

La méthanisation des effluents d'élevage

en France et en Europe :

principe, état des lieux et perspectives

F. Béline^{1,2}, P. Dabert^{1,2}, P. Peu^{1,2}, R. Girault^{1,2}

1 : Cemagref, UR GERE, 17, avenue de Cucillé, CS 64427, F-35044 Rennes ; fabrice.beline@cemagref.fr

2 : Université européenne de Bretagne, France

Résumé

La méthanisation est un procédé actuellement en pleine expansion en France, notamment du fait de ses avantages environnementaux (réduction des émissions de gaz à effet de serre, production d'énergie renouvelable...). Ce procédé permet, sous l'action d'une succession de transformations microbiologiques complexes (hydrolyse, acidogenèse, acétogenèse et méthanogenèse), de minéraliser une partie de la matière organique en biogaz composé majoritairement de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂). Il est surtout mis en œuvre en milieu liquide et dans des réacteurs thermo-régulés à 35-40°C. En méthanisation agricole, les substrats issus de l'exploitation (effluents d'élevage, ensilage...) peuvent être supplémentés avec des déchets provenant de l'industrie agro-alimentaire ou des collectivités. Le biogaz produit est valorisé par des moteurs de cogénération permettant de produire de l'électricité et de la chaleur. Les modèles de développement de la méthanisation sont différents à travers l'Europe avec notamment :

- le modèle allemand développé à l'échelle de la ferme et basé sur la co-digestion d'effluents d'élevage et d'ensilage de maïs ;
- le modèle danois avec des unités centralisées permettant la co-digestion des effluents d'élevage, des déchets industriels et des collectivités.

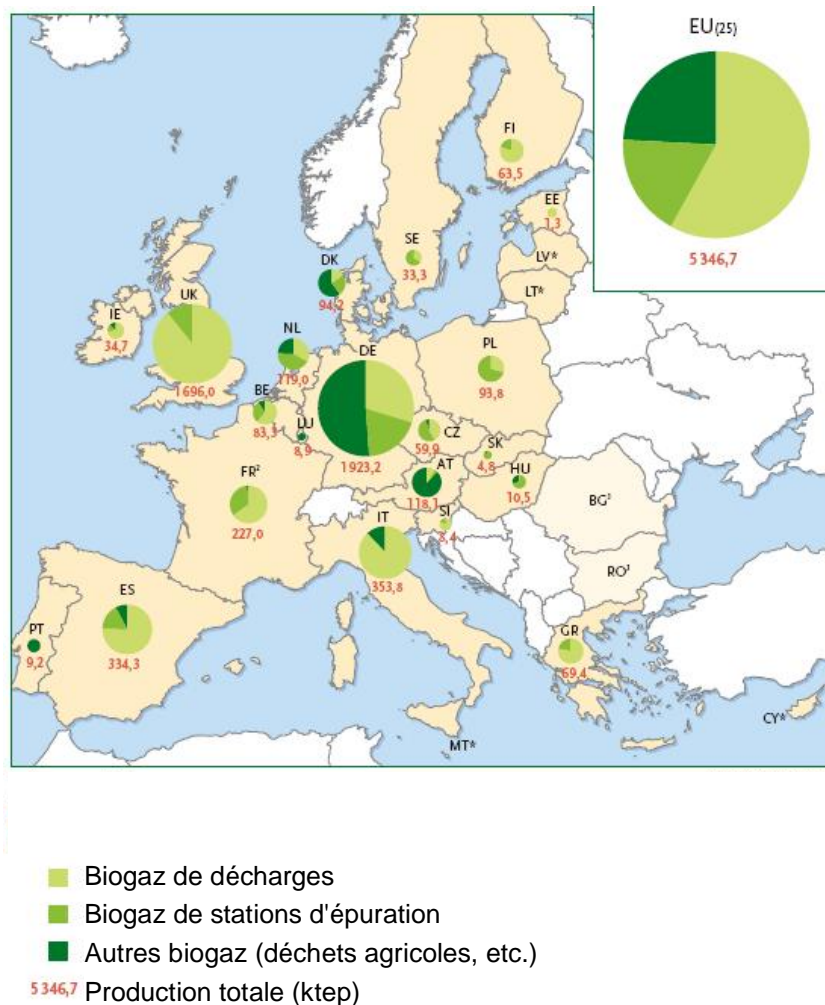
En France, la filière est encore en cours de développement mais les modèles semblent se situer à mi-chemin entre ces deux modèles emblématiques.

1. Introduction

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 déjections animales. 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) des déjections animales est de plus en plus perçue comme une voie incontournable d'amélioration du bilan environnemental et énergétique. En effet, cette technique permet de transformer une partie de la matière organique des déjections 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). Au-delà de la réduction directe des émissions à la source, la méthanisation intervient aussi par la substitution d'une énergie fossile pour la production d'électricité et/ou de chaleur. La réduction des odeurs et l'amélioration des caractéristiques agronomiques sont également des avantages majeurs de la méthanisation (CHYNOWETH *et al.*, 1999 ; HANSEN *et al.*, 2006). D'autre part, la production d'énergie est une source de revenu pour l'agriculteur et contribue ainsi à la diversification des activités agricoles. La méthanisation peut également être un élément structurant du territoire, par le co-traitement de déchets organiques provenant de l'industrie (agro-alimentaire) ou des collectivités (boues de stations d'épuration, déchets verts), mais aussi par le fait que les projets peuvent être collectifs, associant agriculteurs, industriels et collectivités.

Actuellement, en Europe, cette technique est principalement développée en Allemagne, Autriche, Danemark, Italie, Pays-Bas et Espagne (Figure 1).

FIGURE 1 – Production primaire de biogaz en Europe en 2006 (source : EurObserv'ER, 2007).



2. Description de la méthanisation

2.1. Les aspects biochimiques et microbiologiques

La méthanisation est un processus de biodégradation de la matière organique en absence d'oxygène. Elle se distingue de la simple fermentation par la minéralisation totale de la matière principalement en méthane (CH₄), gaz carbonique (CO₂), ammoniac et en eau. Elle fait intervenir quatre étapes biochimiques successives (Figure 2) : l'hydrolyse (extracellulaire), l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse (intracellulaires). Ces processus sont réalisés par trois groupes microbiens aux métabolismes particuliers et spécifiques. L'ensemble de ces maillons forme alors une chaîne trophique, nécessitant des conditions bio-physico-chimiques adaptées et l'intervention d'une succession de micro-organismes différents qui travaillent en coopération, voire quelque fois en synergie ou en compétition.

La première étape d'hydrolyse est un processus de dépolymérisation des macromolécules en oligomères (PALMISANO et BARLAZ, 1996). Elle est assurée par des exo-enzymes et principalement des hydrolases. Ces hydrolyses conduisent à la formation :

- pour les protéines : de peptides, d'acides aminés, de dioxyde de carbone, d'azote ammoniacal et de composés soufrés ;
- pour les lipides : d'acides gras volatils (AGV) et d'acides gras longues chaînes (LCFA) ;
- pour les glucides : de sucres simples.

Cependant, les cinétiques d'hydrolyse sont différentes d'un polymère à l'autre en fonction de leur nature et de leur complexité. Certains composés tels que la lignine sont alors considérés comme très lentement biodégradables, voire non biodégradables (CHYNOWETH *et al.*, 1998).

L'acidogénèse est réalisée par les mêmes genres microbiens. Elle permet de métaboliser, dans la cellule bactérienne, les produits issus de l'étape précédente. Les métabolites finaux sont des acides gras à courtes chaînes (acides acétique, butyrique, valérique...), des alcools, de l'azote ammoniacal, du dihydrogène et du dioxyde de carbone. Cette étape fermentaire est très rapide par rapport aux étapes suivantes de la dégradation. En conditions de surcharge organique, une accumulation de produits issus de cette étape, et notamment d'hydrogène et d'acétate, est possible. Il en résulte une inhibition des groupes trophiques suivants (micro-organismes acétogènes et méthanogènes) et un arrêt du processus de digestion anaérobie (THIELE, 1991).

L'étape d'acétogénèse conduit à la production d'acétate et d'hydrogène à partir des molécules fournies par les étapes d'hydrolyse et d'acidogénèse. Elle fait intervenir deux sous-groupes de micro-organismes :

- les « homoacétogènes » qui utilisent des hexoses simples, des composés monocarbonés et l'hydrogène pour former de l'acétate comme produit exclusif ;
- les « acétogènes syntrophes » qui transforment les AGV en acétate et H₂.

Ces dernières, aussi appelées bactéries acétogènes productrices obligées d'H₂ ne peuvent se développer qu'à des pressions partielles en hydrogène faibles. Elles sont donc dépendantes (syntrophiques) d'organismes hydrogénotrophes (comme les archées méthanogènes ou les bactéries sulfato-réductrices) qui consomment l'hydrogène au fur et à mesure de sa production pour maintenir une pression partielle en H₂ très basse. Cette phase est donc une étape clé de la digestion anaérobie. L'accumulation d'hydrogène conduit irrémédiablement à l'arrêt de l'acétogénèse, induisant une accumulation importante d'AGV et donc une baisse du pH qui inhibe ensuite l'étape de méthanogénèse (VIGNERON, 2005).

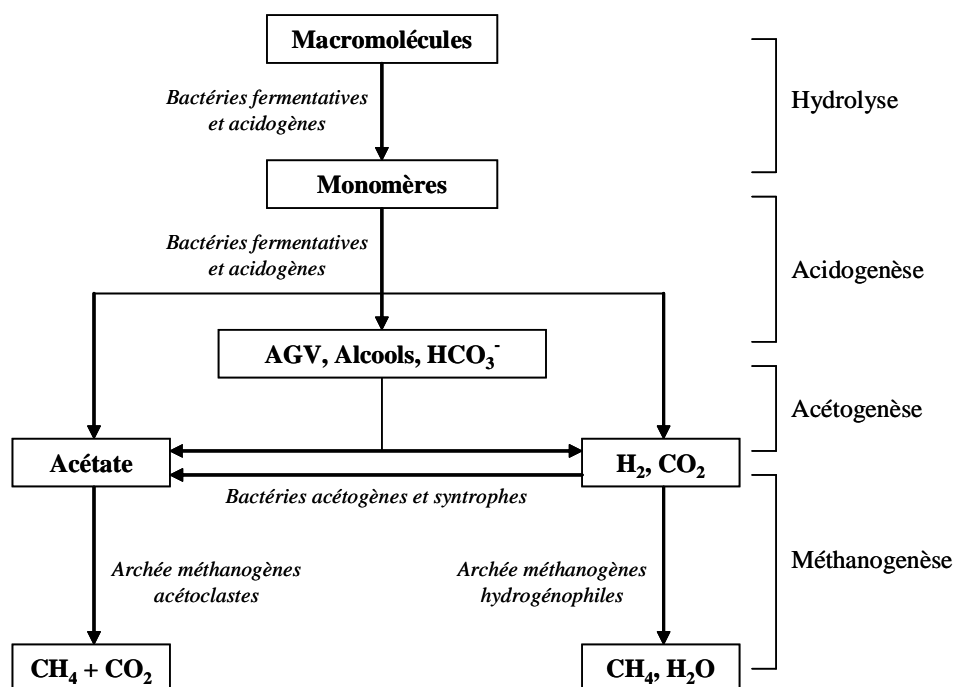
Enfin, la méthanogénèse, étape finale du processus de digestion anaérobie, est réalisée par des micro-organismes appartenant au domaine des *Archaea*. Elle fait intervenir deux sous-groupes de micro-organismes :

- les méthanogènes acétoclastes qui transforment l'acétate en dioxyde de carbone et méthane ;
- les méthanogènes hydrogénophiles qui transforment le dioxyde de carbone et l'hydrogène en méthane et en eau.

L'activité des méthanogènes hydrogénophiles est importante car elle est responsable de la concentration en hydrogène du milieu et de son maintien à une pression partielle basse. Un dysfonctionnement de cette étape entraîne l'arrêt de l'acétogénèse, produisant irrémédiablement un arrêt de la production de méthane par limitation du substrat des méthanogènes acétoclastes (BURTON

et TURNER, 2003). Des traces d'oxygène suffisent à bloquer le métabolisme énergétique des archées méthanogènes par auto-oxydation de certains co-facteurs essentiels. Ces *Archaea* sont donc anaérobies stricts et requièrent des conditions environnementales précises, sujettes à de nombreuses inhibitions comme l'ensemble de la chaîne trophique.

FIGURE 2 – Schéma simplifié des processus de digestion anaérobie (adapté de MOLETTA, 2006).



L'équilibre des réactions chimiques, lié à l'activité enzymatique, 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 : $T < 20^{\circ}\text{C}$,
- mésophile : $20^{\circ}\text{C} < T < 45^{\circ}\text{C}$ avec un optimum à 35°C ,
- thermophile : $45^{\circ}\text{C} < T < 65^{\circ}\text{C}$ avec un optimum à 55°C .

CHEN *et al.* (2008) indiquent que la méthanogenèse 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, les métaux lourds et les cations. CHYNOWETH *et al.* (1998) précisent que l'effet toxique d'un inhibiteur dépend de sa concentration et de la capacité des bactéries à s'adapter à celui-ci.

2.2. Les procédés mis en œuvre

La méthanisation peut s'opérer dans différents systèmes allant d'une simple lagune anaérobie avec des temps de séjour hydrauliques très importants à des systèmes plus complexes comprenant des digesteurs thermo-régulés (Figure 3), une récupération/valorisation du biogaz et éventuellement des phases de pré et post-traitement des déjections. Généralement, la méthanisation des déjections animales est réalisée en conditions mésophiles (35-40°C). La digestion thermophile (50-65°C), alternative appliquée principalement au Danemark, permet, d'une part, d'augmenter les cinétiques de dégradation de la matière organique, notamment lorsque l'hydrolyse est la voie limitant la dégradation, et d'autre part, d'améliorer l'hygiénisation des produits (AHRING, 1994). Toutefois, la méthanisation en conditions thermophiles est un procédé considéré comme moins stable qu'en conditions mésophiles et est plus sensible aux inhibiteurs potentiels. La digestion anaérobie peut également être réalisée en conditions psychrophiles (15-20°C) mais les cinétiques de dégradation sont beaucoup plus lentes (MASSÉ *et al.*, 1997). Quelle que soit la température et excepté quelques installations de méthanisation de fumier en phase solide, la méthanisation des effluents d'élevage s'opère actuellement très majoritairement en phase liquide dans des réacteurs parfaitement mélangés.

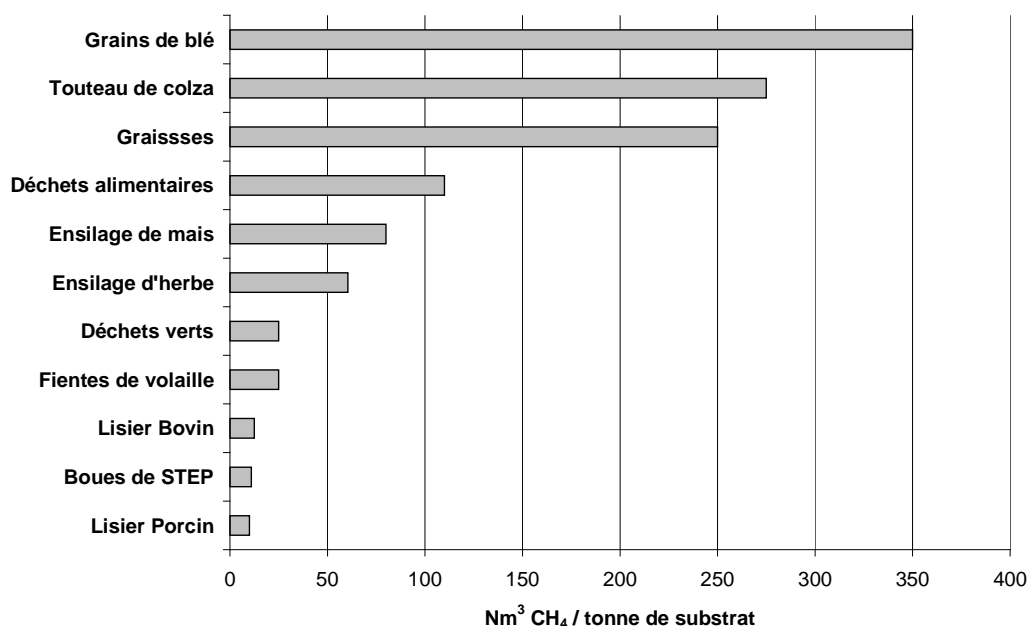
FIGURE 3 – Réacteur de méthanisation de déjections (Biogazyl, Vendée).



2.3. Les intrants utilisés

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 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 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 théorie, le potentiel méthanogène des lisiers de porcs est estimé à 8-10 Nm³ CH₄/m³ de lisier. Cependant, une étude récente, effectuée sur une vingtaine d'exploitations situées en Bretagne, a montré que le potentiel méthanogène des lisiers de porcs en sortie de bâtiment d'élevage varie de 0,5 à 9,4 Nm³ CH₄/m³ de lisier, avec une moyenne autour de 4-5. Cette différence s'explique principalement par le fait qu'une partie de la matière organique contenue dans le lisier s'est déjà dégradée dans le bâtiment. 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, STEP, par exemple) jusqu'à des valeurs pouvant atteindre 250 à 350 Nm³ CH₄ par tonne de substrat pour des graisses ou des grains de blé (Figure 4).

FIGURE 4 – Potentiels méthanogènes de différents substrats organiques (Nm³ CH₄/tonne de substrat).



2.4. La valorisation du biogaz

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 qui peuvent gêner sa valorisation en tant qu'énergie renouvelable (Tableau 1) (BOTHI, 2007 ; PELLERIN *et al.*, 1987). L'utilisation en l'état du biogaz produit par les digesteurs ne peut donc être envisagée qu'à l'aide d'équipements appropriés ou après un traitement et un conditionnement préalables. Parmi les gaz indésirables, l'hydrogène sulfuré est le plus problématique de par sa toxicité, son action corrosive sur tous les équipements et le fait que sa combustion conduise à la production de dioxyde de soufre.

TABEAU 1 – Comparaison des constituants du gaz naturel et du biogaz.

	Gaz naturel	Biogaz
Méthane (CH ₄) (% volumique)	91	55 - 70
Ethane (C ₂ H ₆) (% volumique)	5,1	0
Propane (C ₃ H ₈) (% volumique)	1,8	0
Butane (C ₄ H ₁₀) (% volumique)	0,9	0
Pentane (C ₅ H ₁₂) (% volumique)	0,3	0
Dioxyde de carbone (CO ₂) (% volumique)	0,61	30 - 45
Azote (N ₂) (% volumique)	0,32	0 - 2
Hydrogène (H ₂) (% volumique)	0	0
Hydrogène sulfuré (H ₂ S) (ppm)	~1	500 - 7 000
Ammoniac (NH ₃) (ppm)	0	~100
Humidité relative (% volumique)	trace	saturé
Pouvoir énergétique (kcal/m ³)	10 000	~5 000

Bien que différentes voies de valorisation existent (combustion, injection dans le réseau de gaz, biogaz carburant...), le biogaz produit lors de la digestion anaérobie, principalement composé de méthane, est 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. Suite aux engagements de la France au niveau européen d'augmenter sa production d'énergie issue d'énergies renouvelables, EDF est dans l'obligation de racheter à un tarif préférentiel l'électricité produite par un projet de méthanisation. Le contrat d'achat est fixé pour une durée de 15 ans et le tarif est défini au niveau national par l'arrêté du 10 juillet 2006. Au final, le prix maximal auquel peut prétendre l'initiateur d'un projet de méthanisation en France est de 0,14 €/kWh électrique.

Concernant l'énergie thermique et dans un contexte agricole, les principales voies de valorisation envisagées sont :

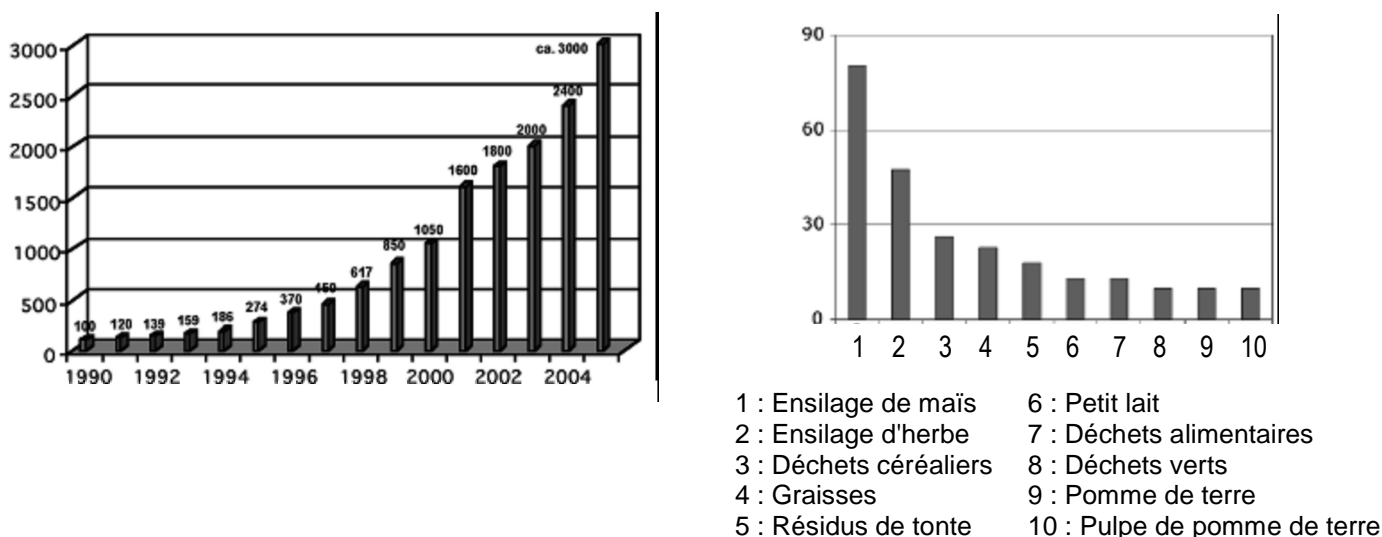
- le chauffage du réacteur de méthanisation afin de maintenir une température optimale de fonctionnement (35-40°C). En conditions mésophiles, cela peut nécessiter 20 à 30% de la chaleur produite ;
- le chauffage des bâtiments agricoles ;
- le séchage de fourrage en grange ;
- le séchage de la fraction solide du digestat ;
- le pré-traitement thermique des substrats méthanisables ;
- d'autres valorisations de la chaleur sont possibles comme le chauffage de serres agricoles, de logements individuels ou collectifs, d'équipements collectifs (écoles, piscines...).

3. Etats des lieux

La méthanisation à la ferme a connu plusieurs phases de développement des années 1930 à 1985 dans plusieurs pays européens. Au moment des chocs pétroliers, étant donné le potentiel que présentait l'agriculture, la plupart des pays européens ont cherché à développer la production de biogaz à la ferme. Environ 300 installations ont été ainsi construites en Europe. Mais, à partir de 1986, la chute des cours de l'énergie a fermé toute perspective de rentabilité et beaucoup de ces installations ont été abandonnées (90% en France). On observe aujourd'hui dans plusieurs pays européens un regain d'intérêt pour cette technologie productrice d'énergie renouvelable et un développement du nombre d'installations, permis par des politiques énergétiques volontaristes.

Ainsi, en Allemagne, où le développement s'est accéléré depuis 10 ans, on dénombre aujourd'hui plus de 4 000 installations (Figure 5) majoritairement « à la ferme ». Ce développement est la conséquence de la politique nationale en matière d'énergie renouvelable et notamment de la loi EEG Biogas de 2004 qui a fixé le tarif de rachat de l'électricité 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. Ainsi, la plupart des unités effectuent de la co-digestion d'effluents d'élevage et de cultures énergétiques (ensilage de maïs principalement) (Figure 5). Depuis, ce prix de rachat a été revu régulièrement à la hausse et peut atteindre jusqu'à environ 0,30 €/kWh électrique, aujourd'hui.

FIGURE 5 – Evolution du nombre d'installations (à gauche) et fréquence d'utilisation des différents co-substrats (à droite, en %) en Allemagne (source : WEILAND, 2006).



Après l'Allemagne, suivent l'Autriche avec environ 200 installations, l'Italie (122 unités), la Suisse (67) ou encore le Luxembourg (18), avec à chaque fois un développement lié aux politiques de soutien existantes.

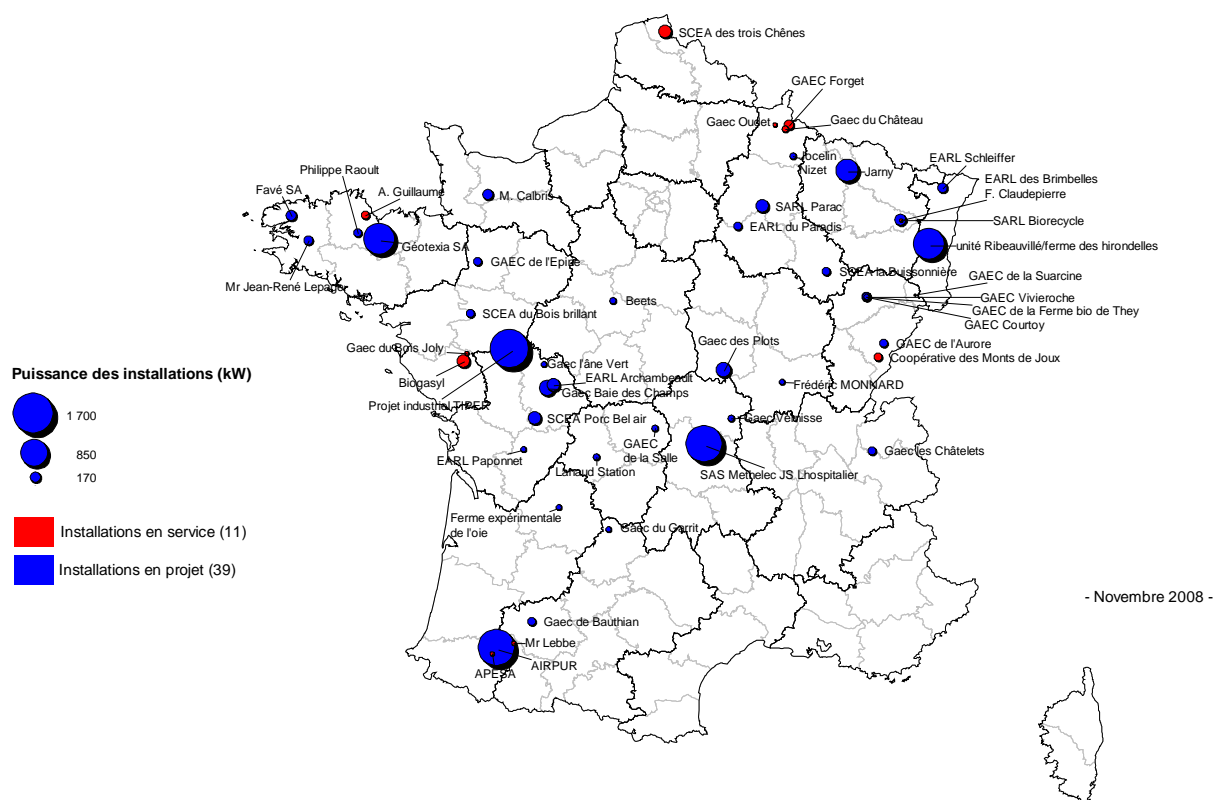
Le Danemark se singularise également avec près de 25 unités centralisées de taille importante, fonctionnant en co-digestion et rassemblant agriculteurs, collectivités et industries, dans un contexte spécifique associant tarif de rachat élevé, nombreux réseaux de chaleur favorisant la valorisation thermique, 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 France, après avoir été abandonnée dans les années 80, la digestion anaérobie est longtemps restée négligée par les organismes de développement agricole en raison notamment de son incapacité à régler la problématique de l'azote et du phosphore propre aux lisiers dans les zones en excédent structurel. Dans les années 2000, à partir de l'exemple de pays voisins et notamment de

l'Allemagne et du Danemark, le biogaz agricole a connu à nouveau un intérêt croissant. En juillet 2006, la réévaluation du tarif de rachat de l'électricité issue du biogaz jusqu'à 0,14 €/kWh électrique, a permis de concrétiser ce développement. Il est aujourd'hui difficile d'évaluer exactement le nombre de projets en cours (individuels et collectifs), mais environ 50 installations en fonctionnement ou en projet étaient recensées fin 2008 (Figure 6). Les modèles de développement de la méthanisation agricole française restent donc 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.

D'après les données existantes, les projets agricoles actuellement en développement en France sont principalement basés sur la co-digestion d'effluents d'élevage avec d'autres substrats organiques. Environ ¼ des projets sont basés uniquement sur des substrats provenant des exploitations agricoles alors que dans ¾ des projets, des déchets industriels et/ou de collectivités sont ajoutés. Au niveau des substrats agricoles, en plus des effluents d'élevage, les principaux substrats rencontrés sont les ensilages de cultures dédiées ou de cultures intermédiaires aujourd'hui enfouies (50% des projets) et les déchets du stockage et de la transformation des céréales (45% des projets). L'ajout de déchets issus de l'industrie agro-alimentaire (principalement abattoirs et industries de transformation de la viande, des fruits et légumes et du lait) est prévu dans la moitié des cas. Dans une moindre mesure, l'ajout de déchets des collectivités est également envisagé avec notamment des déchets verts (45% des projets), des déchets de restauration (23% des projets) et des boues de station d'épuration (14% des projets). Au niveau de la taille des projets, les plus petites installations en projet présentent une puissance électrique installée de 40-50 kW_e et sont principalement basées sur une valorisation des substrats produits sur l'exploitation. A l'opposé, quelques projets très importants basés sur la valorisation de déchets d'origines multiples présentent des puissances électriques installées de 1000 à 1700 kW_e. Néanmoins, la majorité (environ 60%) des projets se situe dans une fourchette de 100 à 250 kW_e. Au niveau de la valorisation de l'énergie thermique, environ 2/3 des projets envisagent une valorisation majoritairement dans le cadre de l'élevage (bâtiments et procédé de méthanisation), ¼ envisagent une vente de la chaleur à des industriels ou à une collectivité (chauffage de piscine, de lotissement, de bâtiments collectifs...) et 10% envisagent d'utiliser cette énergie au sein de l'exploitation pour une activité annexe à l'élevage (séchage de bois, chauffage de serre...).

FIGURE 6 – Etat des lieux du développement des installations de méthanisation agricole en France (source : ADEME, 2008).



4. Conclusions et perspectives

Le procédé de méthanisation des effluents d'élevage en phase liquide est largement développé à travers l'Europe sur des modèles différents avec 2 exemples emblématiques que sont l'Allemagne et le Danemark. En Allemagne, il s'agit principalement de procédés de méthanisation à la ferme associant effluents d'élevage et cultures énergétiques et valorisant relativement peu la chaleur alors qu'au Danemark, il s'agit de projets collectifs (agriculteurs, industriels et collectivités) basés très majoritairement sur des déchets et valorisant efficacement la chaleur. En France, la filière est encore en cours de développement mais d'après les données déjà existantes au stade projet, les modèles de développement se situent majoritairement à mi-chemin entre ces 2 modèles emblématiques. En effet, de nombreux projets associent des déchets industriels ou de collectivités à leur projet de méthanisation des effluents d'élevage. Cependant, même s'il y a une volonté politique de ne pas favoriser les cultures énergétiques, l'utilisation d'ensilage d'herbe, d'inter-cultures ou de cultures dédiées est envisagée dans la moitié des cas afin d'assurer la rentabilité des projets et de ne pas trop dépendre des intrants extérieurs à l'exploitation. Il faut néanmoins souligner que la plupart des projets incluant l'utilisation d'ensilage sont construits de manière à minimiser au maximum l'impact concurrentiel de ces cultures sur le système fourrager et les productions végétales classiques de l'exploitation (valorisation de cultures intermédiaires aujourd'hui enfouies, de surplus de fourrage...).

En ce qui concerne la digestion anaérobie en phase sèche (20-50%MS), quelques installations existent en Allemagne et une est en fonctionnement en France mais la technique est encore peu maîtrisée et l'efficacité de ces systèmes reste à confirmer. Face au gisement français de déjections solides, des efforts de recherche sont nécessaires pour développer cette technologie.

La méthanisation des effluents d'élevage permet la production d'énergie renouvelable mais doit également permettre, d'une part, de réduire les émissions de gaz à effet de serres liées à la gestion de ces déjections et, d'autre part, d'améliorer la valorisation agronomique de ceux-ci. Ces deux derniers points restent toutefois à préciser, notamment en fonction des intrants et des voies de valorisation du digestat utilisées.

Au niveau des exploitations agricoles, et plus spécifiquement concernant le lien entre l'élevage et les sols, des travaux de recherche sont nécessaires afin d'optimiser le fonctionnement global de l'exploitation vis-à-vis du procédé de méthanisation. Il s'agit, d'une part, d'adapter au mieux la gestion des prairies et les rotations de cultures (en incluant éventuellement des cultures dérobées) afin de produire des produits végétaux valorisables par méthanisation sans réduire la production des biens alimentaires et des fourrages. D'autre part, la possibilité d'utiliser la chaleur issue du procédé de méthanisation pour optimiser la gestion et la valorisation des fourrages (séchage notamment) doit également être prise en compte dans la réflexion.

Références bibliographiques

- ADEME (2008) : Méthanisation en milieu Rural, Réalisation et projet en France. Présentée par G. Bastide à la conférence « La méthanisation en milieu rural : avancées et perspectives » organisée à Rennes 21 Novembre 2008.
- AHRING B.K. (1994) : Status on science and application of thermophilic anaerobic-digestion. *Water Sci. Technol.*, 30(12), 241-249.
- 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.*, 112, 153-162.
- ANGELIDAKI I., AHRING B.K. (1997) : Codigestion of olive oil mill wastewaters with manure, household waste or sewage sludge. *Biodegradation*, 8, 221-226.
- ANGELIDAKI I., ELLEGAARD L. (2003) : Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants: status and future trends. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 109, 95-105.
- BOTHI, K. L. (2007) : Characterization of biogas from anaerobically digested dairy waste for energy use. *phD, Faculty of the Graduate School of Cornell University, Cornell*, 90p.

- BURTON C.H., TURNER C. (2003) : Anaerobic treatment options for animal manures. *In*: Beck, J.A.F., Martinez, J., Martens, W., Pahl, O., Piccinini, S., Svoboda, I. (Eds.), *Manure Management – Treatment strategies for sustainable agriculture*. Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, UK, pp. 273-320.
- CHEN Y., CHENG J.J., CREAMER K.S. (2008) : Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresour. Technol.*, 99, 4044-4064.
- CHYNOWETH D.P., WILKIE A.C. & OWENS J.M. (1998) : Anaerobic processing of piggery slurry: a review. *ASAE Annual International Conference, Orlando, Floride, USA*, 11-16 Juillet 1998.
- CHYNOWETH D.P., WILKIE A.C., OWENS J.M. (1999) : Anaerobic treatment of piggery slurry - Review. *Asian-Aus. J. Anim. Sci.*, 12, 607-628.
- CLEMENS J., TRIMBORN M., WEILAND P., AMON B. (2006) : Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 112, 171-177.
- EUROOBSERV'ER (2007) : Biogas barometer. Systèmes solaires – Le Journal des Energies Renouvelables, n° 179.
- HANSEN M.N., KAI P., MOLLER H.B. (2006) : Effects of anaerobic digestion and separation of pig slurry on odor emission. *Appl. Eng. Agric.*, 22, 135-139.
- 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.*, 39, 25-33.
- MOLETTA R. (2006) : Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaire. 2ème édition. Tec & Doc, Lavoisier. 720 p.
- NIELSEN H. B., ANGELIDAKI I. (2008) : Codigestion of manure and industrial organic waste at centralized biogas plants: process imbalances and limitations. *Water Sci. Technol.*, 58(7), 1521-1528.
- PALMISANO A.C., BARLAZ M.A. (1996) : Microbiology of solid waste. *CRC Press*. 224 p.
- PELLERIN, R. A., WALKER, L. P., HEISLER, M. G., FARMER, G. S. (1987) : Biogas cogeneration operating experience with a dairy farm plug flow digester. *Applied Engineering in Agriculture*, 3 (2), 303-312.
- THIELE J.H. (1991) : Mixed-culture interactions in methanogenesis. *In* : Mixed Cultures in Biotechnology, Zeikus, J.G., et Johnson, E.A. (Eds.), *The McGraw-Hill Environmental Biotechnology Series (Vol 1)*, 260-292.
- VIGNERON V. (2005) : Voies de réduction des oxydes d'azote lors de leur injection dans un massif de déchets ménagers et assimilés. *Thèse. Université Paris XII – Val de Marne*. 336 p.
- WEILAND P. (2006) : Biomass digestion in agriculture: A successful pathway for the energy production and waste treatment in Germany. *Eng. Life Sci.*, 6, 302-309.