

Analyse environnementale d'installations de méthanisation agricole en élevage porcin

Sandrine ESPAGNOL (1), Aurélie WILFART (2), Armelle GAC (3), Lynda AISSANI (4), Pascal LEVASSEUR (1)

(1) IFIP, Institut du porc, 35651 Le Rheu cedex, France

(2) UMR SAS INRA, AGROCAMPUS OUEST, 35000 Rennes, France

(3) Institut de l'élevage, 35651 Le Rheu cedex, France

(4) IRSTEA, 35000 Rennes, France

Sandrine.espagnol@ifip.asso.fr

Analyse environnementale d'installations de méthanisation agricole en élevage porcin

Déterminer les performances environnementales de la production de biogaz agricole s'avère complexe car les installations répondent à plusieurs objectifs. Ainsi, les choix de périmètre et d'unité d'expression des impacts lors de l'évaluation ont toute leur importance. La présente étude évalue les impacts environnementaux de six scénarios de méthanisation agricole impliquant des lisiers porcins: M1-petite-méthanisation de lisier (50 kW de puissance installée), M2-méthanisation de lisier avec du maïs ensilage et des déchets d'agro-industries et de collectivités (200 kW) et quatre autres scénarios à base de lisier et de déchets (200 kW) traitant de diverses manières les digestats, dans un objectif de résorption de N et P (M3-transport longue distance, M4-compostage, M5-séchage, M6-traitement biologique). Leurs bilans environnementaux sont évalués par Analyse de Cycle de Vie en considérant cinq impacts: changement climatique (CC), demande en énergie non renouvelable (DE), eutrophisation (E), acidification (A) et occupation des sols (OS). Les unités fonctionnelles retenues sont: le kWh produit et valorisé, le kg de porc en sortie d'élevage et le kg d'azote résorbé. Elles se rapportent respectivement aux trois fonctions retenues: la production d'énergie renouvelable, la réduction des impacts environnementaux des élevages, et la résorption des excédents de N. Les résultats témoignent de l'intérêt environnemental de la méthanisation agricole sur l'impact DE pour produire de l'énergie renouvelable dans le contexte du mix énergétique français. Les élevages impliqués dans la méthanisation voient également leurs impacts CC, DE et A diminuer. Les différentes fonctions évaluées montrent les atouts et limites des six options de méthanisation. Des prédictors de performance sont mis en évidence: l'équilibre du ratio N/ potentiel méthanogène des substrats, la valorisation optimisée de la chaleur et la couverture des ouvrages.

Environmental assessment of agricultural biogas plants on pig farms

Assessing the environmental performance of agricultural biogas production is complex because the development of anaerobic digestion has several goals. Indeed, the choice of system perimeter and functional unit has major importance. This study assessed environmental impacts of six biogas units associated with a pig farm: M1-small plant using only pig slurry (50 kW); M2-larger plant (200 kW) using slurry, maize silage and agro-industrial waste; and four other scenarios using both slurry and waste (200 kW) and implementing different digestate processing chains to reduce N and P in farm outputs (M3-long distance transport, M4-composting, M5-drying belt, M6-biological treatment). Their environmental performance, assessed by Life Cycle Assessment, considered five impacts: climate change (CC), cumulative energy demand (ED), eutrophication (E), acidification (A) and land occupation (LO). The functional units were kWh produced and used, kg of animal live weight at the farm gate and kg of N "resorbed". Respectively, these units are linked to three current goals for biogas plants: production of renewable energy, reduction of pig farm impacts and resorption of nitrogen in excess. The results show lower ED for the kWh produced by anaerobic digestion in the context of the French energetic mix. Moreover, the pig farm associated with the biogas unit reduces its CC, ED and A impacts. The multiple functional units studied highlight advantages and disadvantages of the six biogas scenarios. Drivers of performance were identified: balancing N content and methane potential of the inputs, good use of the heat produced and covering of the storage units.

INTRODUCTION

La méthanisation est une pratique jugée vertueuse sur le plan environnemental de par sa production d'énergie renouvelable à partir de biomasse en condition de digestion anaérobie (Poeschl *et al.*, 2010, Lijo *et al.*, 2014). L'agriculture participe à son essor avec un nombre croissant d'installations à la ferme qui fonctionnent à partir de biomasse agricole, associée ou non à des déchets organiques (Bacenetti *et al.*, 2016; Venanzi *et al.*, 2018): 239 unités ont été recensées en France en 2017 (Sinoe 2017) ce qui reste modéré au regard d'autres pays comme l'Allemagne qui en compte plusieurs milliers. L'énergie primaire issue de la méthanisation peut être diversement valorisée: le biogaz peut être utilisé pour produire par cogénération de l'électricité et de la chaleur ou bien être injecté dans le réseau pour remplacer le gaz naturel ou encore servir de carburant (Poeschl *et al.*, 2012). D'autres vertus environnementales sont attribuées à la digestion anaérobie des matières organiques comme la réduction des émissions de gaz à effet de serre et l'amélioration de l'efficacité du cycle des nutriments, en valorisant les ressources du territoire par la transformation de la forme azotée et sa conservation dans les effluents (Pellerin *et al.*, 2013). L'évaluation des performances environnementales de la production de biogaz agricole a déjà fait l'objet de travaux (Garrigues *et al.*, 2015) et de développement d'outils, tels que DIGES (Bioteau et Dabert, 2009). Utiliser l'approche de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) permet d'en aborder les divers aspects, en mobilisant plusieurs périmètres d'évaluation et unités fonctionnelles (van Huylbroeck *et al.*, 2007).

Cet article se propose d'évaluer par ACV les performances environnementales de six scénarios de méthanisation agricole associés à un élevage porcin situé en zone de forte densité d'élevage. Il vise de fait à éclairer trois aspects: 1/ le bilan environnemental de la production d'énergie par méthanisation agricole; 2/ le bilan environnemental des élevages porcins impliqués dans des procédés de méthanisation via leurs effluents d'élevage; 3/ la performance environnementale de

la résorption d'azote permise par les unités de méthanisation associées à un traitement des digestats.

1. MATERIEL ET METHODES

1.1. Scénarios de méthanisation à la ferme

Six scénarios de méthanisation associés à un élevage porcin et impliquant ses effluents d'élevage sont caractérisés et simulés (Tableau 1). Ces scénarios construits à dire d'experts se basent sur des cas réels de méthanisation enquêtés:

- Une petite-méthanisation (M1) avec 50 kW de puissance installée, fonctionnant exclusivement avec du lisier de porc, provenant de l'élevage et importé d'un élevage voisin par lisioduc. Les digestats sont épandus localement.
- Une méthanisation de 200 kW mobilisant un mix de lisier de porc de l'élevage, de maïs ensilage et de déchets d'industries agro-alimentaires (IAA) et de collectivités (M2)
- 4 autres méthanisations de 200 kW utilisant un mix de lisier de porc et de déchets IAA dans une logique de gestion d'excédents, avec un transport longue distance (M3), une séparation de phases (SP) par décanteuse centrifuge (DC) suivie, pour la fraction solide, d'un compostage pour exportation (M4), ou d'un séchage par tapis pour exportation d'un produit sec (M5) ou encore d'une séparation de phases par DC suivie d'un traitement biologique de la fraction liquide, d'un compostage puis exportation de la fraction solide (M6).

Chaque unité de méthanisation est simulée en lien avec un élevage porcin type, identique pour tous les scénarios: un élevage naisseur engraisseur de 300 truies disposant de 65 ha de SAU en propre; les bâtiments sont sur caillebotis intégral avec un stockage de lisier sous les animaux et une évacuation en fin de bande. Le stockage extérieur des effluents (5708 m³ de lisier par an) se fait en fosse non couverte, sur une durée moyenne de 9 mois en l'absence de méthanisation (T), ou pour une durée de quelques jours lorsque les lisiers sont utilisés en méthanisation (M). Le stockage des digestats après méthanisation se fait en fosse couverte.

Tableau 1 – Description des différents scénarios

Données annuelles			M1	M2	M3	M4	M5	M6
Production méthane (Nm ³ CH ₄)			122 220	425 877	436 804	436 804	436 804	436 804
Intrants	Part de co-substrats (% m ³ CH ₄)	Lisier élevage	44%	13%	12%	12%	12%	12%
		Lisier exogène	56%	-	-	-	-	-
		Maïs ensilage	-	24%	-	-	-	-
		Déchets IAA	-	63%	88%	88%	88%	88%
	Quantité d'azote (kg N)	59 042	38 903	40 398	40 398	40 398	40 398	
Part N exogène (%)			56%	66%	64%	64%	64%	64%
Méthanisation	Puissance installée (kW)		50	200	200	200	200	200
	Biogaz produit (m ³)		184 067	6 720 175	6 720 175	6 720 175	6 720 175	6 720 175
	Fuites processus (%)		3%	3%	3%	3%	3%	3%
	Energie primaire (MWh)		1 182	4 216	4 216	4 216	4 216	4 216
Valorisation de l'énergie	Electricité vendue (MWh)		390	1 560	1 560	1 560	1 560	1 560
	Autoconso. électriques (%)		4%	7%	7%	7%	7%	7%
	Chaleur produite (MWh PCI)		792	2 656	2 656	2 656	2 656	2 656
	Autoconso. chaleur (%)		74%	13%	12%	12%	12%	12%
	Chaleur valorisée (MWh)		136 ¹	136 ¹	136 ¹	136 ¹	2 087 ²	136 ¹
Gestion des digestats	Traitement (% digestats concernés)		-	-	Transport longue dist. (26%)	SP ³ + compost. (38%)	Séchage + lavage d'air (27%)	SP ³ /trait.bio / compost. (100%)
	Conso. énergie (MWh)		15,5	30,5	30,5	32,8	43,0	65,5
	Part N résorbée (%)		0%	0%	27%	10%	27%	90%

¹ chauffage élevage; ² chauffage élevage et séchage digestats; ³ SP: séparation de phase par décanteuse centrifuge

Les paramètres de fonctionnement des unités sont calibrés à partir de données techniques recueillies sur des installations existantes, des références techniques bibliographiques et auprès de constructeurs (Levasseur *et al.*, 2017) : quantité et composition d'effluents et de co-substrats, quantité et composition du biogaz, énergie primaire produite, puissance et rendement des équipements, autoconsommation électrique, infrastructures, durée de vie des équipements, amortissement.

1.2. Evaluation des impacts environnementaux

Le bilan environnemental de chaque scénario est évalué par ACV pour les impacts demande en énergie non renouvelable (DE), changement climatique (CC), eutrophisation (E), acidification (A) et occupation de surfaces (OS).

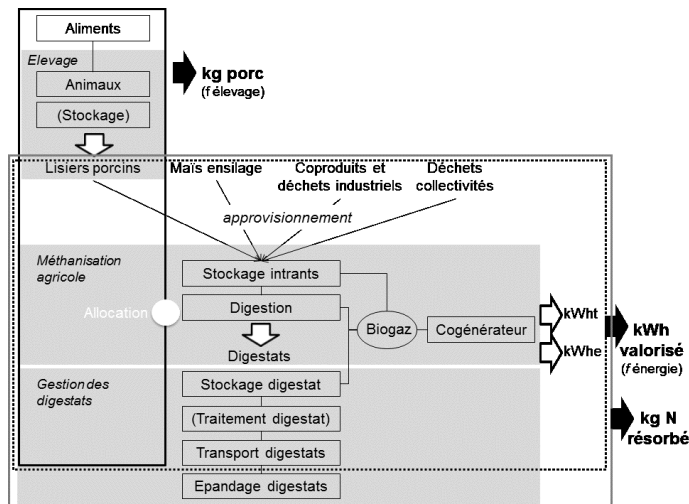


Figure 1 – Périmètres et unités fonctionnelles des ACV réalisées ($f_{\text{élevage}}$ $f_{\text{énergie}}$ $f_{\text{résorption}}$)

Trois fonctions de la méthanisation agricole en élevage sont considérées : la production d'énergie renouvelable ($f_{\text{énergie}}$), la réduction des impacts environnementaux des élevages impliqués ($f_{\text{élevage}}$), et l'aide à la résorption des excédents azotés ($f_{\text{résorption}}$). Pour évaluer les incidences environnementales de chacune d'elles, des périmètres et unités fonctionnelles spécifiques sont choisis (Figure 1) :

- $f_{\text{élevage}}$ est évaluée par kg de porc au portail de la ferme. Le périmètre inclut l'élevage avec la production et l'approvisionnement en intrants (aliments, animaux), la gestion des animaux et des bâtiments d'élevage, et la gestion des effluents jusqu'à la sortie du stockage (scénario T) ou du processus de méthanisation (scénarios M). Dans le cas des scénarios M incluant des co-substrats exogènes à l'élevage, seule la part des impacts de la méthanisation correspondant au potentiel méthanogène des lisiers de l'élevage (relativement au potentiel méthanogène total entrant dans le digesteur) est allouée à la production de porc.

- $f_{\text{énergie}}$ est évaluée par kWh produit par méthanisation et valorisé (pour un usage autre que celui de la méthanisation) : électricité vendue et chaleur produite utilisée, hors autoconsommation pour le digesteur. Le périmètre intègre le stockage des intrants de la méthanisation (qui arrivent sans impact), le processus de méthanisation, ainsi que la gestion des digestats jusqu'au rendu parcelles.

- $f_{\text{résorption}}$ est évaluée par kg d'azote résorbé. On considère ici l'azote exporté ou abattu dans les effluents par l'intermédiaire d'émissions gazeuses générées lors du traitement des digestats. Le périmètre associé inclut le périmètre de la $f_{\text{énergie}}$ en y ajoutant l'épandage des

digestats ou co-produits du traitement des digestats. Seuls les scénarios de méthanisation permettant une résorption de l'azote ont été considérés pour cette unité (M3 à M6).

Pour modéliser les pertes par émissions des systèmes, un bilan de masse est réalisé sur les flux d'azote et de carbone en utilisant des facteurs d'émissions rapportés à leurs quantités respectives dans les effluents tout au long de la chaîne de valorisation (bâtiment, stockage, traitement). Les sources mobilisées pour l'étape de méthanisation sont l'EMEP 2016 et DIGES (Bioteau et Dabert, 2009), respectivement pour les émissions azotées et de méthane, en amont et en aval de la digestion ; l'expertise de l'IRSTEA pour les pertes liées à la cogénération ; Levasseur *et al.* (2017) et Rigolot *et al.* (2010) pour les traitements des digestats.

2. RESULTATS

2.1. Flux environnementaux

Le tableau 2 présente les flux environnementaux calculés pour les différents scénarios. Il est utile de situer les différents systèmes de méthanisation au regard des quantités d'azote et de carbone entrées dans le digesteur par rapport à l'énergie produite et valorisée, car elles sont responsables d'émissions directes. M1 est le scénario qui consomme le plus d'azote et de carbone via les intrants au regard de la quantité d'énergie valorisée. En effet, ce système de petite-méthanisation, très autonome, utilise comme substrat le plus souvent quasi-exclusivement des effluents d'élevage, avec un faible rendement de production de méthane. M5 a le meilleur ratio N et C ramené au kWh valorisé ; en complément du lisier, le système mobilise des intrants présentant un pouvoir méthanogène plus intéressant (déchet de céréales, vieux pain...), de même que M3, M4 et M6, mais il valorise davantage la chaleur produite (pour déshydrater les digestats).

Les pertes azotées, entre l'entrée du système de méthanisation et la fin du stockage ou traitement des digestats, sont inférieures à 15% dans la majorité des systèmes (Tableau 2). Ces pertes sont limitées grâce à la couverture des ouvrages (digesteur et post-stockage) mais restent supérieures au témoin (T). M6 montre une perte plus importante (71%), en raison d'un traitement biologique des digestats produisant des émissions massives de N_2 qui ne participent pas aux impacts environnementaux. Ces émissions de diazote sont également présentes du fait du compostage du refus de séparation de phases, dans M4 et M6, ce dernier étant aussi responsable spécifiquement d'émissions de protoxyde d'azote (entre 0,5% et 2% de l'azote des intrants). Les émissions d'ammoniac oscillent entre 4 et 7% de l'azote des intrants. Celles de NO et NO_2 sont très réduites : moins de 0,02% de l'azote entrant, soit des valeurs inférieures ou égales à celles du scénario témoin.

Les pertes carbonées à l'échelle du système représentent entre 40% et 80% du carbone entré ; l'étape principalement responsable de ces pertes étant la digestion anaérobie. Les étapes de pré- et de post-stockage y contribuent très peu, sauf dans les scénarios M4 et M6 via le compostage. Les émissions carbonées se font en grande partie sous forme de CO_2 (produit de la combustion lors de la cogénération), les pertes sous forme de CH_4 représentant moins de 5% du carbone des intrants.

2.1. Résultats des impacts environnementaux

Le tableau 2 rapporte les valeurs d'impacts obtenues dans les six scénarios de méthanisation et pour les trois unités

fonctionnelles. Le positionnement relatif des scénarios de méthanisation est indiqué dans la figure 2.

2.1.1. Résultats d'impacts par kWh valorisé

Parmi les systèmes de méthanisation agricole, la petite méthanisation (M1) se distingue par des performances

énergétiques moindres (ration moins méthanogène et rendement du moteur plus faible) relativement aux unités de co-digestion plus grandes (M2 à M6), plus optimisées, et par voie de conséquence, des impacts environnementaux plus élevés lorsqu'ils sont rapportés au kWh valorisé.

Tableau 2 – Indicateurs de flux environnementaux pour les différents scénarios et résultats ACV pour les trois unités fonctionnelles

		T	M1	M2	M3	M4	M5	M6
Indicateurs	Kg N intrants / MWh valorisé	-	112	23	24	24	12	24
	Kg C intrants /MWh valorisé	-	442	357	310	310	158	310
	Pertes N sortie métha. ou stockage / N intrants (%)	7%	8%	8%	8%	13%	11%	71%
	- détail NH ₃	7%	4%	4%	4%	5%	7%	7%
	- détail N ₂ O	0%	0%	0%	0%	0.5%	0.1%	1.2%
	- détail N ₂	0%	4%	4%	4%	8%	4%	63%
	Pertes C sortie métha. ou stockage / N intrants (%)	20%	41%	56%	65%	69%	65%	80%
	- détail CH ₄	12%	2%	2%	3%	3%	3%	4%
	- détail CO ₂	8%	39%	54%	62%	66%	62%	76%
Part d'azote résorbée (%)	0%	0%	0%	20%	5%	20%	85%	
Résultats ACV / kWh	Consommation d'énergie non renouvelable (MJ)	-	1,10	1,08	1,30	1,30	0,84	2,47
	Changement climatique (kg eqCO ₂)	-	0,41	0,25	0,29	0,35	0,14	0,59
	Acidification (mol H+ eq)	-	0,019	0,005	0,005	0,006	0,004	0,008
	Eutrophisation (g PO ₄ ³⁻ eq)	-	3,98	0,83	0,85	1,40	0,5	7,2
	Occupation des sols (m ² .an)	-	0,015	0,010	0,011	0,010	0,005	0,012
Résultats ACV / kg de porc	Consommation d'énergie non renouvelable (MJ)	21,06	19,18	19,15	19,20	19,20	19,33	19,50
	Changement climatique (kg eqCO ₂)	2,53	2,36	2,12	2,12	2,14	2,12	2,20
	Acidification (mol H+ eq)	0,076	0,094	0,069	0,069	0,069	0,069	0,069
	Eutrophisation (g PO ₄ ³⁻ eq)	20,76	20,89	19,98	19,98	20,12	20,07	21,60
	Occupation des sols (m ² .an)	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80
Résultats ACV / kg N résorbé	Consommation d'énergie non renouvelable (MJ)	-	-	-	211	218	1464	2954
	Changement climatique (kg eqCO ₂)	-	-	-	70	52	545	746
	Acidification (mol H+ eq)	-	-	-	3,43	2,76	23,15	10,60
	Eutrophisation (kg PO ₄ ³⁻ eq)	-	-	-	0,88	0,67	5,91	2,49
	Occupation des sols (m ² .an)	-	-	-	1,7	1,3	11,6	14,64

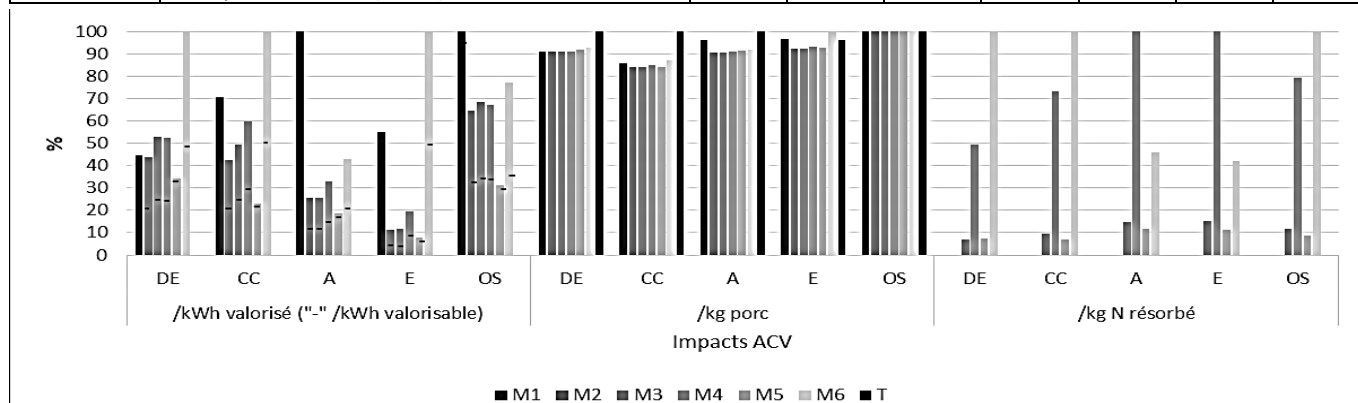


Figure 2 - Impacts ACV relatifs des systèmes de méthanisation agricole pour les trois unités fonctionnelles

(les valeurs sont exprimées en % de l'impact ayant la valeur la plus élevée pour chaque combinaison unité fonctionnelle x nature d'impact)

C'est le cas pour les impacts changement climatique (CC), acidification (A), eutrophisation (E) et occupation de surface (OS : liée aux équipements et au transport) (Figure 2). Les modalités de gestion des digestats expliquent également des différences d'impacts relatifs entre scénarios. Les systèmes avec compostage (M4 et M6) ont un impact CC relatif plus important du fait de leurs émissions en N₂O (alternance et juxtaposition de zones aérobie et anaérobie). M5 a systématiquement les impacts relatifs les plus faibles en raison de sa meilleure valorisation de la chaleur produite (déshydratation des digestats). Son taux de valorisation de l'énergie thermique est de 79% (vs 5% pour les autres scénarios de 200 kW) et peut être considéré comme le potentiel maximum quand on a retiré les pertes caloriques et la part mobilisée pour chauffer le digesteur.

Ainsi, en considérant pour tous les systèmes, une valorisation maximale de la chaleur produite par la cogénération, les impacts peuvent être réduits de 5% pour M1 et de 50% pour M2, M3, M4 et M6, par rapport à ceux mesurés avec le niveau de valorisation actuel de la chaleur produite (Figure 2). C'est ce à quoi on aboutirait en utilisant directement le biogaz. Dans ce cas de figure, les impacts DE par kWh valorisable de M2 à M6 sont directement corrélés aux consommations d'énergie croissantes pour gérer, voire traiter les digestats (Tableau 1).

2.1.2. Résultats d'impacts par kg de porc

Exprimés par kilogramme de porc, en comparaison d'un élevage témoin sans méthanisation (T), les résultats montrent que la méthanisation permet une réduction des impacts DE, CC, AC et EU en moyenne de 9%, 15%, 8% et 5%

respectivement. La réduction de l'impact DE est principalement liée à la valorisation d'une partie de la chaleur produite pour chauffer les bâtiments d'élevage (salles de Post-Sevrage). La réduction de l'impact CC est liée à la diminution des émissions de gaz à effet de serre, principalement sous forme de méthane, du fait des opérations de captage et de combustion lors de la digestion. Au sein des systèmes de 200 kW, l'abattement est moindre pour M4 et M6, toujours en raison de l'étape compostage et des émissions de N₂O associées. Pour les impacts A et E, M1 a des impacts relatifs plus élevés parmi les scénarios méthanisation. Ceci est dû à l'allocation choisie qui impute à la *f élevage* la part des impacts de l'étape méthanisation correspondant au pouvoir méthanogène des lisiers de l'élevage, en comparaison du pouvoir méthanogène des autres intrants. Pour les impacts A et E, il aurait pu sembler opportun d'allouer selon la base du contenu azoté. Pour M1, seuls des lisiers sont méthanisés. La part des lisiers provenant de l'élevage est donc équivalente à la part du pouvoir méthanogène et la part d'azote. Pour les autres systèmes, les lisiers sont utilisés avec d'autres intrants ayant un rendement en méthane supérieur et un contenu azoté relatif plus faible. L'impact OS à l'échelle du kg de porc est inchangé entre les scénarios. En effet, les surfaces qui pèsent sur cet impact sont celles liées à la production des intrants alimentaires, identiques dans tous les scénarios. La surface mobilisée pour la méthanisation est négligeable.

2.1.3. Résultats d'impacts par kg d'azote résorbé

Les deux systèmes les moins impactants sont M3 (exportation longue distance) et M5 avec le tapis de séchage (+ exportation longue distance du digestat sec). M4 et M6 ont des impacts bien plus importants, pour OS, DE et CC ; concernant le système M6 avec le traitement biologique, et pour E et A concernant M4.

3. DISCUSSION

3.1. Bilan environnemental de la méthanisation

Pour la *f énergie*, la figure 3 présente les impacts ACV des kWh valorisés, produits par les différents scénarios de méthanisation, en comparaison du kWh moyen produit en France (mix énergétique prenant en compte les différentes sources d'énergie mobilisées, intégrant la prédominance du nucléaire). Produire 1 kWh par méthanisation agricole mobilise entre 5 et 12 fois moins d'énergie fossile que le mix électrique français. Sur cet aspect, cette alternative, avec un potentiel de développement qui reste limité au regard de la production d'énergie française, a bien un intérêt écologique. La méthanisation agricole apparaît cependant moins performante sur d'autres enjeux environnementaux, comme la qualité de l'air et le changement climatique. Ceci est lié à l'utilisation de ressources organiques qui émettent des émissions gazeuses. La comparaison avec le kWh du mix énergétique français n'est pas tout à fait complète car avec ou sans étape de méthanisation une partie des intrants de la méthanisation est stockée en fosse puis épandue. Il faudrait ajuster cette comparaison en ne considérant que les émissions liées au processus de méthanisation en différentiel par rapport à un itinéraire de gestion sans méthanisation, et ceci pour chacun des intrants. Pour des intrants issus des industries agroalimentaires, si une partie ne va pas sur les terres agricoles et est utilisée pour une valorisation énergétique, leur mobilisation en méthanisation est bien une source d'émissions additionnelles.

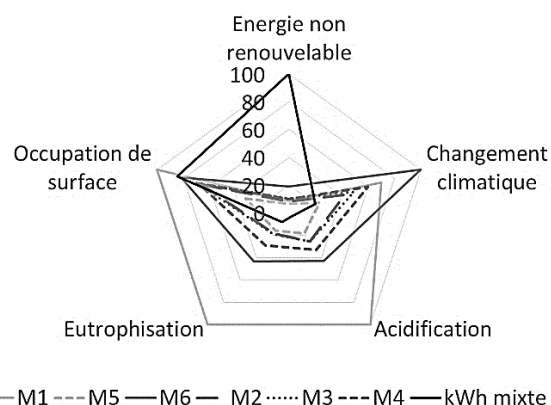


Figure 3 - Impacts ACV relatifs des kWh valorisés produits par les systèmes de méthanisation agricole (en % de la valeur maximale pour chaque impact) comparés à la production d'un kWh avec le mix énergétique français)

Concernant la *f élevage*, la méthanisation apparaît bien comme un levier pour réduire les impacts environnementaux des élevages porcins sur les aspects DE, CC, AC. Le gain mesuré, par rapport à celui mis en évidence par Garrigues *et al.* (2015) avec une petite méthanisation de 50 kWh en autonomie sur la ferme, est plus élevé sur le CC mais équivalent sur la DE. Entre les scénarios de méthanisation, il apparaît que les systèmes de 200 kW procurent plus de bénéfices par kg de porc (vs 50 kW).

Pour la *f résorption*, un constat qui ressort des scénarios étudiés est que la résorption, notamment d'azote, n'est pas la vocation de la méthanisation qui va conserver cet élément. En effet, la méthanisation a plutôt tendance dans les systèmes étudiés à ajouter des intrants azotés à l'élevage et la résorption des systèmes M3, M4, M5 affichent une résorption de 10% à 27%, inférieure à la part d'azote exogène de 64%. Seul le système M6 résorbe au-delà (90%). Il est par contre celui qui a le plus d'impacts DE et CC. Le système de traitement des digestats le plus avantageux est le transport à longues distances. Lopez-Ridaura *et al.* (2007) arrivaient à la même conclusion en comparant un transport longue distance à un traitement biologique des effluents.

En synthèse, la méthanisation apparaît comme vertueuse à l'échelle du kWh et du kg de porc avec, pour autant, de moins bonnes performances pour la petite-méthanisation (M1) et la méthanisation associée à un traitement biologique des digestats (M6). Le premier (M1) est pénalisé par ses moindres performances énergétiques. De fait, cet objectif n'est pas central pour ce type de système ; d'autres intérêts sont recherchés (autonomie énergétique, intérêt agronomique). Garrigues *et al.* (2015) ont tenté d'en mesurer l'intérêt sur la séquestration du carbone sans parvenir à des résultats concluants. De nouveaux périmètres et unités devront être utilisés pour mettre en avant les bénéfices environnementaux de tels systèmes. Le deuxième (M6) est pénalisé par les étapes de traitement consommatrices en énergie et émettrices en gaz polluants, mais qui sont contraintes par la localisation de l'élevage en zone de forte densité animale.

3.2. Leviers d'amélioration

Il ressort de cette étude plusieurs leviers pour améliorer le bilan environnemental des unités de méthanisation agricole associées à des élevages. A l'échelle du kWh, il faut dans la mesure du possible limiter le contenu azoté et maximiser le potentiel méthanogène de la ration méthanisée afin de limiter

les pertes en N lors des étapes de pré et post-stockage (à l'échelle de la ferme, il faut regarder davantage l'équilibre entre l'azote des digestats et les surfaces d'épandage). De fait, il apparaît pertinent de couvrir les ouvrages de stockage, notamment celui des digestats. Par ailleurs, une valorisation optimale de la chaleur produite améliore nettement le bilan environnemental de la méthanisation pour les unités de 200 kW. Pour autant, cette valorisation n'est pas si aisée à mettre en œuvre sur le terrain en raison d'un manque de besoin dans et à proximité des élevages. De ce point de vue, le développement récent de méthanisation avec injection de biométhane dans le réseau semble une voie de progrès car les rendements énergétiques approximent les 90% vs des rendements d'environ 38% pour la combustion cogénération (comme dans nos systèmes étudiés). Un dernier levier non abordé dans cette étude serait des évacuations journalières des effluents dans les bâtiments d'élevage. Cette pratique via du raclage réduit les pertes azotées et carbonées au bâtiment et permet de récupérer des effluents avec un meilleur rendement méthane (Lagadec *et al.*, 2019). Levasseur *et al.* (2013) montrent une réduction de 40% des émissions de gaz à effet de serre en bâtiment avec un système de raclage associé à une méthanisation versus une évacuation fin de bande suivie d'une méthanisation comme c'est le cas dans nos simulations.

3.3. Limites méthodologiques

Peu d'information a été trouvée dans la bibliographie concernant les émissions gazeuses d'installations de méthanisation. Des approximations ont donc été réalisées et mériteraient d'être vérifiées avec des données plus précises. D'autres interrogations pèsent sur le niveau des fuites au niveau du digesteur : elles seraient de 1 % à 11%, voire 15 % selon les données de l'Irstea. Le taux de 3%, retenu par défaut

pour toutes les unités évaluées, a une influence directe sur le bilan environnemental et sur la contribution de la méthanisation à la réduction de l'impact environnemental. À l'avenir, il serait utile de disposer de mesures plus précises au niveau de digesteurs existants avec un bilan de masse tout au long des étapes du processus. Une dernière limite est le niveau de connaissances sur les filières de gestion des biodéchets et sur les rendements méthanogènes des différents intrants. Ces derniers peuvent à ce stade être surestimés compte-tenu des dysfonctionnements des unités parfois observés sur le terrain.

CONCLUSION

L'analyse environnementale conduite sur les différents modèles de méthanisation agricole en zone de forte densité animale a permis d'éclairer leur performance environnementale au regard de trois objectifs distincts : la production d'énergie renouvelable, la réduction des gaz à effet de serre des élevages, et la résorption azotée. La méthanisation apparaît vertueuse à l'échelle du kWh (impact DE) et du kg de porc (impacts DE, CC, A), et davantage pour les installations de 200 kW, plus performantes (vs 50 kW). Pour ces dernières, une valorisation optimale de la chaleur améliore grandement le bilan environnemental, ce qui devrait avantager les modèles avec une meilleure efficacité énergétique comme l'injection du biométhane. Le traitement des digestats est un surcoût environnemental du fait de leur consommation énergétique supplémentaire : le transport longue distance (M3) reste le moins impactant, ainsi que le séchage des digestats (M5) qui constitue une activité permettant de valoriser la chaleur et éventuellement de mieux valoriser les digestats.

Cette étude a été réalisée dans le projet CASDAR METERRI.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bacenetti J., Sala C., Fusi A., Fiala M., 2016. Agricultural anaerobic digestion plants: What LCA studies pointed out and what can be done to make them more environmentally sustainable. *Applied Energy*, 179, 669-686.
- Bioteau T., Dabert P., 2009. DIGES 2 : Application pour le calcul du bilan des émissions de gaz à effet de serre des installations de digestion anaérobie, version 2.0. Guide méthodologique Cemagref, ADEME.
- EMEP, 2016. Air pollutant emissions inventory guidebook – 3B manure management, 62p.
- Garrigues E., Corson M., Menasseri-Aubry S., Wilfart A., 2015. Effet de l'implantation d'une unité de méthanisation sur l'impact environnemental de la production de porc : cas d'une ferme en Bretagne. *Journées Rech. Porcine*, 47, 165-170.
- van Huylbroeck G., Vandermeulen V., Mettepenningen E., Verspecht A., 2007. Multifunctionality of agriculture: a review of definitions, evidence and instruments. *Living Reviews in Landscape Research*, 3, 1-43.
- Lagadec S., Toudic A., Decoopman B., Espagnol S., Richard R., Genermont S., Trochard R., Voylokov P., Hassouna M., 2019. Evaluation des pertes d'azote et de carbone de filières de gestion de déjections porcines associées au raclage en V : émissions d'ammoniac et de GES au bâtiment, stockage et compostage des effluents produits, valorisation énergétique et agronomique. *Journées Rech. Porcine*, 51, 175-180.
- Lijo L., Gonzalez-Garcia S., Bacenetti J., Fiala M., Feijoo G., Lema J.M., Moreira M.T., 2014. Life Cycle Assessment of electricity production in Italy from anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops. *Renewable Energy*, 68, 625-635.
- Levasseur P., Toudic A., Bonhomme S., Lorinquer E., 2017. Gestion et traitement des digestats issus de méthanisation, 17p. https://www.ifip.asso.fr/fr/digestats_methanisation
- Levasseur P., Coorevits T., Espagnol S., Quideau P., 2013. Emissions de gaz à effet de serre et bilan économique de la petite méthanisation à la ferme et du raclage des déjections en élevage porcin. *Journées Rech. Porcine*, 45, 135-136.
- Lopez-Ridaura S., van Der Werf H., Paillat J-M., Le Bris B., 2007. Transférer ou traiter ? Evaluation environnementale de deux modes de gestion du lisier excédentaire par Analyse du Cycle de Vie. *Journées Rech. Porcine*, 39, 7-12.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoit M., Butault J.-P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.-H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? 455 p.
- Poeschl M., Ward S., Owende P., 2010. Prospects for expanded utilization of biogas in Germany. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 14, 1782-1797.
- Poeschl M., Ward S., Owende P., 2012. Environmental impacts of biogas deployment – part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *J. Cleaner Prod.*, 24, 168-183.
- Rigolot C., Espagnol S., Robin P., Hassouna M., Béline F., Paillat J-M., Dourmad J-Y., 2010. Modelling of manure production by pigs and NH3, N2O and CH4 emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, 4 (8), 1413-1424.
- Sinoe, 2017. www.carto.sinoe.org consulté le 15/4/2017
- Venanzi S., Pezzolla D., Cecchini L., Pauselli M., Ricci A., Sordi A., Torquati B., Gigliotti G., 2018. Use of agricultural by-products in the development of an agro-energy chain: A case study from the Umbria region. *Science of the Total Environment*, 627, 494-505.