au contact de l'air. C'est ce qui se produit effectivement au cours du stockage et au moment de l'épandage.

## Augmentation des pertes d'azote ammoniacal au stockage et à l'épandage

Au cours du stockage (cinq mois), dans les conditions de l'essai, les pertes d'azote observées se situent dans une fourchette de 6 à 11 % pour le lisier contre 17 à 22 % pour les digestats. Sur une période de 44 jours (avril-mai), les pertes d'azote mesurées en surface de fosse ont été de 8,8 g m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> pour le lisier, contre 17,7 et 19,8 g m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> pour les digestats dL et dLC. La plus grande volatilité de l'azote des digestats aboutit à un doublement des pertes au stockage dans le cas présent. Pour des digestats contenant des matières végétales conduisant par flottation à la formation d'une croûte de surface, les pertes pourraient être sensiblement atténuées. À l'épandage, les mesures de la volatilisation de l'ammoniac à l'aide de tunnels ventilés (photo ②) font également apparaître des pertes plus importantes avec les digestats (figure ③). Alors que pour le lisier 5 à 20 % de l'azote ammoniacal a été volatilisé en 24 heures, pour les digestats ce sont 5 à 10 % d'azote en plus qui ont été perdus. La dynamique horaire montre que ce supplément de perte se produit surtout dans les premières heures qui suivent l'épandage.

Cette plus grande volatilité de l'azote des digestats observée au cours de cette expérimentation constitue un réel inconvénient au plan agronomique (perte de valeur fertilisante) et environnemental (acidification, énergie, particules fines) si elle n'est pas contrecarrée par des adaptations techniques visant à les limiter. Les techniques déjà préconisées pour les lisiers de porc (couverture de fosse, épandage au ras du sol, enfouissement rapide après épandage ou injection directe dans le sol...) sont à recommander également pour les digestats liquides à pH élevé et riche en azote ammoniacal. Mais des stratégies nouvelles sont sans doute à rechercher et à tester.

Dans le cadre du programme Biodecol, quelques premières investigations ont été faites afin de mieux comprendre le comportement de ces produits fertilisants nouveaux. Au champ, un essai de fertilisation sur maïs a ainsi été réalisé. Les quatre modalités de fertilisation azotée (ammonitrate, L, dL, dLC) n'ont pas donné de différence significative pour le rendement, si ce n'est avec le témoin non fertilisé, bien que l'épandage ait été fait à la surface du sol et sans enfouissement. Les émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) par le sol, mesurées dans le cadre de cet essai terrain sur une période de cinq mois, varient entre 0,5 et 1 % de l'azote épandu, sans différence significative entre les modalités (minéral, lisier, digestats).

La minéralisation du carbone et de l'azote de quatre digestats de lisier de porc a été étudiée en conditions contrôlées de laboratoire (15 °C et humidité optimale).



© F. Guizrou (Iristea)

Dispositif « Wind tunnel » d'Iristea utilisé pour mesurer l'ammoniac volatilisé après épandage des effluents sur le sol.

La phase de minéralisation est courte dans le cas des digestats (50 à 70 jours suivant l'incorporation au sol) et ne concerne que 24 à 30% du C apporté, contre 45% en moyenne pour les lisiers (Morvan *et al.*, 2006). Cette moindre biodégradabilité des matières organiques des digestats déjà mesurée par Marcato *et al.* (2009), dans une proportion de l'ordre de 30 à 40%, s'explique par l'élimination d'une partie des fractions facilement biodégradables des lisiers au cours de la méthanisation.

Pour l'azote, les taux de minéralisation mesurés sur la même période de 50-70 jours sont par contre plus élevés pour les digestats que ceux observés avec des lisiers. Ces résultats montrent que la composition et la réactivité des matières organiques est modifiée par le traitement anaérobie. Ils conduisent à faire l'hypothèse d'une compartimentation en un compartiment « labile », rapidement biodégradable, constitué en grande partie par des corps microbiens formés lors de la digestion, et d'un compartiment « résistant », de biodégradabilité très faible, constitué des fractions ayant résisté à la digestion anaérobie.

### Qu'en est-il des émissions de méthane au stockage ?

D'une manière générale, l'importance des émissions de méthane par les digestats au stockage demande à être mieux évaluée, car les enjeux sont importants en termes de gaz à effet de serre. Des observations ultérieures ont montré que le digestat de lisier émettait dans des conditions de stockage identiques trois à cinq fois moins de méthane au stockage que le lisier brut. La méthanisation est dans ce cas réductrice en termes d'émission de méthane. Par contre, après ajout de quantités importantes de co-substrat, le digestat résultant pourrait s'avérer plus émetteur en méthane au stockage que le lisier initial, ce qui serait bien moins favorable. Afin de limiter ces émis-

sions secondaires de méthane, des réponses techniques peuvent être envisagées (temps de séjour adapté, post-digester, couverture des stockages, séparation de phase avec séchage ou traitement aérobie d'une fraction des matières organiques...), mais les surcoûts induits doivent rester supportables.

### Autres effets étudiés

Le phosphore dans les lisiers de porc est en majorité (80%) sous forme minérale précipité en particules fines. La digestion anaérobie provoque une dégradation partielle des formes organiques du phosphore, mais cette fraction est relativement faible et une partie du phosphore ainsi libéré est précipité sous l'effet du pH. Il en résulte une composition du digestat quasiment identique à celle du lisier brut. On observe toutefois une légère augmentation des fractions dissoutes (de 10 à 14% de P total).

Concernant les micro-organismes, les effets de la méthanisation diffèrent selon les germes étudiés. Lors du passage dans le digesteur, les teneurs en *Escherichia coli* diminuent de l'ordre de 2 logs, passant ainsi de  $10^5$  à  $10^3$ - $10^2$  UFC/g, soit un abattement comparable à ceux observés à l'issue d'un stockage long du lisier en fosse (Pourcher *et al.*, 2012). Par contre, comme attendu, les concentrations en *Clostridium perfringens* ( $10^4$  UFC/g), germe ubiquiste, capable de sporuler, ne baissent pas significativement. Un temps de séjour plus long pourrait améliorer l'efficacité du traitement sur les formes végétatives mais ne permettrait pas d'éliminer la plupart des formes sporulées dont certaines sont produites par des bactéries pathogènes. La digestion mésophile ne peut pas être considérée comme étant un traitement efficace permettant une hygiénisation du produit.

## Conclusions

Ces dernières années, la méthanisation a été présentée comme une technique vertueuse à bien des égards. Si elle a de nombreux atouts, il faut aussi admettre l'existence de points faibles. Il reste encore beaucoup à faire pour mieux les connaître et surtout rechercher des solutions appropriées permettant de limiter les impacts négatifs, d'autant que la diversité des substrats utilisés et des modes de mise en œuvre conduisent à une hétérogénéité des situations.

Il ne faudrait pas cependant, par une sorte de retour de balancier, viser la perfection immédiate notamment par des exigences réglementaires trop contraignantes qui risqueraient de compromettre le développement de cette technologie encore débutante. Le cas des pertes d'azote par volatilisation est sans doute un des points les plus sensibles face aux objectifs de réduction des émissions d'ammoniac. La question des émissions de méthane au stockage constitue un autre aspect important au regard des enjeux climatiques. ■

## Les auteurs

### Pierre QUIDEAU

Chambre régionale d'agriculture de Bretagne  
Pôle Porcs-aviculture  
Chambre d'Agriculture des Côtes d'Armor  
BP 10540 – 22195 Plerin Cedex  
✉ [Pierre.QUIDEAU@cotes-d-armor.chambagri.fr](mailto:Pierre.QUIDEAU@cotes-d-armor.chambagri.fr)

### Thierry MORVAN

INRA  
UMR INRA/Agrocampus 1069 SAS  
Sol Agro et hydrosystème spatialisation  
65 rue de St-Brieuc – 35042 Rennes Cedex  
✉ [Thierry.Morvan@rennes.inra.fr](mailto:Thierry.Morvan@rennes.inra.fr)

### Fabrice GUIZIOU, Marie-Line DAUMER, Anne-Marie POURCHER et Fabrice BÉLINE

Irstea, centre de Rennes, UR GERE  
Gestion environnementale  
et traitement biologique des déchets  
17 Avenue de Cucillé – CS 64427 – 35044 Rennes  
✉ [fabrice.guiziou@irstea.fr](mailto:fabrice.guiziou@irstea.fr)  
✉ [marie-line.daumer@irstea.fr](mailto:marie-line.daumer@irstea.fr)  
✉ [anne-marie.pourcher@irstea.fr](mailto:anne-marie.pourcher@irstea.fr)  
✉ [fabrice.beline@irstea.fr](mailto:fabrice.beline@irstea.fr)

## EN SAVOIR PLUS...

- ✉ **CASTAING, J., POUECH, P., COUDURE, R.**, 2002, Digestion anaérobie de lisier de porcs en mélange avec des déchets agro-industriels, *Journées de la Recherche Porcine*, n° 34, p. 195-202.
- ✉ **CLEMENS, J., TRIMBORN, M., WEILAND, P., AMON, B.**, 2006, Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry, *Agric. Ecosyst. Environ.*, n° 112, p. 171-177.
- ✉ **MARCATO, C.-E., MOHTAR, R., REVEL, J.-C., POUECH, P., HAFIDI, M., GUIRESSE, M.**, 2009, Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry, *International Biodeterioration and Biodegradation*, n° 63, p. 260-266.
- ✉ **MASSÉ, D.I., DROSTE, R.L., KENNEDY, K.J., PATNI, N.K., MUNROE, J.A.**, 1997, Potential for the psychrophilic anaerobic treatment of swine manure using a sequencing batch reactor, *Can. Agric. Eng.*, n° 39, p. 25-33.
- ✉ **MORVAN, T., NICOLARDOT, B., PEAN, L.**, 2006, Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach, *Biology and Fertility of Soils*, n° 42, p. 513-522.
- ✉ **POURCHER, A.-M., ZIEBAL, C., KERVARREC, M., BIOTEAU, T., DABERT, P.**, 2012, Sanitary Status of 44 Hog Manures in Brittany: Comparison of the Effectiveness of Manure Treatments Based on the Levels of Indicator Bacteria and Two Pathogenic Bacteria, *Journal of Agricultural Science and Technology*, n° 3 (A2), p. 303-313.
- ✉ **VEDRENNE, F.**, 2007, *Étude des processus de dégradation anaérobie et de production de méthane au cours du stockage des lisiers*, Thèse ENSAR, 211 p.
- ✉ **WULF, S., MAETING, M., CLEMENS, J.**, 2002, Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia volatilization, *J. Environ. Qual.*, n° 31, p. 1789-1794.