

Enjeux et perspectives pour le développement de la méthanisation agricole en France

Face à l'épuisement programmé de la ressource énergétique fossile et au réchauffement climatique, les énergies renouvelables suscitent un intérêt croissant. Parmi ces énergies renouvelables, le biogaz issu de la méthanisation agricole présente de nombreux intérêts environnementaux, économiques et sociaux.

A

u cours des dernières décennies, la production de déchets et d'effluents organiques n'a cessé de croître en France et dans la plupart des pays industrialisés du fait des augmentations de production à la source et de la mise en place de nouvelles collectes. Cette production de produits organiques place notre pays face à un redoutable défi. En effet, ces produits et leur gestion constituent une source de nuisances pour l'homme et son environnement (pollution des sols, des eaux, de l'atmosphère), mais également, et de façon paradoxale, une ressource renouvelable potentielle dont il convient de tirer parti dans le triple objectif de réduire son impact sur l'environnement, d'anticiper les évolutions réglementaires et de valoriser son potentiel énergétique et agronomique, et donc économique.

C'est dans ce cadre qu'a de nouveau émergé le procédé de méthanisation au début des années 2000. En effet, la méthanisation, portée par la problématique énergétique, avait déjà connu un essor important dans les années 1970-80 avec une centaine d'installations, mais la politique énergétique française avait rapidement entraîné un déclin de ce procédé et la méthanisation avait alors connu une traversée du désert de plus de vingt ans.

Ce procédé biologique vise à produire, à partir de déchets et d'effluents organiques, un biogaz principalement composé de méthane et de dioxyde de carbone. Le biogaz peut être valorisé, entre autres, par cogénération pour produire de l'électricité et de la chaleur. Ainsi, par substitution avec les énergies fossiles, le développement de la méthanisation participe au développement des énergies renouvelables et à la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

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 (photo ❶), les déchets organiques des agro-industries et les boues issues des unités de traitement des eaux usées.

Concernant le secteur des déchets ménagers, le biogaz produit est issu de la dégradation de la fraction fermentescible des ordures ménagères. Il est produit soit dans les installations de stockage des déchets non dangereux (301 sites en France dont 71 valorisant le biogaz en 2010), soit dans les digesteurs installés dans les usines de traitement associant un tri mécanique et des traitements biologiques (6 installations en 2010). Le biogaz est majoritairement valorisé par combustion dans des moteurs à gaz, dit de cogénération, permettant de produire de l'électricité et de la chaleur.

Au niveau du secteur industriel, la plupart des installations ont d'abord vocation à traiter la partie organique des effluents industriels. On comptait 88 unités de méthanisation industrielles en France en 2008. Dans la majorité des cas, le biogaz est valorisé pour produire de la chaleur qui est autoconsommée sur le site.

Dans le secteur du traitement des eaux usées urbaines, la méthanisation est appliquée aux boues mixtes (boues primaires + boues secondaires) de 74 stations d'épuration urbaines (chiffres de 2008) représentant une capacité cumulée de 22 à 23 millions d'équivalents-habitants (EH). La plupart des digesteurs sont installés sur des stations d'épuration de taille importante (plus de 30 000 EH). Dans ce contexte, la méthanisation est avant tout utilisée comme un procédé de réduction de la production de boues. Le plus souvent, le biogaz est valorisé pour produire de la chaleur utilisée pour le procédé et le séchage des boues.



© C. Malon (Irstea)

1 Pour le secteur agricole, la méthanisation est appliquée sur les effluents d'élevage (lisiers, fumiers) auxquels d'autres co-substrats organiques peuvent être ajoutés.

Enfin, pour le secteur agricole, la méthanisation est appliquée sur les effluents d'élevage (lisiers, fumiers) auxquels d'autres co-substrats organiques peuvent être ajoutés. Une douzaine d'installations étaient en fonctionnement en 2008, il y avait plus d'une centaine de projets réalisés ou en cours de développement en 2010. Comme pour le secteur des déchets ménagers, le biogaz issu du secteur agricole est quasiment exclusivement valorisé par cogénération.

Au niveau des territoires à dominante rurale pour lesquels le potentiel énergétique de chacun de ces secteurs est souvent trop faible pour rentabiliser une unité de méthanisation dédiée, le développement de la filière passe par le mélange d'une partie des déchets de ces différents secteurs dans des unités de co-digestion.

En France, le regain d'intérêt pour cette technique a conduit les pouvoirs publics à effectuer une première réévaluation, en 2006, du tarif de rachat de l'électricité produite à partir du biogaz issu des procédés de méthanisation, avec un tarif pouvant atteindre, dans le meilleur des cas, environ 15 c€/kWh. Une seconde réévaluation a été adoptée au cours du premier semestre 2011, portant ce tarif de rachat de l'électricité jusqu'à 20 c€/kWh dans le meilleur des cas.

Pour autant, actuellement seulement trois pays en Europe ont une part significative de biogaz provenant de la méthanisation agricole. Il s'agit de l'Allemagne, l'Autriche et le Danemark qui ont su tirer partie des avantages de la méthanisation et ont ainsi construit leurs modèles de développement de la filière.

Les procédés de méthanisation et les conditions de mise en œuvre

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. De nombreux procédés existent pour mettre en œuvre ces processus dans une dimension industrielle. Ils sont plus ou moins répandus, mais ils répondent tous à la même logique qui consiste à assurer au mieux des conditions de milieux favorables aux microorganismes du réseau trophique, notamment ceux qui ont des vitesses de croissance lentes. Comme le souligne Moletta (2008), on peut distinguer trois générations de digesteurs en fonction des conditions de maintien de la biomasse dans le digesteur :

- première génération. Ce sont les réacteurs à biomasse libre. Les plus répandus sont les CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*, ou réacteurs continus « infiniment mélangés »). Ils présentent l'avantage d'être adaptés aux effluents relativement chargés en matières en suspension qui présentent le plus d'intérêt en termes de production énergétique ;
- deuxième génération. Les méthanogènes ayant des vitesses de croissance lentes, les principales évolutions à ce sujet concernent la dissociation du temps de séjour hydraulique et du temps de séjour des microorganismes pour permettre d'augmenter ce dernier tout en gardant des volumes de réacteurs raisonnables. La biomasse croît alors sur un biofilm fixé sur un support fixe synthétique ;
- troisième génération. Ces procédés répondent aux mêmes principes que les précédents mais le biofilm croît sur un support mobile qui peut être d'origine externe (lits fluidisés...) ou se développer naturellement dans des conditions hydrauliques adéquates (UASB : *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

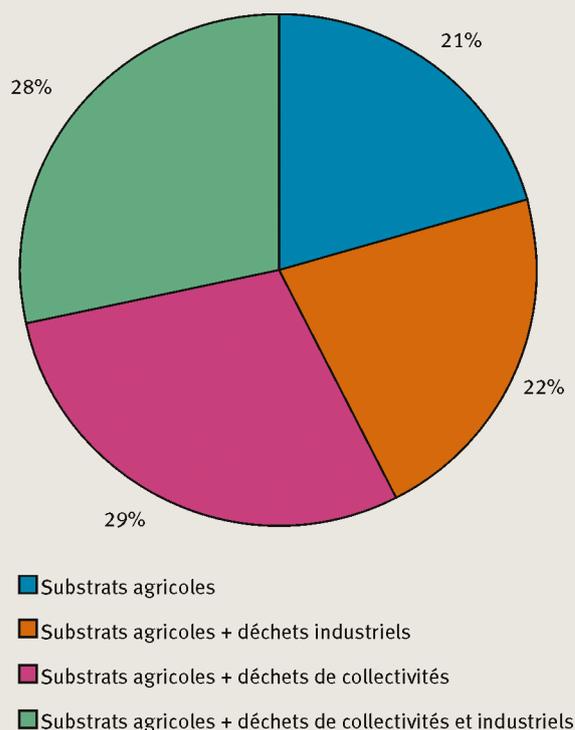
Une autre distinction s'effectue entre les procédés effectuant une digestion humide (matières sèches entre 5 et 15-20 %) et les procédés de méthanisation sèche (matières sèches entre 15-20 et 50 %). Comme le souligne Moletta (2008), bien que 70 % des digesteurs à travers le monde soient des UASB (troisième génération),

► ces derniers sont peu applicables pour la méthanisation agricole ou territoriale. En effet, les procédés à biomasses fixées sont applicables sur des effluents à teneur en matières sèches relativement faible (< 2-3 %, Ward *et al.*, 2008). Ainsi, dans le domaine agricole où les intrants sont des déchets et/ou effluents concentrés et complexes, les technologies de type CSTR sont appliquées de manière quasi exclusive (Ernst et Young, 2010).

On distingue également les digesteurs fonctionnant dans des conditions thermophiles (50-55 °C) et les digesteurs mésophiles (30-35° C) (Chen, 1998). Des digesteurs fonctionnant en conditions psychrophiles (5-20 °C) sont également présents dans certains pays comme le Canada. En France, la plupart des digesteurs appliqués au domaine agricole ou au domaine du traitement des eaux usées sont mésophiles (Ernst et Young, 2011).

Les deux principaux paramètres opérationnels des procédés de méthanisation sont la charge organique appliquée et le temps de séjour hydraulique. La charge organique appliquée est définie comme le flux de matière organique entrant dans le réacteur de méthanisation. Cette charge organique est exprimée par rapport à la matière volatile (MV) ou la demande chimique en oxygène (DCO) du substrat considéré et est calculée par unité de temps (jours) et par unité de volume de réacteur (m³). Dans un procédé continu, le temps de séjour exprime le temps moyen passé par le substrat organique dans le réacteur de méthanisation. En conditions de réacteurs parfaitement mélangés, ce temps de séjour hydraulique, exprimé en jour, est défini comme le rapport du volume de liquide du réacteur de méthanisation sur le débit volumique du digestat évacué. Ce dernier est considéré équivalent au débit entrant dans le réacteur. Le dimensionnement des procédés dépend des substrats organiques méthanisés, mais on considère généralement un temps de séjour moyen pour les effluents d'élevage au minimum de

1 Origine des substrats utilisés sur les unités de méthanisation agricoles (données issues des projets 2009).

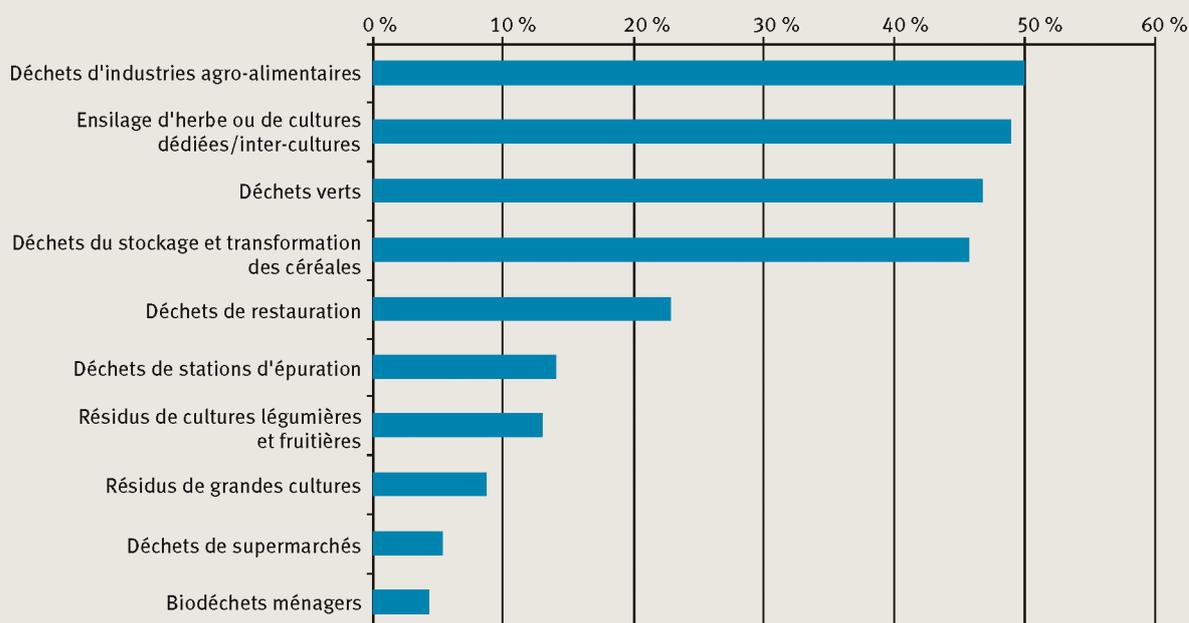


l'ordre de 30-40 jours, ce qui correspond à une charge organique appliquée d'environ 1-3 kg DCO/m³.j.

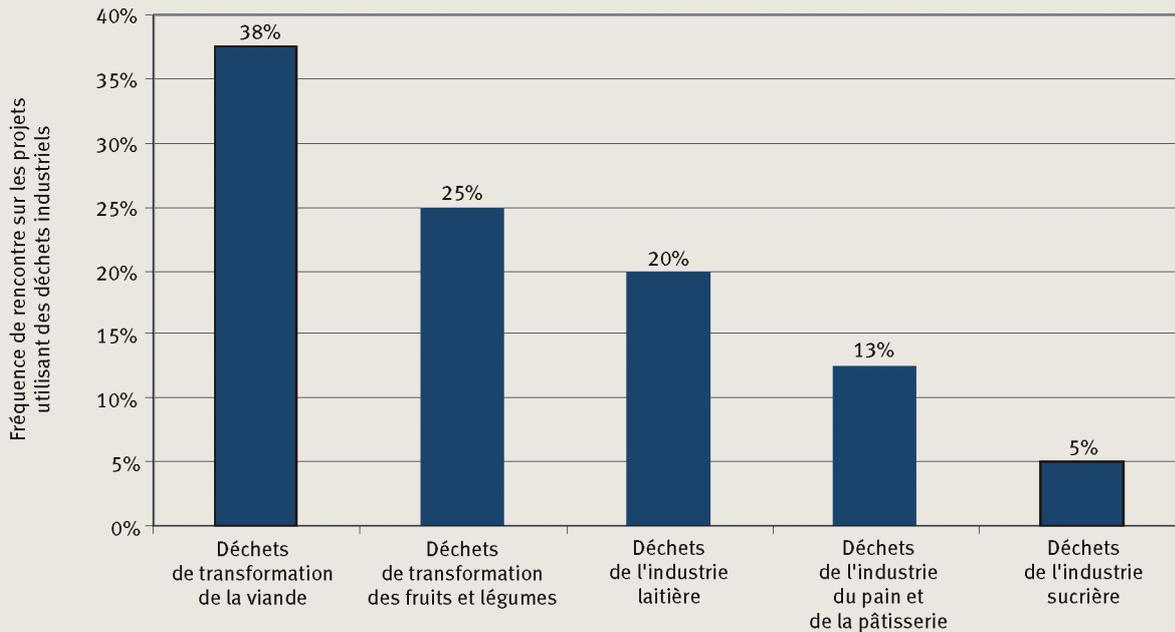
Les substrats utilisés

Afin d'identifier les principaux coproduits organiques utilisés dans les unités de méthanisation, une étude statistique a été réalisée sur plus de 90 projets (en cours de réalisation ou réalisés) notamment subventionnés dans le cadre du

2 Fréquence d'utilisation des différents co-substrats (données issues des projets 2009).



③ Origine des co-substrats agro-industriels envisagés dans les projets étudiés.



Plan de performance énergétique des exploitations agricoles de 2009. Tous les projets étudiés sont construits sur le modèle de la co-digestion. La liste des substrats utilisés regroupe ainsi la plupart des déchets fermentescibles :

- déchets ou effluents agricoles : lisiers, fumiers, résidus de cultures...
- déchets de collectivités : déchets verts, déchets des stations d'épuration (boues notamment)...
- déchets industriels : déchets ou co-produits d'industries agroalimentaires principalement.

Les différents projets analysés peuvent être classifiés selon l'origine des substrats envisagés. Cette classification est présentée sur la figure ①. Dans environ 20 % des projets, seule la valorisation de substrats d'origine agricole est envisagée. Dans ce cas, les effluents d'élevage constituent une part importante du potentiel énergétique et contiennent en général une forte proportion de fumiers dont le potentiel énergétique est supérieur à celui des lisiers. Des déchets de cultures sont ajoutés (issus de céréales, pailles, déchets de cultures légumières ou fruitières...) ainsi que la plupart du temps des cultures énergétiques (ensilage d'herbe ou de cultures). À l'opposé, environ 30 % des projets envisagent quant à eux le traitement conjoint de substrats issus de l'agriculture, des collectivités et de l'industrie. Dans ce cas, l'option cultures énergétiques est plus rarement retenue. Les autres projets, qui sont majoritaires, associent en général aux substrats récoltés sur l'exploitation un ou deux co-substrats issus de l'industrie ou des collectivités.

À partir de ces données, la nature des co-substrats envisagés a également été analysée et la fréquence d'utilisation de chaque catégorie de co-substrat est présentée sur la figure ②, effluents d'élevages mis à part. Quatre catégories de co-substrats sont utilisées dans près de la moitié des projets : les déchets issus de l'industrie agroalimentaire, les ensilages d'herbe ou de cultures vouées à être méthanisées (inter-cultures comprises), les déchets verts (tontes de pelouse principalement) et les déchets

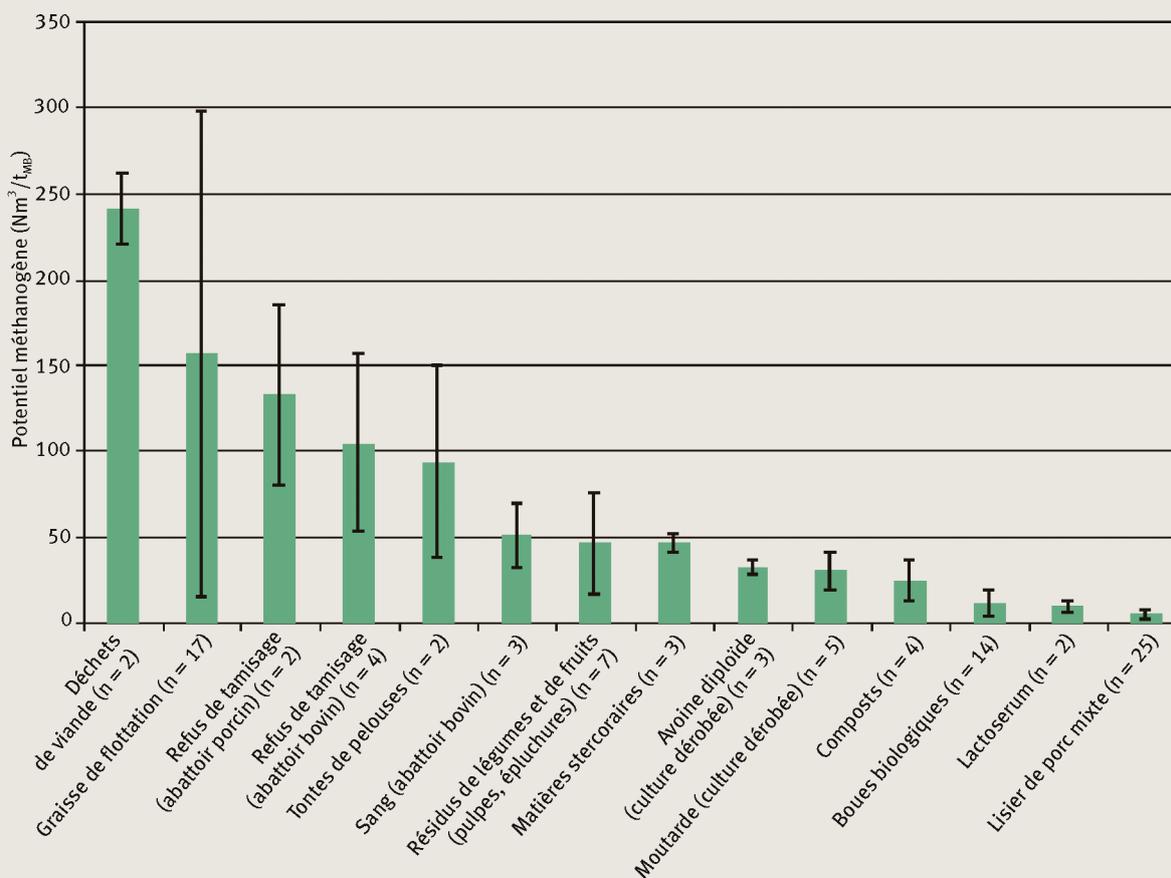
liés au stockage et à la transformation des céréales (fonds de silos...). Les déchets de restauration occupent également une place importante même si les flux restent sans doute limités. Une à deux installations sur dix envisagent de traiter des déchets de stations d'épuration des eaux usées (boues principalement).

Logiquement, les premières installations se tournent en priorité vers des co-substrats à forts potentiels méthanogènes et pour lesquels des filières de collecte existent. C'est par exemple le cas de nombreux déchets d'industries agro-alimentaires, et notamment les déchets gras que l'on retrouve dans près de la moitié des projets du fait de leur potentiel énergétique important. D'autres co-substrats sont difficiles à mobiliser faute de filières de collecte existantes généralisées : c'est le cas pour les biodéchets ou les déchets des supermarchés. Pour d'autres co-substrats, la question de l'acceptabilité sociale et de la réglementation (notamment ICPE) entre en ligne de compte et peut limiter leur utilisation comme pour les boues de station d'épuration.

En ce qui concerne les substrats issus de l'industrie agro-alimentaire, comme le montre la figure ③, près de 40 % d'entre eux sont issus de l'industrie de transformation de la viande (abattoir, charcuterie...). Viennent ensuite les activités de transformation de fruits et légumes, puis l'industrie laitière (respectivement 25 et 20 % des déchets industriels collectés). De manière plus anecdotique, certains projets envisagent l'utilisation de déchets issus d'autres filières : l'industrie du pain et de la pâtisserie/biscuiterie, l'industrie sucrière...

Chaque catégorie de substrat comporte des avantages et inconvénients spécifiques à son utilisation dans le projet de méthanisation (tableau ④). Les effluents d'élevage (les lisiers notamment) s'avèrent être des substrats intéressants car ils apportent l'ensemble des nutriments nécessaires au développement des microorganismes 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.

4 Potentiels méthanogènes moyens obtenus sur les principaux substrats et exprimés par rapport à la matière organique contenue dans le déchet (résultats Irstea ; n : nombre d'échantillons analysés).



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 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 (Nm³ : mètre cube dans les conditions normales de pression et de température). 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, par exemple) jusqu'à des valeurs pouvant atteindre 200 à

300 Nm³ CH₄ par tonne de substrat pour des graisses ou des déchets de viande (figure 4).

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 féverolles, le colza etc.

L'utilisation des cultures énergétiques conventionnelles à des fins énergétiques pose des questions quant à leur concurrence vis-à-vis des cultures à vocation alimentaire et 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

1 Avantages et inconvénients des principales catégories de substrats méthanisables (publié dans le guide pratique « Réussir un projet de méthanisation territoriale multi-partenaire – onglet substrats », édition : Coop de France, FNCUMA, p. 105-106).

	Catégorie de substrats	Avantages	Inconvénients
Effluents d'élevage	Lisiers	Pouvoir tampon qui stabilise le pH ; bon milieu de culture pour les bactéries anaérobies.	Faible potentiel méthanogène. Transport limité.
	Fumiers	Potentiel méthanogène plus élevé que pour les lisiers. Apport de bactéries anaérobies pour les procédés discontinus.	Manutention plus contraignante pour l'ajout dans le réacteur.
Cultures et résidus de cultures	Résidus de grandes cultures	Potentiel méthanogène en général assez bon, coût de récolte faible.	Pas toujours très fermentescible, récolte pas toujours facile, risque de flottation dans le digesteur (paille...).
	Issues de silo	Potentiel méthanogène en général assez bon.	Concurrence avec les débouchés existants en alimentation animale.
	Résidus de cultures légumières et fruitières	Bon potentiel méthanogène, coût de production faible.	Saisonnalité de la production d'où nécessité de stockage et de conservation.
	Ensilage de cultures saisonnières (maïs, sorgho...)	Bon potentiel méthanogène, bon rendement à l'hectare et maîtrise de l'approvisionnement par l'agriculteur.	Coût de production, concurrence avec des cultures alimentaires ou fourragères.
	Ensilage de cultures dérobées ou intermédiaires	Bon potentiel méthanogène, non concurrence avec les cultures alimentaires et fourragères, favorise la couverture hivernale des sols.	Coût de production variable, rendement assez aléatoire, récolte pas toujours facile.
Déchets et coproduits agro-industriels	Graisses agro-alimentaires	Très fort potentiel méthanogène.	Risque d'acidose sur le digesteur (inhibition) si utilisation en quantité trop importante, concurrence avec d'autres filières de valorisation, contractualisation pour l'approvisionnement.
	Sous-produits de l'industrie de la viande (abattoirs, transformation...)	Potentiel méthanogène en général assez bon.	Contractualisation pour l'approvisionnement, concurrence avec d'autres filières de traitement, contraintes réglementaire liées à l'utilisation de « sous-produits d'origine animale » substrats souvent riches en azote.
	Sous-produit de l'industrie légumière et fruitière	Potentiel méthanogène assez bon, contraintes réglementaires assez faibles.	Risques de saisonnalité de production, introduction pas toujours facile, contractualisation pour l'approvisionnement.
	Sous-produits de l'industrie du lait	Substrats très biodégradables mais potentiels méthanogène souvent faible (peu de matière organique).	Disponibilité des substrats assez faible (débouchés existants).
Déchets des collectivités et autres	Déchets de stations d'épuration des eaux usées (boues, graisses)	Possibilité de redevance de traitement.	Potentiel méthanogène pas toujours très élevé (surtout pour les boues), fortement chargé en nutriments, substrats pas toujours très propres (graisses avec plastiques...), qualité à surveiller (ETM...).
	Déchets verts	Bons potentiels, redevance de traitement possible, filière de collecte existante.	Variabilité annuelle et mensuelle de la production en quantité et en qualité. Tous les composés ligneux ne doivent pas être utilisés, ainsi, seules les tontes présentent un réel intérêt.
	Déchets de restauration ou de supermarché, biodéchets ménagers...	Très bons potentiels, redevance de traitement possible. Gisement croissant du fait d'obligations de tri de plus en plus contraignantes.	Filières de collecte à mettre en place, variabilité très importante, possibilité de présence d'indésirables (plastiques...).

de production de méthane ainsi que les rendements potentiels de production de biomasse, en condition d'inter-cultures, doivent être déterminés. Peu de données sont actuellement disponibles dans la littérature (Ademe, 2009). Pour cette raison, une étude est menée par Irstea avec l'appui technique d'Arvalis (tableau 2). Les potentiels méthanogènes se situent entre 222 à 305 NLCH₄/kgMO pour les crucifères et sont sensiblement plus élevés pour les autres (350 à 409). Cependant, malgré cette variabilité, le paramètre « rendement » semble être l'élément clé

quant à la productivité de méthane de la culture ramené à l'hectare. Ces rendements peuvent être soumis à des variations importantes d'une année à l'autre, notamment à cause des variations climatiques.

Voies de 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

2 CIVE, quelques éléments de caractérisation.

Cultures	Matières sèches (%)	Matières organiques (%)	Rendements moyens (t MS /ha)***	Potentiel méthanogène		Productivité méthane (Nm ³ /ha)
				NICH ₄ /kg MO	NICH ₄ /kg MB	
Ray-Grass Italien*	24,0	21,8	-	409	89	-
Avoine*	38,1	35,4	-	356	126	-
Trèfle incarnat*	18,0	16,2	-	350	57	-
Cameline**	21,3	17,8	2,6	234	42	512
Radis**	30,1	12,6	3,7	236	30	369
Moutarde blanche**	22,8	19,4	3,9	222	43	735
Moutarde brune**	17,3	15,4	5	264	41	1184
Colza**	24,9	8,4	2,3	305	26	240

* Données Ademe (2009) : Méthanisation agricole et utilisation de cultures énergétiques en co-digestion, avantages/inconvénients et optimisation.

** Données Irstea-Arvalis.

*** Rendements obtenus sur l'année 2010.

► 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 conditionner sa valorisation en tant qu'énergie renouvelable. 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. 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 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.

La valorisation de la chaleur produite lors de la cogénération est systématiquement une des clés 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 de rachat garanti... Une partie de la chaleur produite (entre 20 et 40 %) est d'abord utilisée pour le procédé (chauffage des réacteurs principalement). D'après les données analysées, seules un quart des installations parviennent à vendre tout ou partie de la chaleur produite en excès à des industriels ou des collectivités (chauffage de bâtiments, de piscines...). Dans un projet sur dix, la chaleur sera utilisée sur l'exploitation mais dans le cadre d'une activité lucrative non liée à l'élevage (chauffage de serres, séchage de bois...). Pour les projets restants qui représentent la majorité, la chaleur est uniquement valorisée dans

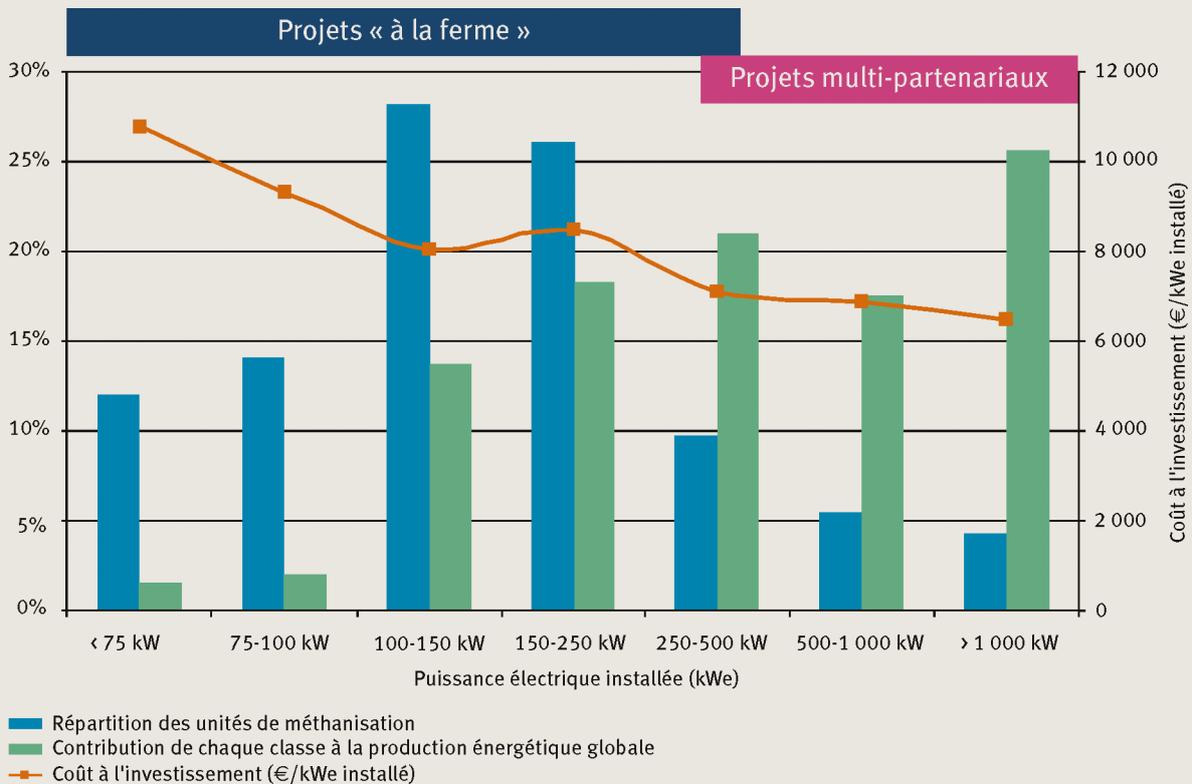
le cadre du procédé, de l'élevage existant et des habitations sur l'exploitation (chauffage des bâtiments). Il faut noter que parmi ces projets, certains utilisent la chaleur pour traiter le digestat (évapoconcentration, stripping de l'azote...) et permettre l'exportation de ce dernier dans le cas d'un plan d'épandage insuffisant sur l'exploitation. Cette situation est majoritairement rencontrée dans les secteurs en excédents structurels en terme d'effluents d'élevage (Bretagne, Pays de Loire).

Taille des unités de méthanisation et devenir du digestat

Au niveau de la taille des projets, les plus petites installations en projet présentent une puissance électrique installée de 40-50 kWe et sont principalement basées sur une valorisation des substrats produits sur l'exploitation (figure 5). À l'opposé, quelques projets de taille très importante basés sur la valorisation de déchets du territoire présentent des puissances électriques installées de 1 000 à 1 700 kWe. Néanmoins, la majorité (environ 50-60 %) des projets se situe dans une fourchette de 100 à 250 kWe. Ainsi, ces données soulignent que le modèle français de la méthanisation agricole se développe principalement autour de deux types de projets : les projets à la ferme qui représentent la grande majorité des unités en termes de nombre d'installation et dont la puissance est inférieure à 300-500 kWe et les projets multi-partenariaux à l'échelle d'un territoire qui représentent un nombre limité d'installation mais une production énergétique (et donc des flux de matière) du même ordre de grandeur que les projets à la ferme. Ces deux types ne sont pas exclusifs et peuvent parfois cohabiter, voire s'hybrider.

Outre le biogaz qui est le produit recherché, la méthanisation conduit également à la production d'un résidu communément appelé digestat. Le digestat issu de ces unités de méthanisation agricole, qu'il soit solide ou liquide selon les procédés de méthanisation mis en œuvre, trouve généralement une voie de valorisation agronomique. Il faut

5 Répartition des projets de méthanisation agricoles par puissance électrique installée et coût d'investissement associé (chiffres issus d'une étude statistique sur plus de 90 projets de méthanisation agricoles notamment subventionnés dans le cadre du Plan de performance énergétique 2009).



cependant considérer que le digestat n'a pas actuellement de statut de « produit » (homologation ou norme). Il est considéré comme un déchet, produit par une installation classée encadrée par la réglementation ICPE 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 dénomination « 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.

Le développement de la méthanisation dans les autres pays d'Europe

En Europe, la mise en place progressive de contraintes réglementaires sur le traitement des déchets organiques et les engagements récents pris par l'Union européenne en matière d'énergie renouvelable entraînent un développement de la méthanisation dans plusieurs pays de l'Union. La méthanisation est considérée sur le plan environnemental comme la meilleure voie de valorisation énergétique des déchets. Certains pays encouragent également 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 les cultures énergétiques et leur priorité est de valoriser les gisements de déchets déjà existants.

En 2009, 8,3 Mtep d'énergie primaire biogaz ont été produits dans l'Union européenne. La croissance importante et récente de cette production s'explique en grande partie par le développement des unités de méthanisation agricole et de méthanisation territoriale qui devancent maintenant le gisement issu des décharges et des stations d'épuration. Dans ce secteur en développement, l'Allemagne est leader avec plus de 3,5 Mtep produit en 2009

► puis viennent les Pays-Bas et l'Autriche (0,15-0,2 Mtep) puis le Danemark, l'Italie et la Belgique (0,07-0,08 Mtep). En Allemagne où le développement s'est accéléré depuis dix ans (figure 6), on dénombre aujourd'hui environ cinq mille installations majoritairement « à la ferme ». La politique nationale en matière d'énergie renouvelable, notamment 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, 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 de rachat 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 au début des années 2000, avec des lois successives concernant le prix d'achat de l'électricité issu 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 près de vingt-cinq 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

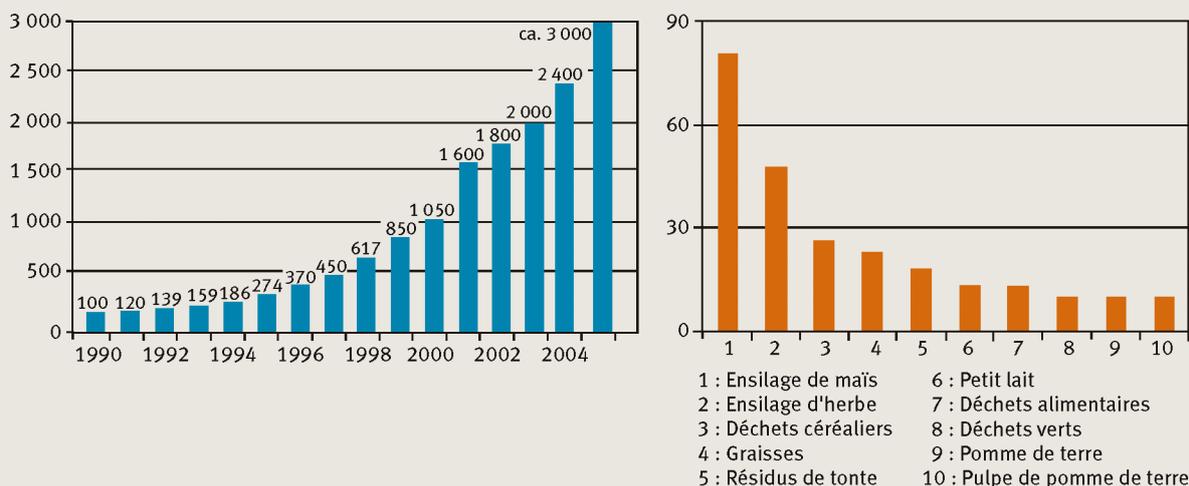
réglementaires supplémentaires pour l'unité de traitement elle-même, mais aussi pour la valorisation ultérieure des digestats (Nielsen et Angelidaki, 2008).

En 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 majoritairement 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 kWe et > 500 kWe) représentant chacune environ la moitié de la puissance installée.

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 deux 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 deux modèles emblématiques. En effet, d'un côté, il y a de nombreux projets à la ferme qui privilégient toutefois l'utilisation de déchets (issus de l'exploitation ou

6 Évolution du nombre d'installations de méthanisation agricole (à gauche) et fréquence d'utilisation des différents co-substrats (à droite, en %) en Allemagne (d'après Weiland, 2006).



de l'extérieur) et d'un autre côté, il y a les installations collectives et multi-partenariales qui se développent autour du traitement des déchets à l'échelle d'un territoire. 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...).

D'après les études de marché, la méthanisation dans le secteur agricole, qui est encore au stade embryonnaire, avec une vingtaine d'installation en fonctionnement devrait connaître une croissance de cinq à vingt unités par an en moyenne d'ici 2020. Toutefois, le dynamisme des acteurs de cette filière permettrait un développement beaucoup plus soutenu si les mesures financières incitatives mises en place étaient complétées ou renforcées, et on pourrait donc observer une augmentation beaucoup plus forte du nombre d'unités et tendre vers mille nouvelles installations en dix ans. Le potentiel de développement se situe principalement dans la partie nord-ouest de la France, plus particulièrement en Bretagne. Ceci s'explique par l'importance du secteur agricole et surtout de l'élevage dans ces régions.

En ce qui concerne la digestion anaérobie en phase sèche (20-50 % de matières sèches), 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 serre 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 vérifier dans certains cas, 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, notamment concernant l'intégration 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 les productions à vocation alimentaire et fourragères. 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. ■

Les auteurs

Fabrice BÉLINE, Romain GIRAULT, Pascal PEU, Anne TRÉMIER, Cécile TÉGLIA et Patrick DABERT

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

fabrice.beline@irstea.fr
romain.girault@irstea.fr
pascal.peu@irstea.fr
anne.tremier@irstea.fr
cecile.teglio@irstea.fr
patrick.dabert@irstea.fr

QUELQUES RÉFÉRENCES CLÉS...

- ADEME**, 2009, *Méthanisation agricole et utilisation de cultures énergétiques en co-digestion, avantages/inconvénients et optimisation*, 134 p.
- ANGELIDAKI, I., AHRING, B.K.**, 1997, Codigestion of olive oil mill wastewaters with manure, household waste or sewage sludge, *Biodegradation*, n° 8, p. 221-226.
- ANGELIDAKI, I., ELLEGAARD, L.**, 2003, Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants : status and future trends, *Appl. Biochem. Biotechnol.*, n° 109, p. 95-105.
- ERNST, YOUNG**, 2010, *Étude de marché de la méthanisation et des valorisations du biogaz*, Ademe et GrDF, 142 p.
- GUIDE PRATIQUE « Réussir un projet de méthanisation territoriale multipartenariale »**, édition Coop de France & FNCUMA, 237 p.

► Consulter l'ensemble des références
sur le site de la revue www.set-revue.fr