

Caractéristiques des substrats et interactions dans les filières de co-digestion : cas particulier des co-substrats d'origine agro-industrielle

Pour assurer l'équilibre économique des unités de méthanisation, l'ajout de co-substrats est en général nécessaire. Pour les choisir, deux questions se posent aux porteurs de projets : quelles sont les caractéristiques des co-substrats disponibles et quel est l'impact des mélanges sur le fonctionnement du digesteur. Le présent article se propose de répondre à ces questions sur la base des résultats du projet Biodecolz.



Depuis de nombreuses années, la production de déchets organiques est en augmentation constante en raison de pratiques d'élevage, d'industrialisation, de procédés de traitement et de collecte des déchets de plus en plus intenses. La gestion de ces déchets (déjections animales, déchets des industries agroalimentaires...) est devenue un enjeu environnemental majeur (photo 1) et cette gestion est ainsi de plus en plus orientée vers la valorisation et le recyclage. Pour répondre à ces enjeux environnementaux, des procédés biologiques de traitement et de valorisation sont mis en œuvre, notamment la méthanisation (digestion anaérobie). En effet, le procédé de méthanisation permet de convertir la matière organique contenue dans les déchets en dioxyde de carbone et en méthane. Le méthane produit peut alors être utilisé comme une source d'énergie renouvelable. Dans ce cadre, la méthanisation de déchets organiques s'est largement développée en Europe ces dernières années parce que cette filière s'inscrit dans la mise en place de politiques de réductions de la dépendance énergétique et des émissions de gaz à effet de serre (GES), principalement par une réduction des émissions directes lors de la gestion des déchets.

Ainsi, la méthanisation des effluents d'élevage s'avère particulièrement intéressante par rapport à cet objectif de réduction des émissions de gaz à effet de serre puisque la gestion des déjections est responsable d'environ 3,4% des émissions nationales de GES et 18% des émissions du secteur agricole. De plus, les déjections, et plus particulièrement les lisiers, sont des substrats inté-

ressants de par leur apport en nutriments nécessaires au développement des micro-organismes responsables de la digestion anaérobie ainsi que par rapport à leur pouvoir tampon permettant de stabiliser le procédé. Néanmoins, leur taux de dilution important (< 10% MS) et la biodégradabilité restreinte de la matière organique qui les compose, engendrent un potentiel méthanogène relativement faible par rapport à leur volume (par exemple, 8-10 Nm³CH₄.m⁻³ pour les lisiers de porcs). Ce faible potentiel méthanogène volumique entraîne des coûts de mise en œuvre de la filière de méthanisation élevés au regard de la production énergétique associée. Ainsi, la rentabilité économique des installations de méthanisation nécessite l'ajout de substrats complémentaires présentant des potentiels méthanogènes plus élevés, permettant de diminuer significativement le ratio coût de mise en œuvre/production énergétique associée.

En Allemagne, l'objectif de maximiser la production énergétique a conduit à la mise en place d'un prix d'achat élevé de l'électricité et d'une prime à l'utilisation de cultures énergétique. Dans ce contexte, le modèle de développement de la méthanisation dominant est basé sur l'utilisation importante, en plus des déjections animales, de cultures énergétiques de type ensilage de maïs. Toutefois, ce modèle a suscité de nombreuses questions concernant sa durabilité, notamment vis-à-vis de la concurrence avec les cultures alimentaires et de la qualité de l'eau. En revanche, le Danemark a opté pour une co-digestion dans de grandes unités, une vingtaine à ce jour, centralisant les déchets d'agriculteurs, de collectivités et d'industries.



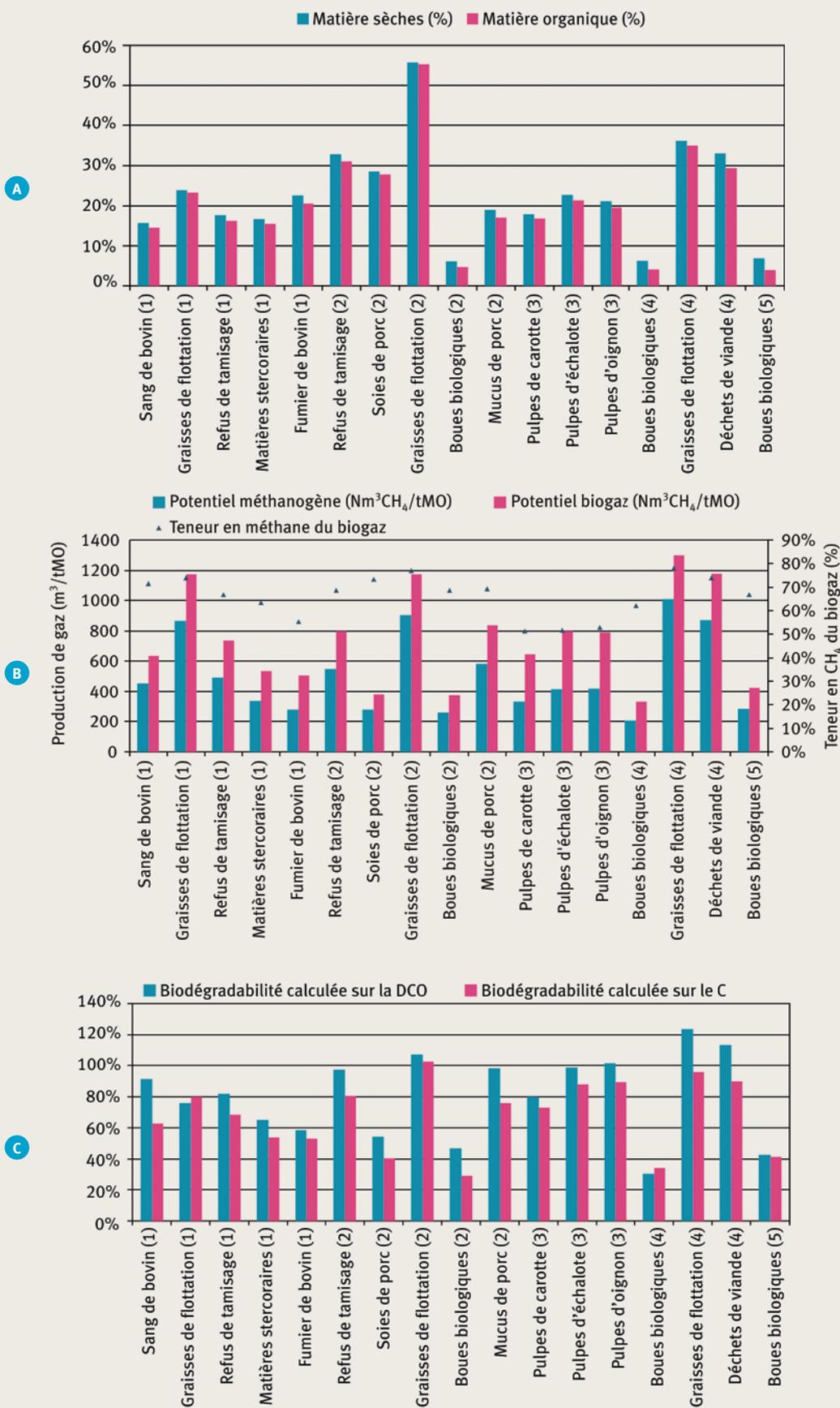
❶ La gestion des déchets organiques et leur valorisation est un enjeu environnemental majeur.

En France, un consensus se dégage pour que la méthanisation s'applique principalement et majoritairement aux déchets organiques et que l'utilisation de cultures dédiées, en concurrence avec d'autres utilisations, reste marginale. Il s'agit alors de favoriser un modèle de développement basé sur la co-digestion des déchets d'élevage avec d'autres déchets organiques issus de l'agriculture et d'autres secteurs d'activités. Ainsi, actuellement, tous les projets étudiés sont construits sur le modèle de la co-digestion (Girault *et al.*, 2010) et en plus des déjections animales, les principaux substrats utilisés sont les déchets ou co-produits d'industries agroalimentaires, les résidus de cultures et les déchets verts. L'impact de l'utilisation de résidus de culture et plus largement de cultures dédiées sur le dimensionnement, le fonctionnement et le rendement du procédé de méthanisation est relativement bien connu, notamment à travers l'expérience allemande. Par contre, l'impact des déchets ou co-produits d'industries agroalimentaires est beaucoup moins documenté d'autant que les caractéristiques des produits rencontrés sont diverses et variées en fonction des industries et du mode de traitement de ces déchets. L'ajout de co-substrats peut donc s'avérer intéressant au niveau du procédé de méthanisation aussi bien techniquement qu'économiquement. Toutefois, ces ajouts entraînent également des changements au niveau des caractéristiques du résidu obtenu après le procédé de méthanisation, appelé généralement digestat. En effet, l'apport de co-substrats peut être une source importante d'azote et de phosphore qui peut impacter significativement la valorisation des digestats, majoritairement effectuée à travers des plans d'épandage. La teneur moyenne en matières sèches des intrants peut également impacter significativement le procédé de méthanisation et les coûts de mise en œuvre. Ainsi, l'étude réalisée et présentée dans la première partie de cet article permet de faire le point concernant ces différents aspects primordiaux pour les déchets les plus utilisés et les moins documentés, c'est-à-dire les déchets issus de l'industrie agroalimentaire.

D'autre part, des travaux antérieurs ont montré que les caractéristiques intrinsèques des substrats utilisés n'étaient pas suffisantes pour prédire le comportement du mélange. En effet, le potentiel méthanogène d'un mélange de substrats peut être différent de la somme des potentiels méthanogènes des substrats constitutifs du mélange (Labatut *et al.*, 2011). Dans certains cas, le potentiel méthanogène d'un mélange de substrats est supérieur à la somme des potentiels méthanogènes des substrats constitutifs, ce qui traduit une synergie entre les substrats du mélange alors que, dans d'autres cas, un antagonisme est observé. Suivant l'ampleur de ces phénomènes, le fonctionnement de l'unité de méthanisation peut être fortement impacté. Dans ce cadre, une étude spécifique a été conduite, en s'intéressant particulièrement aux déchets issus de l'industrie agroalimentaire, afin de quantifier les principales interactions entre substrats. Les résultats sont présentés dans la seconde partie de cet article.

Enfin, parmi les déchets issus d'industries agroalimentaires étudiés dans les parties précédentes, les graisses s'avèrent être des substrats particulièrement intéressants. En effet, ces substrats présentent généralement un très fort potentiel méthanogène du fait de leur teneur élevée en carbone des lipides et de leur forte biodégradabilité. Cependant, l'ajout de graisses peut entraîner dans certains cas des inhibitions dans le procédé de digestion. En effet, l'hydrolyse des lipides, qui peut intervenir rapidement dans le processus de biodégradation anaérobie, génère une production d'acides gras à longues chaînes qui semblent s'adsorber sur les membranes bactériennes endommageant ainsi le fonctionnement des microorganismes (Pereira *et al.*, 2005). Ainsi, une étude visant à optimiser la co-digestion de lisier bovin en présence de graisses issues de l'industrie alimentaire a été réalisée et est présentée dans la dernière partie de cet article.

1 Paramètres d'intérêt pour l'estimation de la production de méthane dans le digesteur
 (A : matière sèche, matière organique ; B : potentiels méthanogènes et biogaz ; C : biodégradabilité).



Caractérisation des substrats agro-industriels

Dans le cadre du projet Biodecol2, vingt-deux co-produits organiques en provenance d'un abattoir bovin (n° 1 sur les figures), d'un abattoir porcin (n° 2 sur les figures), d'une industrie légumière (arômes, concentrés, colorants) (n° 3 sur les figures), d'une charcuterie industrielle (n° 4 sur les figures) et d'une laiterie (n° 5 sur les figures) ont été caractérisés. Les résultats présentés ci-dessous permettent notamment d'évaluer l'intérêt énergétique de ces déchets et leur impact sur la valeur agronomique des digestats.

Paramètres globaux et production de biogaz

Comme indiqué sur la figure ❶, les substrats analysés présentent des teneurs en matières sèches (MS) et en matière organique (MO) très variables (entre 6 et 56 % de MS). Généralement, plus les teneurs en MS et MO seront élevées, plus le produit pourra être transporté sur de grandes distances tout en ayant un impact économiquement favorable sur le procédé. Il est couramment considéré que les substrats dilués (lisiers ou boues de stations d'épuration) peuvent être transportés de quelques kilomètres alors que pour les plus concentrés (graisses) peuvent être transportés de plusieurs dizaines de kilomètres.

Au niveau de la biodégradabilité, excepté pour les trois boues biologiques analysées et les soies de porcs, la plupart des substrats testés présente une biodégradabilité largement supérieure à 50%. Les substrats les plus biodégradables sont les graisses de flottation, les pulpes de légumes, les refus de tamisage d'abattoir, le sang et les déchets de viande.

Les potentiels méthanogènes observés sont également très variables. Classiquement, les plus faibles valeurs sont observées pour les boues tandis que les graisses de flottation occupent le haut du classement. Ceci résulte de différences au niveau de la biodégradabilité de la matière organique (dépendant de la composition de la MO et de son accessibilité) et de la composition biochimique de la MO biodégradable des substrats.

Paramètres spécifiques et teneurs en nutriments

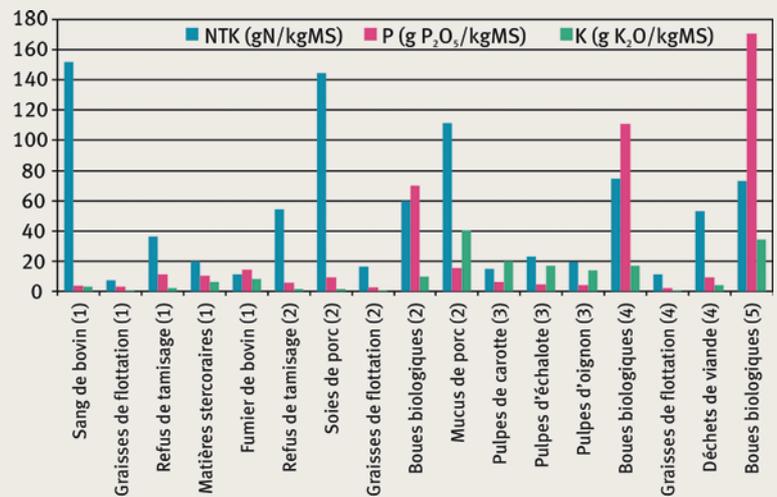
Les teneurs en N, P et K des différents substrats sont représentées sur la figure ❷. Ces teneurs auront un impact direct sur la composition du digestat, sa valorisation agronomique et les plans d'épandage associés.

Les substrats les plus concentrés en azote sont les substrats protéinés : sang, soies de porc, mucus et dans une moindre mesure les boues biologiques. Les substrats les plus concentrés en phosphore sont, de loin, les boues biologiques. Au vu des ratios N/P₂O₅/K₂O observés en moyenne sur les lisiers de porc (4/2/5, source : CORPEN) et de bovins (5/4/3, source : CORPEN), l'adjonction de co-substrats aura éventuellement tendance à déplacer l'équilibre en nutriment du digestat vers un produit plus riche en azote (ajout de co-substrats protéinés) et en phosphore (ajout de boues biologiques). Néanmoins, l'ajout de certains co-substrats comme les graisses de flottation présente un effet quasi négligeable sur les équilibres en nutriments du digestat du fait de leurs très faibles teneurs en ces éléments.

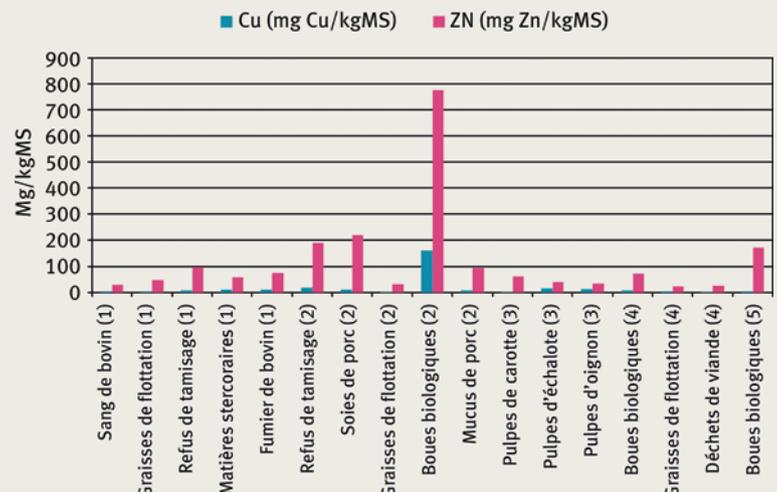
Les teneurs en éléments traces métalliques (ETM) mesurés (cuivre et zinc) sont présentés sur la figure ❸. Il n'existe pas pour l'heure de norme concernant la valorisation agronomique des digestats. Néanmoins, en comparaison des valeurs seuils existantes pour la valorisation agronomique des boues de station d'épuration (arrêté du 8 janvier 1998 pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées) qui sont de 1 000 mg/kgMS pour le cuivre et de 3 000 mg/kgMS pour le zinc, les valeurs observées pour ces co-substrats organiques sont très faibles à l'exception de la boue biologique issue d'un abattoir porcin pour laquelle, néanmoins, les teneurs restent bien en-dessous des valeurs seuils.

Ces données peuvent être utilisées afin d'estimer la production de méthane et la composition du digestat lors du dimensionnement des installations de co-digestion. Dans le cas de la production de méthane, on estime en général qu'elle atteindra 80% du potentiel méthanogène. Cependant, ces données sont obtenues sur les substrats « seuls » et on peut se poser la question de leur validité dans des conditions de mélange. C'est ce à quoi va s'attacher le paragraphe suivant.

❷ Teneur en N, P et K des différents substrats analysés.



❸ Teneur en cuivre et zinc des différents substrats analysés.



1 VARIABILITÉ ET PRÉCISION DE LA MESURE DE POTENTIEL MÉTHANOÛÈNE

Le potentiel méthanogène (BMP) d'un substrat est une mesure réalisée en laboratoire. Elle est classiquement obtenue en mettant en contact le substrat analysé et un inoculum (digestat apportant des bactéries anaérobies) dans un flacon hermétique, en conditions anaérobies et mésophiles.

La production de biogaz et de méthane est suivie durant 30 à 40 jours et le potentiel méthanogène est obtenu par différence entre la production d'un test avec substrat et celle d'un test « blanc » sans substrat.

Cinq principales sources d'incertitudes impactent l'estimation de la production de méthane liée au substrat considéré et sont présentées dans le tableau 1.

1 Sources d'incertitude sur l'acquisition des données de potentiel méthanogène.

Sources d'incertitudes	Ordres de grandeur de l'impact sur la mesure
Incertitude liée au protocole expérimental (choix de l'inoculum, protocole expérimental, mode de préparation et échantillonnage du substrat...).	Sur les mesures effectuées dans 21 laboratoires différents, on observe un coefficient de variation (CV) compris entre 7 et 27 % selon les substrats considérés (Raposo et al., 2011). À titre indicatif, l'erreur absolue maximale sur la mesure du BMP représente environ 20 % de la valeur déterminée en considérant le protocole appliqué à Irstea.
Incertitude liée aux erreurs de mesure sur la production de biogaz et sa composition.	
Incertitude liée à l'échantillonnage du produit sur site qui peut être compliqué (graisses avec phasage dans la bache de réception, tas de substrats solides avec de fortes hétérogénéités...).	Très variable et dépend de la rigueur apportée à l'échantillonnage sur site.
Incertitude de mesure liée à la variabilité dans le temps des propriétés du substrat.	<p>Exemple :</p> <p> - 1^{er} quantile - 1^{er} décile * Moyenne - 9^e décile - 3^e quantile ♦ Minimum o Maximum </p> <p>BMP (Nm³CH₄/tMO)</p> <p>1400 1200 1000 800 600 400</p> <p>Analyse statistique des BMP mesurées sur 17 graisses BMP obtenus sur la boue d'une même graisse pour 5 points de mesure</p> <p>Variabilité inter-site et intra-site des données de potentiel méthanogène observées sur les graisses de flottation.</p>
Dans le cas de l'utilisation de données génériques, l'incertitude liée à la variabilité inter-sites des propriétés des substrats liées à leur mode de production (système d'élevage différent, technologie de récupération ou de production différente...).	<p>Dépend du nombre d'échantillons analysés. Dans le cas des graisses de flottation, on peut montrer que pour que l'intervalle de confiance à 90 % sur la valeur mesurée ait une amplitude inférieure à celle observée sur les données « génériques », au moins trois mesures successives BMP sont nécessaires. Le coefficient de variation temporelle observé sur les graisses de flottation est de l'ordre de 15 %.</p> <p>Dépend des substrats considérés, les CV observés sur les données génériques sont de l'ordre de 25 à 35 % pour des substrats comme les boues biologiques, le lisier de porc ou les graisses de flottation.</p>

Il existe un débat sur l'utilité de réaliser des tests de potentiels méthanogènes plutôt que d'utiliser des données génériques.

Dans le cas d'un substrat « original » pour lequel il n'existe pas, ou peu, de données de référence, il apparaît nécessaire d'effectuer une campagne de mesure de potentiel méthanogène. Quand des données existent, comme sur les graisses de flottation, les lisiers ou les boues biologiques de station de traitement des eaux usées, la question de l'utilité d'une mesure de potentiel méthanogène se pose. Quand une analyse de potentiel méthanogène est réalisée, elle concerne en général un seul échantillon par substrat.

Or, cette étude a montré que, pour que le test de potentiel méthanogène représente un gain de précision en comparaison de données génériques, trois points de mesures dans le temps sont nécessaires.

Une telle répétition des tests est coûteuse, mais elle est le seul moyen de garantir une précision de mesure supérieure à celle procurée par des données génériques.

Néanmoins, le coût représenté par la répétition temporelle des analyses peut être réduit de deux manières :

- constitution d'un échantillon moyen analysé ensuite en termes de potentiel méthanogène,
- remplacement des triplicats opérés sur les potentiels méthanogènes (trois répétitions sur un échantillon) par trois tests en parallèle sur trois échantillons sans répétition (une répétition par échantillon sur trois échantillons).

Impact des interactions sur le potentiel méthanogène des substrats

L'objectif de ce paragraphe est de produire des références en termes d'interactions entre substrats sur des mélanges couramment utilisés en France et en Europe. Ainsi, à travers des tests de potentiel méthanogène sur une large gamme de mélanges binaires, les interactions potentielles entre substrats ont été identifiées et leur ampleur quantifiée.

Les mélanges étudiés sont des mélanges binaires constitués d'un substrat majoritaire en quantité mais de faible potentiel méthanogène (appelé par la suite « matrice ») et, d'un co-substrat minoritaire en quantité mais de plus fort potentiel méthanogène (appelé par la suite « co-substrat »). Ainsi, des mélanges binaires de trois matrices différentes ont été étudiés avec dix co-substrats conduisant finalement à trente mélanges testés. Les matrices choisies sont les substrats majoritaires les plus couramment rencontrés en France pour les projets de co-digestion. Au nombre de trois, il s'agit d'un lisier de porc, d'un lisier de bovins et d'une boue biologique. Le lisier de porc provient d'un élevage naisseur-engraisseur et a été prélevé dans la fosse d'homogénéisation située à l'extérieur des bâtiments. Le lisier de bovin provient d'un élevage laitier équipé d'un bâtiment en logettes. La boue biologique est une boue secondaire égouttée prélevée sur une station d'épuration urbaine travaillant en très faible charge. Les dix co-substrats étudiés sont des coproduits issus d'industries agro-alimentaires. Trois co-substrats proviennent d'un abattoir bovin (sang de bovins, graisse de flottation D et matières stercoraires). Trois proviennent d'un abattoir porcin (refus de tamisage, graisses de flottation E et boues biologiques). Deux proviennent d'une charcuterie industrielle (graisses de flottation G et déchets de viande) et deux proviennent d'une industrie légumière (pulpes de carotte et pulpes d'oignon).

Pour chaque mélange, le potentiel méthanogène expérimental des mélanges mesuré et le potentiel théorique que l'on peut calculer à partir des ratios de mélange pratiqués et des potentiels méthanogènes de la matrice et du co-substrat considérés sont comparés. Seules les différences statistiquement significatives et supérieures à 10 % du potentiel méthanogène théorique sont considérées comme significatives.

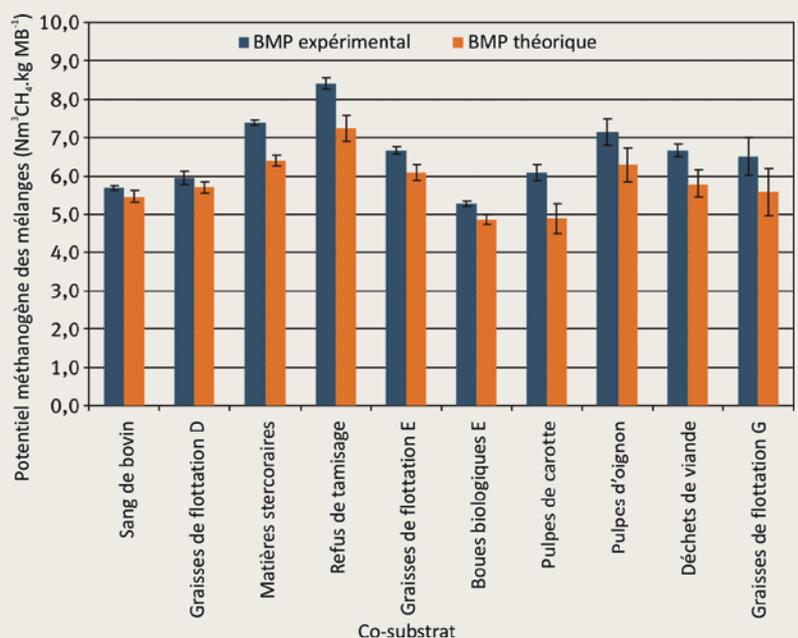
Pour la matrice « lisier de porc », aucun effet d'antagonisme significatif n'est observé sur les potentiels méthanogènes comme le montre la figure 4. En revanche, des synergies significatives sont observées pour six co-substrats qui sont, par ordre décroissant : les pulpes de carotte, les refus de tamisage, les matières stercoraires, les déchets de viande et les pulpes d'oignon. Une synergie maximale représentant un surplus de production de méthane de 25 % est observée pour le test de co-digestion impliquant des pulpes de carotte. Concernant les refus de tamisage, les matières stercoraires, les pulpes d'oignon et les déchets de viande, environ 15 % de production de méthane supplémentaire est observée.

Une analyse en composante principale a mis en lumière un lien entre la teneur en carbohydrates des co-substrats et l'amplitude des synergies observées. Néanmoins, cette analyse a également montré que ce n'était pas le seul facteur explicatif des synergies observées.

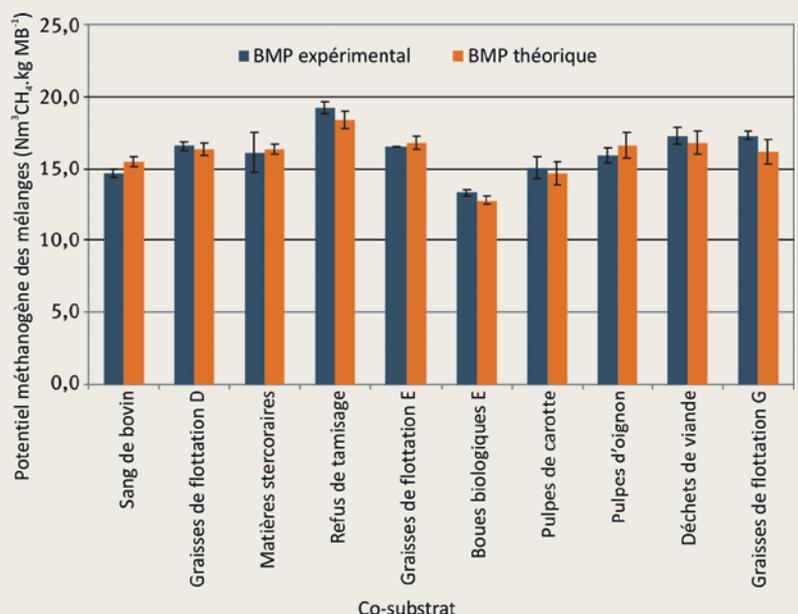
En ce qui concerne les mélanges testés impliquant les « matrices » lisier de bovin et boues biologiques, aucun antagonisme et aucune synergie ne sont observés. Ce résultat est illustré par la figure 5 dans le cas des mélanges impliquant des boues biologiques.

En conclusion, au cours de l'ensemble de ces tests, aucun antagonisme significatif n'a été observé sur les mélanges testés. Par contre, des synergies significatives sont observées sur certains mélanges en fonction des

4 Comparaison des potentiels méthanogènes des mélanges impliquant du « lisier de porc » comme matrice avec les potentiels méthanogènes théoriques.



5 Comparaison des potentiels méthanogènes des mélanges impliquant des « boues biologiques » comme matrice avec les potentiels méthanogènes théoriques.



matrices utilisées. Ces résultats ouvrent des voies d'optimisation des mélanges en co-digestion pour augmenter la production de méthane. Néanmoins, d'autres critères entrent en ligne de compte comme l'équilibre nutritionnel et les risques d'inhibition. Il est aujourd'hui difficile de transposer quantitativement des résultats obtenus sur ces points en batch à des processus ayant lieu en réacteur continu. Des travaux sont donc nécessaires pour éclaircir ce point et comparer les résultats obtenus en batch, notamment en terme d'influence du taux de substrat sur les interactions observées, et ceux obtenus en réacteur continu, c'est ce à quoi sera consacré le paragraphe suivant.

Co-digestion de lisier de bovin en présence de graisses

De nombreux exploitants sont à la recherche de co-substrats à fort potentiel méthanogène afin d'augmenter la production de méthane de leur digesteur. Les co-substrats industriels recherchés sont souvent des graisses de flottation provenant des étapes de prétraitement des eaux sur des stations d'épuration. Ces produits riches en lipides sont connus pour allier à la fois un potentiel méthanogène élevé et une bonne biodégradabilité de la matière organique.

Cependant, de nombreuses études montrent que la dégradation d'un tel substrat aboutit à la production d'acides gras à longue chaîne (AGLC) dans le digesteur qui peut conduire à déstabiliser le processus de méthanisation. De nombreux cas de surcharge en graisses de digesteurs ont d'ailleurs été rapportés affectant la production de biogaz pendant de nombreuses semaines.

Dans cette partie, les objectifs de l'étude réalisée en réacteur continu (volume utile 12,5 L) sont de produire des références en termes de digestion de lisier de bovin seul et en mélange avec des graisses de flottation de l'industrie agroalimentaire. Ces essais ont permis de déterminer les ratios maximums de graisses pouvant être incorporés et les conditions opératoires, temps de séjour hydraulique (TSH) et charge organique appliquée (COA), qui permettent à la fois d'assurer une productivité en méthane et une biodégradabilité de la matière optimales.

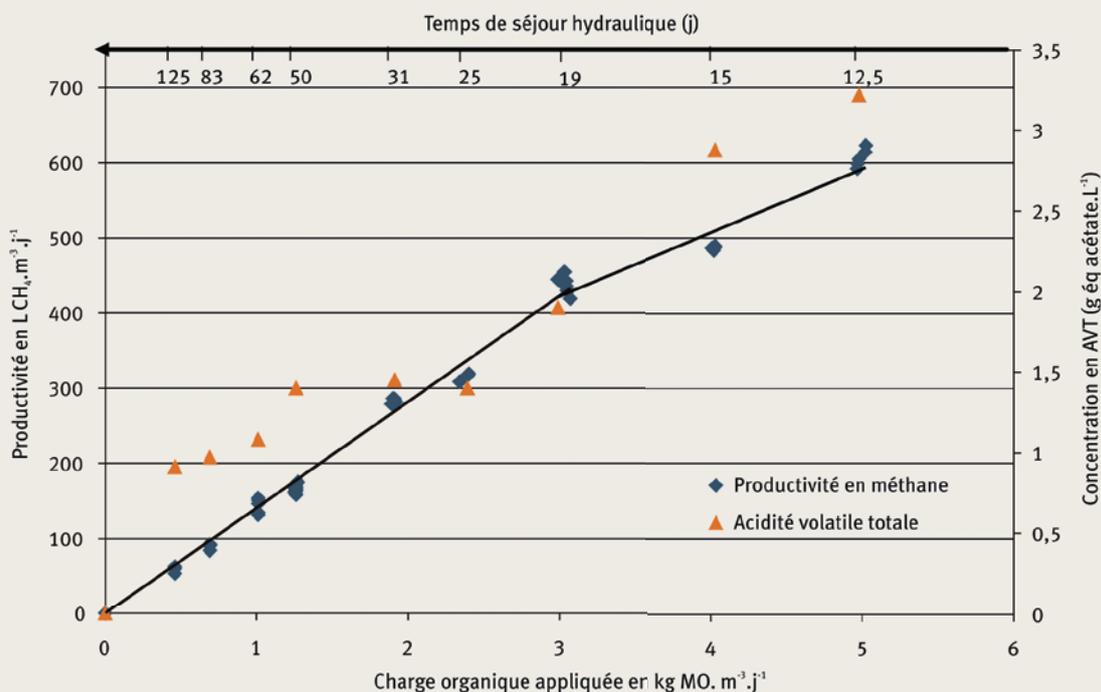
Le lisier de bovin a été récolté au sein d'une exploitation de vaches laitières au niveau de la zone d'attente de la salle de la stabulation. La composition physico-chimique du lisier est la suivante : concentration en MS comprise entre 82 et 100 gMS.kg⁻¹, concentration en MO comprise entre 58 et 69 gMO.kg⁻¹, et une DCO comprise entre 89 et 120 gO₂.kg⁻¹.

Les graisses de flottation ont été prélevées au niveau du flottateur sur une station d'épuration d'industrie de fabrication de plats cuisinés. Aucun pré-traitement de la graisse n'a été réalisé avant injection dans l'unité pilote. La composition de l'effluent récolté est la suivante : concentration en MS comprise entre 118 et 140 gMS.kg⁻¹, concentration en MO comprise entre 115 et 138 gMO.kg⁻¹, et une DCO comprise entre 310 et 320 gO₂.kg⁻¹.

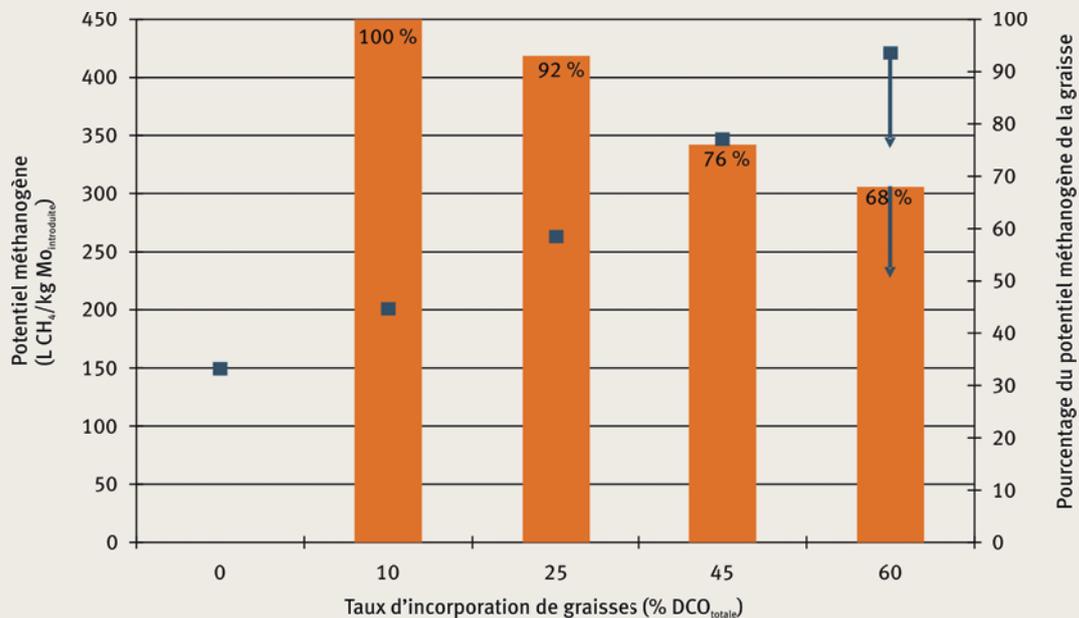
Lisier de bovin seul

Pour des COA comprises entre 0,4 et 3 kgMO.m⁻³.j⁻¹ (TSH compris entre 125 jours et 19 jours), la productivité en méthane est proportionnelle à la COA, ce qui traduit une biodégradabilité optimale de la matière organique (figure 6). Pour des COA supérieures à 3 kgMO.m⁻³.j⁻¹

6 Productivité en méthane et acidité volatile totale en fonction de la charge organique appliquée lors de la digestion de lisier de bovin.



7 Digestion de lisier de bovins à différents taux d'incorporation de graisses (TSH = 30 jours).



(TSH inférieur à 19 jours), une rupture de pente est observée traduisant une diminution du taux de dégradation de la matière organique. Parallèlement, l'augmentation de la COA entraîne une augmentation de la concentration en acides dans le digestat et l'acidité volatile totale (AVT) augmente. L'augmentation de la concentration en acide au-delà de 2,4 kgMO.m⁻³.j⁻¹ (soit un temps de séjour inférieur à 25 jours) semble plus marquée.

Ces résultats ont été confirmés par des analyses d'acides gras volatils (AGV). Les principaux acides retrouvés sont l'acétique, le propionique, le butyrique, l'iso-butyrique et l'iso-valérique.

Lisier de bovin en mélange avec des graisses

Les résultats de potentiel méthanogène pour du lisier de bovin à différents taux d'incorporation de graisses sont découpés en deux phases :

- la première phase, où quand on augmente le taux d'incorporation de graisses (de 10 % à 60 %), le potentiel méthanogène du mélange augmente. Connaissant le potentiel du lisier de bovins et de la graisse utilisée, le pourcentage du potentiel méthanogène de la graisse exprimé pour un TSH de 30 jours a pu être calculé. Celui-ci diminue, lorsque le taux d'incorporation de graisses augmente traduisant une diminution du taux de dégradation de la matière organique ;
- la seconde phase où quand on maintient le taux d'incorporation de graisse à 60 %, le système devient instable et le potentiel méthanogène diminue traduisant que le taux d'incorporation de graisse maximal est atteint.

Les analyses d'AGV et d'AVT réalisées ont montré que les concentrations en acides augmentent faiblement lorsque le taux d'incorporation de graisses augmente (figure 7). Pour un taux d'incorporation de graisses de 60 %, les principaux AGLC retrouvés dans le digestat sont les acides palmitique (C16), stéarique, oléique, linoléique (C18), et béhénique (C22).

Conclusion générale

Ces travaux réalisés dans le cadre du projet Biodecol 2 ont montré que :

- les caractéristiques des co-substrats présentent une grande variabilité. De plus, si le potentiel méthanogène reste une donnée déterminante, d'autres caractéristiques sont à prendre en compte, notamment pour optimiser la filière de valorisation du digestat et le fonctionnement du procédé ;
- les conditions de mélange des substrats peuvent impacter significativement les performances du digesteur. Des phénomènes de synergie entre substrats ont été identifiés sur des mesures de potentiel méthanogène en mélange et l'impact négatif d'un surdosage en co-substrat grasseux sur le fonctionnement du procédé a été mis en lumière sur des tests de co-digestion en réacteur continu. Ces résultats ne sont bien sûr pas transposables à tous les substrats rencontrés industriellement. Par contre, ils montrent que lorsque des phénomènes de synergie ou d'inhibition sont rencontrés, il est difficile de s'affranchir d'essais en réacteur continu si l'on veut prédire avec précision la production de méthane attendue dans des installations industrielles.

2 Bilan des avantages et inconvénients liés à l'utilisation des différentes sources de co-substrats d'origine agro-industrielle.

	Catégories de substrats	Avantages	Inconvénients
Déchets et sous-produits agro-industriels	Graisses agro-alimentaires	Très fort potentiel méthanogène	Risque de dysfonctionnement 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-produits de l'industrie légumière et fruitière	Potentiels méthanogène assez bons, 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 MO)	Disponibilité des substrats assez faible (débouchés existants)
	Déchets de stations d'épuration des eaux usées industrielles	Possibilité de redevance de traitement	Potentiel méthanogène faible, fortement chargé en nutriments, substrats pas toujours très propres, qualité à surveiller (ETM...)

Néanmoins, les propriétés techniques des co-substrats ne sont pas les seuls éléments à prendre en compte lors du choix des co-substrats. Comme l'illustre le tableau 2, les contraintes réglementaires, d'approvisionnement et de saisonnalité doivent également être prises en compte. ■

Les auteurs

Romain GIRAULT, Pascal PEU et Fabrice BÉLINE

Irstea, centre de Rennes, UR GERE,
Gestion environnementale et traitement biologique
des déchets

17 Avenue de Cucillé – CS 64427 – 35044 Rennes
/Université de Bretagne

✉ romain.girault@irstea.fr

✉ pascal.peu@irstea.fr

✉ fabrice.beline@irstea.fr

Thomas LENDORMI et Sébastien GUILLAUME

Université de Bretagne Sud – LIMATB EA4250,
allée des Pommiers – 56300 Pontivy

✉ thomas.lendormi@univ-ubs.fr

✉ sebastien.guillaume@univ-ubs.fr

EN SAVOIR PLUS...

📖 GIRAULT, R., BÉLINE, F., DAMIANO, A., 2010, Méthanisation : Les premiers pas de la filière dans le secteur agricole, *Environnement et Technique*, n° 300, p. 38-42.

📖 LABATUT, R.A., ANGENENT, L.T., SCOTT, N.R., 2011, Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates, *Bioresource Technology*, 102 (3), p. 2255-2264.

📖 PEREIRA, M.A., PIRES, O.C., MOTA, M., ALVES, M.M., 2005, Anaerobic biodegradation of Oleic and Palmitic Acids: Evidence of Mass Transfer Limitations Caused by Long Chain Fatty Acid Accumulation onto the Anaerobic Sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, 92(1), p. 15-23.

📖 RAPOSO, F., FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V., DE LA RUBIA, M. A., BORJA, R., BÉLINE, F., CAVINATO, C., DEMIRER, G., FERNÁNDEZ, B., FDZ-POLANCO, M., FRIGON, J.-C., GANESH, R., KAPARAJU, P., KOUBOVA, J., MÉNDEZ, R., MENIN, G., PEENE, A., SCHERER, P., TORRIJOS, M., UELLEND AHL, HINRICH, WIERINCK, I., DE WILDE, V.I., 2011, Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: Evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 86(8), p. 1088-1098.