

La méthanisation en milieu rural et ses perspectives de développement en France

De nombreux pays européens s'accordent sur le fait que la méthanisation est un réel atout pour le développement durable. Les différentes approches qu'ils mettent en œuvre sont autant de modèles intéressants à étudier. En effet, quelles prises de positions par rapport aux points positifs et négatifs de ce procédé dénotent ces choix ? Dans quelle mesure permettent-ils une mise en perspective constructive pour l'avenir de la méthanisation ?

Historique et contexte de la méthanisation

Le biogaz est connu depuis longtemps et semble avoir été utilisé au X^e siècle avant J.-C. pour chauffer les bains en Assyrie (Lusk, 1998). Toutefois, c'est à partir du XVII^e siècle que les scientifiques ont commencé à s'intéresser au processus de méthanisation, également appelé digestion anaérobie. Ainsi, à cette époque, Boyle et Papin ainsi que Van Helmont découvrirent que la décomposition des corps animaux et des plantes produisaient un gaz inflammable. Un siècle plus tard, Volta conclut qu'il existait une corrélation directe entre la quantité de matière organique qui se dégradait et la quantité de gaz formé. Entre 1804 et 1810, Dalton, Henry et Davy découvrirent la composition chimique du méthane qui s'échappait lors de la décomposition des animaux. Plus récemment, Herter montra en 1876 que les boues pouvaient se transformer en méthane et CO₂ en proportions stoechiométriques (Marchaim, 1994). Le premier digesteur industriel fut construit en 1859 en Inde, dans une colonie de Bombay. Dès 1897, le gaz issu de la fermentation des effluents sanitaires d'une léproserie (Matinga Leper) fut utilisé pour l'éclairage alors qu'en 1896, le gaz issu des boues était utilisé pour l'éclairage des rues d'Exeter en Angleterre. La recherche appliquée relative à la digestion anaérobie commença avec Buswell en 1920. Ainsi, il identifia les principaux processus de dégradation anaérobie et établit la stoechiométrie associée (encadré 1) et développa également les premières filières à l'échelle de la ferme (encadré 2).

En France, la méthanisation, portée par la problématique énergétique, a connu un essor important dans les années 1970-80 avec une centaine d'installations et c'est également à cette période que sont apparues les premières publications scientifiques françaises sur ce sujet (Couplet

et Albagnac, 1978 ; Juste *et al.*, 1981 ; Aubart *et al.*, 1983 ; Delafarge *et al.*, 1983). Cependant, la politique énergétique française a rapidement entraîné un déclin de ce procédé et la méthanisation a alors connu une traversée du désert de plus de vingt ans. Récemment, face à la problématique « effet de serre », à l'augmentation récente du coût de l'énergie, à la volonté de produire de l'énergie renouvelable et à la prise de conscience collective du concept de développement durable, de nouveaux paramètres sont pris en considération concernant la gestion des déchets et des résidus organiques. Ils incluent une optimisation du bilan énergétique des filières et la possibilité de mieux recycler les nutriments sous d'autres formes que l'épandage direct. Ainsi, la digestion anaérobie (ou méthanisation) est de plus en plus perçue comme une voie incontournable d'amélioration du bilan environnemental et énergétique de la gestion des déchets organiques. En effet, cette technique permet de transformer une partie de la matière organique des déchets et autres résidus agricoles en méthane (valorisable sous forme d'énergie) et semble un bon moyen de réduire les émissions de gaz à effet de serre liées à la gestion des déjections animales (Amon *et al.*, 2006 ; Clemens *et al.*, 2006).

Pour autant, actuellement seulement quelques pays en Europe produisent une part significative de biogaz par méthanisation agricole. Il s'agit notamment de l'Allemagne, de l'Autriche, des Pays-Bas et du Danemark qui ont su tirer partie des avantages de la méthanisation et ont ainsi construit leurs modèles de développement de la filière. Certains pays encouragent l'utilisation de cultures énergétiques dans le but d'augmenter plus rapidement la production d'énergie renouvelable alors que d'autres pays s'interrogent sur la pertinence environnementale d'utiliser ces cultures et portent leur priorité sur la valorisation des gisements de déchets déjà existants.

État des lieux en Europe

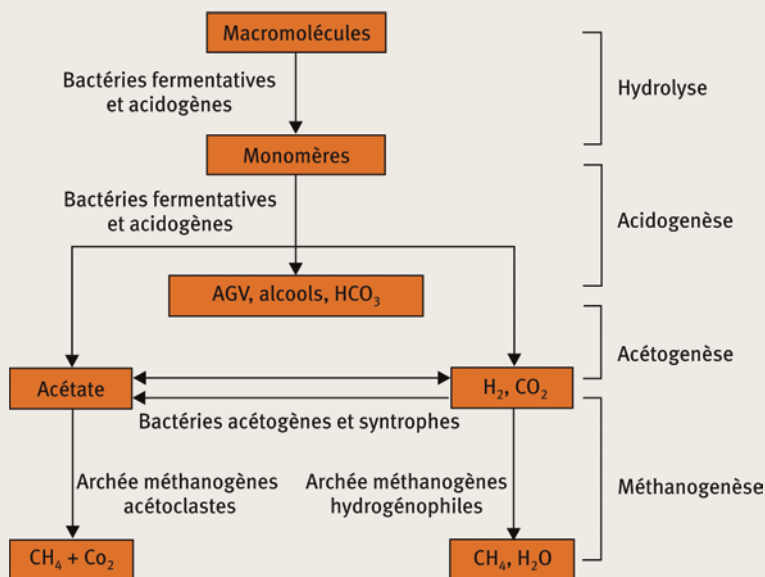
En 2010, 10,9 Mtep d'énergie primaire biogaz ont été produits dans l'Union européenne à partir des gisements agricoles mais également des décharges et des stations d'épuration. La croissance importante et récente de cette production s'explique en grande partie par le développement des unités de méthanisation agricole et territoriale qui atteint 6,9 Mtep et devançant maintenant le gisement issu des décharges et des stations d'épuration. Dans ce secteur en développement, l'Allemagne est leader avec plus de 6,0 Mtep produit en 2010 puis viennent les Pays-Bas et l'Autriche (0,15-0,2 Mtep) puis le Danemark, l'Italie, la République Tchèque et la Belgique (0,07-0,1 Mtep) (tableau 7). En Allemagne où le développement s'est accéléré depuis dix ans, on dénombre aujourd'hui plus de six mille installations majoritairement « à la ferme ». La politique nationale en matière d'énergie renouvelable, notamment la loi EEG Biogas (*Erneuerbare-Energien-Gesetz*) de 2004 qui a fixé le tarif d'achat de l'électricité issue du biogaz en moyenne à 0,18 €/kWh électrique, avec un système de bonification qui incite à l'utilisation de cultures énergétiques et à la valorisation de la chaleur, est à l'origine de cet important développement. Ainsi, la plupart des unités effectuent de la co-digestion d'effluents d'élevage et de cultures énergétiques (ensilage de maïs principalement). Depuis, ce prix d'achat a été revu régulièrement à la hausse et peut atteindre jusqu'à environ 0,30 €/kWh électrique, aujourd'hui. De même, en Autriche, la méthanisation s'est fortement développée sur un modèle similaire à l'Allemagne au début des années 2000, avec des lois successives concernant le prix d'achat de l'électricité issue du biogaz à partir de 2002 et portant ce tarif jusqu'à 0,22 €/kWh. Ainsi, en 2008, environ 350-400 unités étaient en fonctionnement et la très grande majorité de ces unités utilise des cultures énergétiques en complément des effluents d'élevage. Contrairement à l'Allemagne, le Danemark se singularise avec, en plus d'une soixantaine d'unités à la ferme, plus de vingt unités centralisées de taille importante, fonctionnant en co-digestion et rassemblant agriculteurs, collectivités et industries, dans un contexte spécifique associant tarif d'achat élevé, nombreux réseaux de chaleur favorisant la valorisation thermique, forte densité d'élevages et culture de la coopération. Contrairement à l'Allemagne, peu de cultures énergétiques sont utilisées en co-digestion avec les effluents d'élevage. Dans ce cas, les co-substrats organiques utilisés sont principalement des déchets de l'industrie et des collectivités (Angelidaki et Ellegaard, 2003). Bien qu'indispensables, ces ajouts de co-substrats organiques engendrent aussi des difficultés techniques et réglementaires supplémentaires pour l'unité de traitement elle-même, mais aussi pour la valorisation ultérieure des digestats (Nielsen et Angelidaki, 2008).

En Italie, une législation très incitative axée sur le développement du biogaz agricole a été mise en place en juillet 2009. Celle-ci fixe le tarif d'achat de l'électricité issue du biogaz agricole à 0,28 €/kWh. Ainsi, ce secteur connaît une croissance importante avec environ 250-300 unités en 2009-2010 situées principalement dans le Nord de l'Italie. Le modèle de développement dans ce pays est proche de celui observé en France avec majori-

1 LES PROCESSUS DE DÉGRADATION ANAÉROBIE

La méthanisation, également appelée digestion anaérobie, est une voie de dégradation microbienne au cours de laquelle, en conditions anaérobies, la matière organique complexe est minéralisée en un biogaz composé principalement de méthane et de dioxyde de carbone. Ce mécanisme de dégradation est constitué d'une chaîne réactionnelle complexe. Elle se décompose en quatre principales étapes faisant intervenir des populations microbiennes spécifiques constituant un réseau trophique : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse.

1 Schéma simplifié des processus de digestion anaérobie (adapté de Moletta, 2006).



L'équilibre des réactions chimiques, lié à l'activité enzymatique des micro-organismes, requiert des conditions environnementales adaptées à l'ensemble de la communauté microbienne mise en jeu. Le pH optimal se situe entre 6,5 et 8. Bien que la méthanisation puisse avoir lieu de 2 °C à 100 °C, différentes gammes de fonctionnement sont habituellement utilisées :

- psychrophile : $T < 20\text{ °C}$,
- mésophile : $20\text{ °C} < T < 45\text{ °C}$ avec un optimum à 35 °C,
- thermophile : $45\text{ °C} < T < 65\text{ °C}$ avec un optimum à 55 °C.

La méthanogénèse est sensible à de nombreux groupes d'inhibiteurs, notamment les accepteurs d'électrons alternatifs (oxygène, nitrate et sulfate), l'ammoniac, le sulfure d'hydrogène, les AGV (acides gras volatils), les métaux lourds et les cations. Toutefois, l'effet toxique d'un inhibiteur dépend de sa concentration et de la capacité des bactéries à s'adapter à celui-ci.

tairement des unités de co-digestion et une valorisation du biogaz principalement par cogénération. Toutefois, l'utilisation de cultures énergétiques semble plus fréquente (30% des unités). Comme en France, la taille des unités se répartit en deux classes principales ($< 500\text{ kWe}$ et $> 500\text{ kWe}$) représentant chacune environ la moitié de la puissance installée.

État des lieux en France

En France, le regain d'intérêt pour cette technique a conduit les pouvoirs publics à effectuer une première réévaluation, en 2006, du tarif d'achat de l'électricité produite à partir du biogaz issu des procédés de méthanisation, avec un tarif pouvant atteindre, dans le meilleur des cas, environ 0,15 €/kWh. Une seconde réévaluation a été adoptée au cours du premier semestre 2011, portant ce tarif d'achat de l'électricité jusqu'à

► 0,20 €/kWh dans le meilleur des cas (tableau 2). À cela s'ajoute également la création récente d'un cadre spécifique permettant l'injection du méthane issu des unités de méthanisation dans le réseau de gaz naturel et la reconnaissance de la méthanisation comme une activité agricole (loi de modernisation de l'agriculture et de la pêche). Les modèles de développement de la méthanisation française restent encore à préciser mais il existe un consensus politique pour que ce procédé s'applique principalement aux déchets et surtout ne vienne pas concurrencer, en ce qui concerne les intrants, la production de fourrages ou d'aliments. Ainsi, ce procédé se développe autour de quatre principaux flux de déchets et effluents organiques : les biodéchets ménagers et les ordures ménagères résiduelles, les déchets et coproduits organiques de l'agriculture, les déchets organiques des agro-industries et les boues issues des unités de traitement des eaux usées.

En milieu rural, une quarantaine d'installations de méthanisation étaient en fonctionnement en 2011 (cf., dans ce même numéro, l'article de Béline, page 28 et l'article de Leguen et Damiano, page 30).

Ces unités valorisent les effluents d'élevage (lisiers, fumiers) auxquels d'autres co-substrats organiques peuvent être ajoutés :

- déchets de collectivités (déchets verts, déchets des stations d'épuration – boues notamment...),
- déchets industriels (déchets ou co-produits d'industries agroalimentaires principalement).

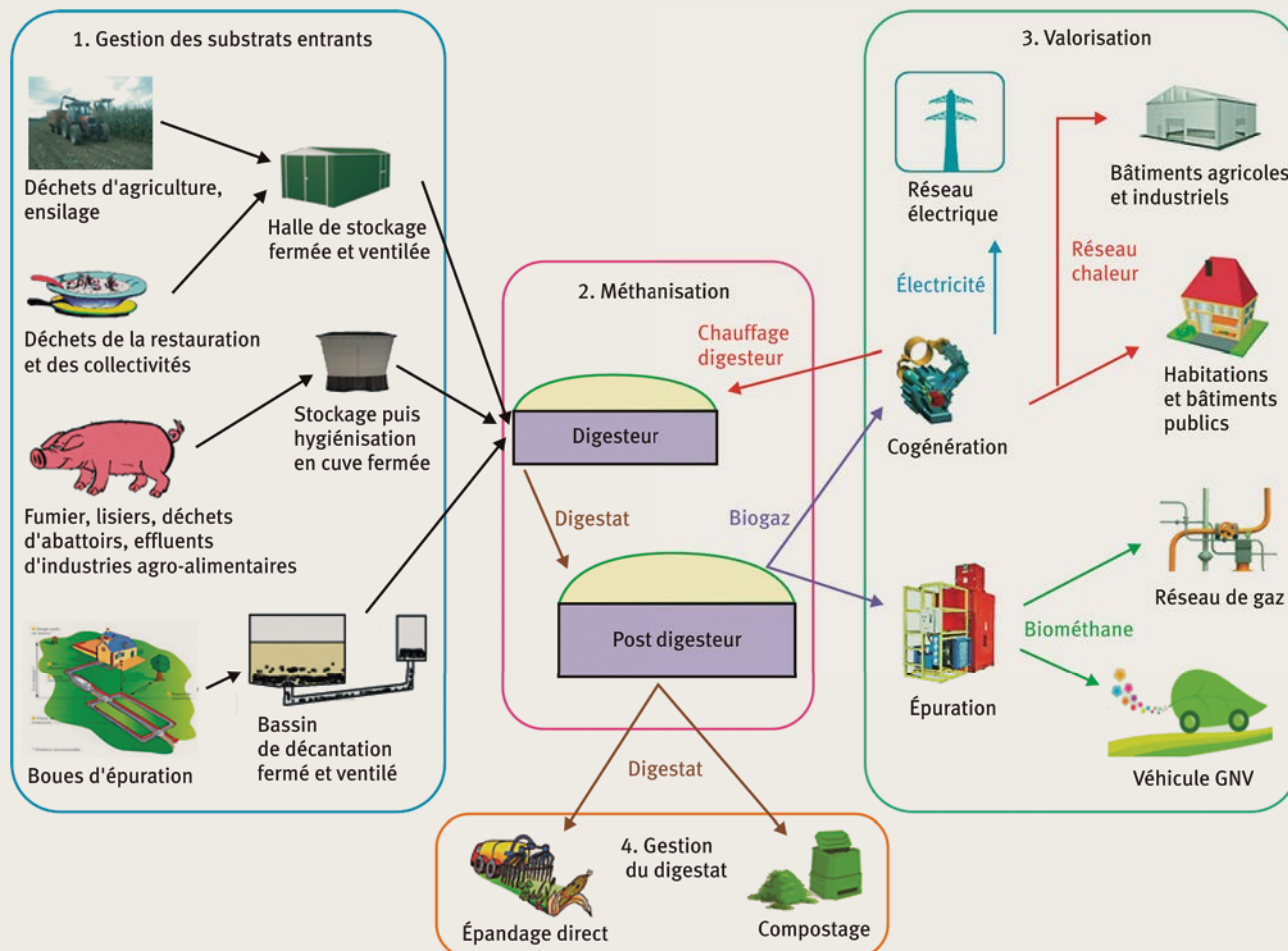
De plus, avec les enjeux actuels de production d'énergie renouvelable et dans un contexte agricole en pleine évolution, une problématique forte émerge autour de l'utilisation de cultures dédiées à la production de biogaz. Ces cultures peuvent être de deux types :

- des cultures énergétiques conventionnelles parmi lesquelles se trouvent le maïs ensilage, le sorgho et les betteraves ;
- les cultures dérobées, essentiellement cultivées entre deux cultures principales, parmi lesquelles on retrouve des plantes produisant une quantité importante de biomasse sur des cycles courts telles que le ray-grass, le trèfle, l'avoine, la phacélie, la moutarde, les radis, les féveroles, le colza, etc.

2 DESCRIPTION D'UNE FILIÈRE DE MÉTHANISATION

La méthanisation est un procédé de traitement et de valorisation des déchets (liquides et solides) et des résidus organiques. Il est mis en œuvre dans des réacteurs et fait appel à des processus biochimiques complexes. Il en résulte deux produits : le biogaz composé principalement de méthane et de dioxyde de carbone et un résidu communément appelé digestat.


2 Schéma général des installations de méthanisation (d'après Club Biogaz, 2011).



1 Analyse comparative de différentes expériences européennes de développement de la méthanisation agricole et territoriale (données 2009-2010).

Pays	Allemagne	Danemark	Italie	France
Nombre d'installations	6 000-7 000	80	250-300	40-50
Production annuelle d'énergie primaire (ktep)	6 000	74	88	48
Principaux modèles de développement	À la ferme, valorisation du biogaz principalement par cogénération d'électricité et de chaleur. Faible taux de valorisation de la chaleur.	Environ 20 unités centralisées développées dans les années 80-90 représentant 50-60 % de la production de biogaz et environ 60 à la ferme développées plus récemment au début des années 2000. Valorisation du biogaz principalement par cogénération d'électricité et de chaleur. Très bonne valorisation de la chaleur produite grâce aux réseaux de chaleur très développés.	À la ferme et centralisée représentant respectivement 50/50% de la puissance installée. Valorisation du biogaz principalement par cogénération d'électricité et de chaleur.	À la ferme et centralisée/territoriale représentant respectivement 85/15% du nombre d'unité et 50/50% de la puissance installée. Valorisation du biogaz principalement par cogénération d'électricité et de chaleur.
Principaux intrants	Cultures énergétiques et effluents d'élevage	Effluents d'élevage et déchets agro-alimentaires variés	Effluents d'élevage et cultures énergétiques	Effluents d'élevage et déchets agro-alimentaires variés
Politiques de soutien	Politique de soutien depuis le début des années 2000. Tarif d'achat de l'électricité produite à partir de biogaz régulé par la loi allemande sur les énergies renouvelables (EEG) et revu régulièrement en fonction de la conjoncture de la filière et de l'énergie (2004, 2008, 2012). Tarif d'achat de l'électricité de base en fonction de la taille de l'unité auquel s'ajoutent différents bonus dont notamment l'utilisation de cultures énergétiques, taux de valorisation énergétique, technologie, insertion paysagère... portant actuellement ce tarif jusqu'à 0,30 €/kWh électrique.	Soutien les installations collectives par l'agence danoise de l'énergie à partir du début des années 80. Soutien financier de l'État à l'investissement (20-40 %) Tarif d'achat de l'électricité garanti de 0,10 €/kWh électrique.	Politique forte de soutien récent (2009) avec un tarif d'achat de l'électricité issue du biogaz en fonction de la taille de l'unité allant jusqu'à 0,28 €/kWh électrique.	Politique de soutien depuis 2006 avec une réactualisation des tarifs d'achat de l'électricité issue du biogaz en 2011. Soutien financier à l'investissement (ADEME et collectivités territoriales). Tarif d'achat de l'électricité de base en fonction de la taille de l'unité auquel s'ajoutent des bonus pour l'utilisation d'effluents d'élevage et le taux de valorisation énergétique portant actuellement ce tarif jusqu'à 0,20 €/kWh électrique.

2 Tarifs d'achat de l'électricité produit à partir de biogaz (version révisée de mai 2011 ; le tarif est actualisé tous les ans en fonction d'indicateurs INSEE).

<p>Pour les installations de stockage des déchets ménagers (ISDND) valorisant le biogaz produit, le tarif dépend uniquement de la puissance installée et varie de 0,081 à 0,097€/kWh.</p> <p>Pour les installations de méthanisation proprement dites, le tarif dépend également de la puissance installée mais aussi de la quantité d'effluent d'élevage utilisée comme intrant et de l'efficacité énergétique de l'installation en termes de valorisation de l'énergie produite par le biogaz. Le tarif peut ainsi varier de 0,112 à 0,20€/kWh.</p>	Méthanisation		ISDND		<p>Pour tout : interpolation linéaire entre les valeurs</p>
	Puissance maximale installée	Tarif de base (c€/kWh)	Puissance maximale installée	Tarif de base (c€/kWh)	
	≤ 150 kW	13,37	≤ 150 kW	9,745	
	300 kW	12,67	≥ 2 000 kW	8,121	
	500 kW	12,18			
	1 000 kW	11,68			
≥ 2 000 kW	11,19				
+		Prime effluents d'élevage		Selon :	
P max	Pr max	Ef (% d'effluents)	Valeur de Pr		
≤ 150 kW	2,6	≤ 20 %	0		
≥ 1 000 kW	0	≥ 60 %	Pr max		
+		Valeur de l'efficacité énergétique V		Prime M (c€/kWh)	
		V ≤ 35 %	0		 Hors chauffage digesteur, hygiénisation... (process amount)
		35 % < V < 70 %	interpolation linéaire		
		V ≥ 70 %	4		

► Chaque catégorie de substrat comporte des avantages et inconvénients spécifiques à son utilisation dans le projet de méthanisation. Les effluents d'élevage (les lisiers notamment) s'avèrent être des substrats intéressants car ils apportent l'ensemble des nutriments nécessaires au développement des micro-organismes responsables de la digestion anaérobie. De plus, les lisiers ont un fort pouvoir tampon et permettent ainsi de stabiliser le pH du digesteur, ce qui est un atout majeur de stabilité du procédé. Enfin, ils peuvent également permettre de diluer des produits solides ou pâteux, facilitant ainsi la manipulation des déchets solides et améliorant leur digestibilité (Angelidaki et Ahring, 1997). Cependant, l'inconvénient majeur de la méthanisation des effluents d'élevage est la faible teneur en matière organique des produits à traiter (notamment pour les lisiers qui sont des produits dilués) couplée à une faible biodégradabilité de cette matière organique. Ainsi, le potentiel méthanogène des déjections ramené à leur volume est relativement faible (5-30 Nm³CH₄/tonne) et l'ajout de co-substrats présentant des potentiels plus élevés est le plus souvent nécessaire pour assurer la rentabilité économique de tels systèmes. En fonction de leurs caractéristiques (teneur en matière sèche, biodégradabilité, type de matière organique...), le potentiel méthanogène des autres substrats organiques peut varier de valeurs proches de celles des déjections animales (boues de station d'épuration, par exemple) jusqu'à des valeurs pouvant atteindre 200 à 300 Nm³CH₄ par tonne de substrat pour des graisses ou des déchets de viande. Parmi tous les co-substrats envisagés, l'utilisation des cultures énergétiques conventionnelles pose des questions quant à leur concurrence vis-à-vis des cultures à vocation alimentaire et à leur rentabilité économique. De plus, le monde agricole français tient à ce que ses productions restent prioritairement à vocation alimentaire. Contrairement aux cultures énergétiques conventionnelles, les cultures dérobées semblent avoir un avenir plus prometteur et elles ont même été nommées « cultures intermédiaires à valeur énergétique » (CIVE). Néanmoins et préalablement à leur utilisation comme co-substrats dans des unités de méthanisation, les potentiels de production de méthane ainsi que les rendements potentiels de production de biomasse, en condition d'inter-cultures, doivent être précisés.

③ VALORISATION DES DIGESTATS : LES PROJETS EN COURS

Irstea (Patrick Dabert, UR GERE) coordonne actuellement un projet sur la caractérisation des digestats en vue d'une valorisation agronomique (ANR DIVA) dont l'un des objectifs majeurs est de préciser leur valeur agronomique, notamment vis-à-vis de leur capacité à entretenir les stocks de matière organique dans les sols. Ce projet d'une durée de quatre ans (2010-2014) associe, en plus de Irstea, Solagro, Armines, l'Université de Montpellier II, l'INRA, Géotexia et Suez Environnement.

Le programme VALDIPRO, financé par le CASDAR et animé par AILE, TRAME et la chambre d'agriculture de Bretagne, se déroule sur trois ans, de 2012 à 2014 et se concentre sur les procédures administratives de mise en marché des digestats.

Au niveau procédé, bien que de nombreux procédés existent pour mettre en œuvre les processus de méthanisation dans une dimension industrielle, les réacteurs de première génération à biomasse libre dont les plus répandus sont les CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*, ou réacteurs continus « infiniment mélangés ») sont appliqués de manière quasi exclusive en milieu rural car ils sont parfaitement adaptés aux intrants concentrés et complexes rencontrés dans ce contexte (Ernst et Young, 2010).

En conditions de fonctionnement optimal, la méthanisation génère un biogaz composé en majorité de méthane (55 à 70 %) et de dioxyde de carbone (45 à 30 %). Il diffère ainsi du gaz naturel par sa forte teneur en CO₂ et par la présence de constituants chimiques indésirables tels que la vapeur d'eau, l'ammoniac et l'hydrogène sulfuré (Peu *et al.*, 2012) qui peuvent conditionner sa valorisation en tant qu'énergie renouvelable. Bien que différentes voies de valorisation existent (combustion, injection dans le réseau de gaz, biogaz carburant...), le biogaz produit lors de la méthanisation agricole est actuellement majoritairement valorisé à l'aide de moteurs de cogénération permettant de produire de l'électricité et de la chaleur. Cette technique permet de transformer 30-35 % de l'énergie primaire contenue dans le biogaz en électricité et environ 50 % en énergie thermique (rendement global de l'ordre de 80-85 %). Pour valoriser l'électricité produite, la solution la plus simple et la plus rentable économiquement consiste à l'injecter dans le réseau électrique grâce à un contrat d'achat avec EDF (Électricité de France). La valorisation de la chaleur produite lors de la cogénération est systématiquement une des clefs de la rentabilité des projets alors même que de lourdes contraintes pèsent sur son utilisation : saisonnalité de certains besoins, nécessité d'un utilisateur à proximité, absence de tarif d'achat garanti...

Le digestat issu des unités de méthanisation, qu'il soit solide ou liquide selon les procédés de méthanisation mis en œuvre, trouve généralement une voie de valorisation agronomique. Cependant, le digestat n'a pas actuellement de statut de « produit » (homologation ou norme) et des projets de recherche sont en cours sur cette thématique (encadré ③). Ainsi, le digestat est considéré comme un déchet, produit par une installation classée encadrée par la réglementation ICPE (installation classée pour la protection de l'environnement) et il doit donc faire l'objet d'un plan d'épandage pour son retour au sol. Ceci est clairement un frein au développement de la méthanisation, notamment pour les projets multi-partenariaux et les projets en zones d'excédents structurels. Pour éviter la gestion du digestat *via* un plan d'épandage, il est nécessaire de le faire homologuer ou normaliser en tant que « matière fertilisante ». En France, les dénominations et spécifications des amendements organiques sont définies par les normes NF U 44-051 et NF U 44-095 (dans le cas de matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux). La norme NF U 42-001 donne quant à elle les dénominations et spécifications des engrais. Cependant, à ce jour, les amendements organiques définis par les normes NF U 44-051 et NF U 44-095 ne peuvent provenir de matières issues d'un traitement anaérobie que si ce traitement a été suivi d'un traitement aérobie par compostage caractérisé. Même si la déno-

mination « digestat » était définie dans les normes existantes pour les matières fertilisantes, les caractéristiques de ces digestats ne répondraient pas aux spécifications des produits définis par ces normes. Ainsi, la teneur en matière organique sur matière brute des digestats est souvent inférieure aux spécifications minimales des amendements organiques (MO > 20% MB). Par ailleurs, les teneurs sur matière brute en éléments fertilisants peuvent s'avérer inférieures aux spécifications minimales de la norme définissant les engrais (N + P + K > 7%) (Teglia *et al.*, 2011). Afin d'apporter un statut de « produit » aux digestats, il sera donc nécessaire de leur appliquer un post-traitement adéquat ou au contraire de prouver leurs effets agronomiques bénéfiques et leur innocuité en vue de l'établissement d'une norme spécifique.

Impacts environnementaux, agronomiques et sociétaux

La valorisation énergétique du méthane produit par le procédé de méthanisation permet de produire une énergie renouvelable qui peut se substituer aux énergies fossiles. Le bilan carbone de cette énergie est neutre car le carbone organique des déchets et résidus est issu de la photosynthèse du CO₂ atmosphérique et est converti en CH₄ et CO₂ avant de retourner dans l'atmosphère sous forme de CO₂ quand le biogaz est transformé en électricité et/ou chaleur.

La méthanisation des déchets organiques est également un procédé reconnu pour réduire les émissions de gaz à effet de serre liées à leur gestion. En effet, le procédé permet de capter et de valoriser le CH₄ produit lors de la dégradation anaérobie de la matière organique contenue dans ces déchets et ainsi, il permet d'empêcher les émissions de CH₄ vers l'atmosphère qui se produisent naturellement au cours du stockage des déchets et plus particulièrement lorsqu'il s'agit de déjections animales. De plus, la valorisation énergétique du CH₄ capté peut se substituer à une autre énergie potentiellement productrice de gaz à effet de serre. Lorsque la méthanisation permet de substituer une utilisation d'engrais minéral par l'utilisation du digestat, le projet permet également de réduire l'impact global « effet de serre » du fait de la consommation énergétique nécessaire pour la fabrication des engrais minéraux. Au niveau des émissions de N₂O suite à l'épandage des produits, les résultats scientifiques obtenus sont controversés.

Vis-à-vis des émissions d'ammoniac, le procédé de méthanisation entraîne une augmentation significative du pH du digestat ainsi qu'une augmentation de la concentration en NH₄⁺, deux facteurs qui vont favoriser les émissions de NH₃ vers l'atmosphère. En conséquence, les émissions de NH₃ lors du stockage d'un digestat seront plus élevées. Lors de l'épandage du digestat, les résultats de la littérature semblent plus controversés et l'augmentation du pH et de la teneur en NH₄⁺ peut être compensée par une infiltration plus rapide du produit du fait de sa liquéfaction lors de la méthanisation.

Lorsque le procédé de méthanisation se déroule correctement (temps de séjour suffisant), il permet une dégradation de la matière organique biodégradable contenue dans les déchets, ce qui minimise très largement le déroulement de ces dégradations lors du stockage ulté-

rieur ainsi que les émissions qui en découlent. Ainsi, les émissions des principaux composés malodorants (acides gras, hydrogène sulfuré...) lors du stockage et de l'épandage des digestats sont inférieures à celles observées pour les mêmes déchets non méthanisés. Cette réduction des émissions des principaux composés malodorants conduit généralement à une réduction des odeurs même s'il est difficile de la quantifier précisément. Par contre, sur le lieu de méthanisation, l'apport et le stockage avant la méthanisation de différents déchets organiques peuvent être des sources importantes d'odeurs.

Au niveau agronomique, le principal avantage de la méthanisation est de conserver les éléments nutritifs et de les rendre sensiblement plus bio-disponibles. Au niveau de l'azote, on observe ainsi une production d'azote minéral (NH₄⁺) et de phosphore minéral. Cependant, ce gain de potentiel fertilisant est à modérer par le fait :

- qu'une partie de cette minéralisation se déroule lors du stockage des déjections même en l'absence de méthanisation,
- que la perte d'azote bio-disponible sous forme d'ammoniac est sensiblement plus élevée pour un produit méthanisé,
- que la valeur fertilisante du digestat n'est pas directement liée à sa teneur en phosphore minéral car une partie de ce phosphore précipite sous forme de phosphate de calcium, struvite...

De plus, l'utilisation d'engrais minéraux à la place des déjections n'étant pas liée qu'à l'efficacité du produit mais également à sa nature globale, l'augmentation de la valeur fertilisante du digestat et la substitution d'engrais qui en découle reste, à ce stade, très dépendante du contexte et les résultats de la littérature sont contradictoires.

Conclusions

En Europe, la méthanisation a connu des contextes historiques très différents selon les pays et il en résulte des avancées et des modèles de développement différents. L'Allemagne, leader incontestable, a été l'un des premiers pays à mettre en œuvre les politiques publiques en faveur de ce procédé et a fait le choix d'un modèle privilégiant les aspects énergétiques à travers l'utilisation des cultures dédiées. Le contexte et les modèles de développement semblent assez proches entre la France et l'Italie avec la mise en place de politiques publiques en faveur du procédé seulement dans la deuxième partie des années 2000. Toutefois, l'Italie a fait le choix d'une politique tarifaire plus incitative que la France.

Plus spécifiquement en France, la méthanisation est actuellement en plein essor du fait de la volonté politique et des politiques publiques incitatives qui en découlent. Pour autant, les principaux modèles de développement restent à définir, notamment en précisant les avantages et les inconvénients ainsi que le positionnement des différents acteurs. Le potentiel de développement du procédé de méthanisation se situe principalement dans le secteur agricole et territorial où il apparaît nécessaire, d'un point de vue économique, de traiter dans une même unité des déchets et résidus organiques de différentes origines. Pour autant, les caractéristiques des différents

▶ substrats utilisables, aussi bien au niveau énergétique qu'au niveau de la composition chimique, ne sont pas toujours bien connues. De même, l'impact des mélanges et des interactions entre substrats n'est pas toujours bien maîtrisé. D'un point de vue économique, au-delà de la nécessité de mélanger différents substrats, l'efficacité énergétique de l'installation est également un critère d'influence important du fait de la prime. L'optimisation de la valorisation du méthane produit, et consécutivement, des énergies produites à partir de ce méthane, est ainsi un enjeu majeur.

Au niveau des impacts environnementaux, même si la bibliographie est unanime sur le potentiel de réduction des émissions de gaz à effet de serre du procédé de méthanisation, il reste des controverses importantes sur de nombreux points :

- le niveau de réduction de ces gaz à effet de serre notamment vis-à-vis des émissions de N_2O ,
- l'impact de la méthanisation sur les émissions d'ammoniac,
- l'impact de la méthanisation sur la qualité agronomique des produits.

Enfin, lorsque l'on se place à l'échelle du territoire, il est nécessaire d'avoir une vision globale des gisements et des contraintes pour faire une analyse du système et prendre en compte tous les impacts potentiels et trouver le compromis optimal. ■

Les auteurs

Fabrice BELINE, Pascal PEU, Patrick DABERT et Anne TRÉMIER

Irstea, centre de Rennes, UR GERE
Gestion environnementale et traitement biologique des déchets
17 Avenue de Cucillé – CS 64427 – 35044 Rennes

✉ fabrice.beline@irstea.fr

✉ pascal.peu@irstea.fr

✉ patrick.dabert@irstea.fr

✉ anne.tremier@irstea.fr

Gaëlle LE GUEN et Armelle DAMIANO

AILE, Association d'initiatives locales pour l'énergie
et l'environnement

73 rue de Saint-Brieuc – CS 56520 – 35065 Rennes Cedex

✉ gaelle.le-guen@aile.asso.fr

✉ armelle.damiano@aile.asso.fr

EN SAVOIR PLUS...

- ▶ **AMON, B., KRYVORUCHKO, V., AMON, T., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S.**, 2006, Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment, *Agric. Ecosyst. Environ.*, n° 112, p. 153-162.
- ▶ **ANGEL IDAKI, I., AHRING, B.K.**, 1997, Codigestion of olive oil mill wastewaters with manure, household waste or sewage sludge, *Biodegradation*, n° 8, p. 221-226.
- ▶ **ANGEL IDAKI, I., ELLE GAA RD, L.**, 2003, Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants: status and future trends, *Appl. Biochem. Biotechnol.*, n° 109, p. 95-105.
- ▶ **AUBART, C., BULLY, F., FARINET, J.-L.**, 1983, Anaerobic digestion of pig manure: experiments on a 200 m³ digester (completely mixed), in: *Energy from biomass, Proceedings, 2nd E.C. Conference*, Berlin, Federal Republic of Germany, 20-23 September 1982, p. 599-603.
- ▶ **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.
- ▶ **COUPLLET, P., ALBAGNAC, G.**, 1978, Anaerobic digestion – its application to agronomic and food-industries, *Annales de Technologie Agricole*, 27(2), p. 533-564.
- ▶ **DELAFARGE, B., HÉDUIT, M., BRONDEAU, P., MONGIN, J.-P., SAUGERE, D., CAMBUS, L.**, 1983, Anaerobic digestion of pig manure, *Annales de Zootechnie*, 32(3), p. 403.
- ▶ **ERNST, YOUNG**, 2010, *Étude de marché de la méthanisation et des valorisations du biogaz*, ADEME et GrDF, 142 p.
- ▶ **JUSTE, C., DUREAU, P., LASERRE, M.**, 1981, Influence de la digestion méthanique sur la valeur fertilisante de divers déchets organiques, *Comptes Rendus des Sciences de l'Académie d'Agriculture de France*, n° 67, p. 782-790.
- ▶ **LUSK, P.**, 1998, *Methane recovery from animal manures : a current opportunities casebook*, 3rd edition, NREL/SR-25145, Golden, CO. Work performed by Resource Development Associates, Washington, DC.
- ▶ **MARCHAIM, U.**, 1994, *Les procédés de production de biogaz pour le développement de technologies durables*, I. 1014-4218, FAO, 95 p.
- ▶ **NIEL SEN, H.B., ANGEL IDAKI, I.**, 2008, Codigestion of manure and industrial organic waste at centralized biogas plants: process imbalances and limitations, *Water Sci. Technol.*, n° 58 (7), p. 1521-1528.
- ▶ **PEU, P., PICARD, S., DIARA, A., GIRAULT, R., BÉLINE, F., BRIDOUX, D., DABERT, P.**, 2012, Prediction of hydrogen sulphide production during anaerobic digestion of organic substrates, *Bioresource Technology*, n° 121, p. 419-424.
- ▶ **TEGLIA, C., TREMIER, A., MARTEL, J.-L.**, 2011, Characterization of solid digestates: Part 2, assessment of the quality and suitability for composting of six digested products, *Waste and Biomass Valorization*, n° 2 (2), p. 113-126.