



HAL
open science

Meth@+.com - Modéliser le développement d'un système innovant de méthanisation collective et à hautes performances environnementales à l'échelle d'un micro-territoires.

J. Michaux, Quentin Laurent, Lionel Jordan-Meille, X. Salducci, Christian Morel, Thomas Nesme, B. Plat

► To cite this version:

J. Michaux, Quentin Laurent, Lionel Jordan-Meille, X. Salducci, Christian Morel, et al.. Meth@+.com - Modéliser le développement d'un système innovant de méthanisation collective et à hautes performances environnementales à l'échelle d'un micro-territoires.. Innovations Agronomiques, 2019, 71, pp.275-293. 10.15454/GF5DVN . hal-02185872

HAL Id: hal-02185872

<https://hal.science/hal-02185872>

Submitted on 16 Jul 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Meth@+.com - Modéliser le développement d'un système innovant de méthanisation collective et à hautes performances environnementales à l'échelle d'un micro-territoire

Michau J.¹, Laurent Q.¹, Jordan-Meille L.², Salducci X.³, Morel C.⁴, Nesme T.², Plat B.⁵

¹ Chambre d'Agriculture de la Dordogne ; 295 boulevard des saveurs, F-24060 Périgueux CEDEX 9

² Bordeaux Sciences Agro ; 1 cours du Gal De Gaulle, F-33175 Gradignan Cedex

³ Celesta-Lab ; 154, rue Georges Guynemer, F- 34130 Mauguio

⁴ INRA, UMR ISPA ; 71, Avenue Edouard Bourlaux, F-33882 Villenave d'Ornon cedex

⁵ LCA ; 1, rue Samuel Champlain ZI Chef de Baie, F-17074 La Rochelle

Correspondance: quentin.laurent@dordogne.chambagri.fr

Résumé

En 2013, le plan Energie Méthanisation Autonomie Azote était publié, et un modèle « français de méthanisation agricole collective » était appelé à devenir l'un des leviers de la transition énergétique et écologique. Les travaux présentés ici ont été réalisés entre 2013 et 2016 et se sont appliqués à explorer plusieurs composantes de ce modèle de méthanisation afin de cerner les stratégies à l'origine des schémas de méthanisation, et leurs implications environnementales et agronomiques. Ainsi assortie d'un état des lieux des pratiques agronomiques de 4 méthaniseurs, la connaissance des digestats a été approfondie afin de permettre une meilleure prise en compte de leurs propriétés dans leur stratégie de gestion des ressources.

Les logiques associées aux flux de matières et d'éléments fertilisants en amont et en aval des installations de méthanisation ont ainsi été explorées afin d'établir un cadre d'analyse des stratégies de gestion des ressources par les méthaniseurs. L'approche des implications agro-environnementale s'est faite par l'étude de la valeur fertilisante et amendante de plusieurs sortes de digestats.

La valeur fertilisante azotée de 5 formes de digestats a donc été définie, mettant en évidence la forte variabilité de l'intérêt des digestats au regard de ce critère, même si l'ammonium représente toujours la grande majorité de l'azote total (>70%). Une biodisponibilité de 100% du phosphore des digestats a été mise en évidence par traçage isotopique. La variabilité des propriétés amendantes des digestats a été mise en évidence par application de fractionnement biochimique (ISMO $73 \pm 8\%$, $n=19$), et par minéralisation potentielle du carbone et de l'azote.

Ces travaux restent limités par le nombre d'unités de méthanisation suivies ($n=3$), et appellent l'approfondissement des tendances soulevées.

Mots-clés : digestion anaérobie ; développement agricole ; fertilisation azotée ; phosphore ; matière organique, démarche multi-acteurs, minéralisation, conduite de projet

Abstract: Modelling the development of a collective biogas plant innovant system with high environmental performances at a micro-territory scale.

In 2013, in France, the « Energie Méthanisation Autonomie Azote » plan was published, and the 'French agricultural and collective biogas model' should become a lever of the energetic and ecological transition. The results presented in this paper were produced between 2013 and 2016 and planned to explore several dimensions of this methane production plan.

These works aimed at produce knowledges about biogas plant resources management and about digestate. Such knowledges and tools should be used to support biogas plant managers and territory stakeholders in order to analyze their own model from an agronomic and environmental point of view.

Based on field experience cases, brakes and levers of such projects development have been gathered in a methodology guide. Upstream and downstream biomass and fertilizers flux have equally been explored in order to establish an analysis frame of resources management per biogas plant.

Additional works have been conducted about digestate. Several digestates features were studied. Nitrogen fertilizing value of 5 digestate types were determined, and evidenced a great variability of digestates quality regarding this topic. Ammonia remains the major part of total nitrogen (>70%). Phosphorus bioavailability is 100%, as revealed by isotopic tracing. Biochemical fractioning and Carbon and Nitrogen potential mineralization showed variability of amending digestates properties (ISMO $73\pm 8\%$, $n=19$). Nevertheless, these works remain limited by the number of biogas plants under study ($n=3$) and argue for going further into such analyses.

Keywords: anaerobic digestion, rural development, organic matter, nitrogen content, phosphorus, multiactor project, mineralization, project development

Introduction

La méthanisation (digestion anaérobie) est un processus biologique de dégradation de matières organiques par des bactéries anaérobies (Mata-Alvarez et al., 2000) qui peut être développé à l'échelle de la ferme (Ademe, 2011). Après méthanisation, la matière résiduelle restante représente 70-80% de la masse initiale. La digestion anaérobie est, tout comme le compostage, une option de traitement pour la stabilisation des déchets biogéniques conduisant à un produit résiduel appelé digestat, permettant l'assainissement, le recyclage et l'utilisation comme engrais (Moller, 2015). La valeur économique d'un épandage de 35 m³ de lisier de porc digéré a été calculée en considérant l'apport des nutriments majeurs, N, P et K, les coefficients d'efficacité et le coût des engrais minéraux NPK. L'économie a été estimée à 560 \$/ha par rapport au coût d'achat des engrais minéraux (Martel et al., 2013).

Ce processus produit du biogaz et un fertilisant complet, le digestat, contenant les nutriments (N, P, K, S, Ca, Mg,...) et les oligoéléments (Fe, Cu, Mn, Zn, Mo, B). Le flux de ces éléments dans le digesteur est conservatif : on récupère à la sortie ce qui est entré. La méthanisation transforme de l'azote (N) organique « stable » des matières premières, en N-NH₄, plus disponible pour les cultures. Le coefficient d'équivalence (Keq) ammonitrate de ces produits, déterminé dans les conditions du champ, est très variable puisqu'il est compris entre 20 et 85 % (Decoopman, 2014 ; Thomas et al., 2017).

En 2013, le plan Energie Méthanisation Autonomie Azote était publié, et un modèle « français de méthanisation agricole collective » était appelé à devenir l'un des leviers de la transition énergétique et écologique, comme le soulignaient déjà Görisch et Helm en 2008. Avec 5 installations en fonctionnement et 4 démarches correspondant à ce modèle en cours de développement, le territoire du département de la Dordogne offrait un terrain d'investigation intéressant pour explorer ce modèle de méthanisation « à la française », dans ses dimensions sociales, territoriales et agro-environnementales. L'accès à ce terrain a été facilité par plusieurs années d'investissement de la Chambre d'agriculture de la Dordogne dans le domaine de la méthanisation agricole et rurale. Les différents axes de travail développés dans le cadre du CASDAR Méth@+.com lauréat de l'appel à projets de 2013 visent donc à apporter des éléments pour documenter la viabilité agronomique de ce modèle de méthanisation agricole et rurale (MAR) et sur la méthode d'accompagnement requis pour amplifier son développement.

Les travaux présentés dans cet article s'insèrent ainsi plus largement dans les objectifs du CASDAR Méth@+.com, déclinés ci-dessous :

1. **Mettre en évidence et étudier les conditions de réussite et les critères de faisabilité propres à chaque territoire afin de dégager les modalités de transférabilité** de ce nouveau concept de méthanisation sur d'autres territoires (non présenté ici).
2. **Élaborer une méthodologie d'émergence et de co-construction de projet de méthanisation « rurale »** pour développer ce nouveau concept dans toutes ses dimensions techniques, économiques, organisationnelles et territoriales (non présenté ici).
3. **Élaborer une méthode d'analyse sur la gestion des flux sur un micro-territoire** après avoir recensé et synthétisé les connaissances par une **étude bibliographique**.
4. **Synthétiser les connaissances puis approfondir les données de caractérisation de la composition du digestat**, notamment son **potentiel agronomique** (azote, phosphore et matière organique) et son impact sur la qualité des sols.
5. **Diffuser l'ensemble des résultats** obtenus auprès de tous les partenaires, et **les prescripteurs**, en adaptant les supports et les moyens de diffusion en fonction des contenus et des publics ciblés, et avec le souci d'une grande accessibilité (non présenté ici).
6. **Assurer la formation des futurs intervenants** chargés d'accompagner les acteurs locaux sur la **méthode mise en œuvre** (non présenté ici).

Nous présenterons dans les paragraphes suivants un cadre d'analyse de la gestion des flux de matières, de nutriments et d'énergie. La typologie extraite de ce cadre sera mise en lien avec les grandes familles d'objectifs classiquement rencontrés dans les projets de méthanisation.

Puis, dans un second temps, nous ferons le point sur les acquis agronomiques apportés par ce CASDAR :

- La valeur azotée de 5 formes de digestats différents décrit au-travers du CUAN (Coefficient d'Utilisation Apparent de l'azote) et du Keq (coefficient équivalent engrais) ;
- La biodisponibilité de leur contenu en phosphore, étudiée par traçage isotopique ;
- Le pouvoir amendant des différentes formes de digestats, étudié par fractionnement biochimique de la matière organique d'une part, et par le potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote d'autre part.

1. Analyse des flux de matières associés aux méthaniseurs collectifs agricoles et ruraux

L'analyse des flux de matières servant de substrats ou de digestats était motivée par différentes raisons. D'une part, l'identification de ces flux aide à cartographier puis analyser les stratégies d'approvisionnement en substrats et d'écoulement des digestats que mettent en place les gestionnaires de méthaniseurs. D'autre part, la quantification de ces flux (en termes de masse ou de distance parcourue) permet d'affiner l'évaluation agronomique et environnementale des méthaniseurs, notamment en portant attention (i) à la consommation énergétique et aux émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) associées au transport des substrats et digestats et (ii) aux stratégies de substitution des engrais minéraux par les digestats que mettent en place les agriculteurs.

1.1 Analyse bibliographique : proposition d'un cadre d'analyse et application

L'analyse a donc cherché à proposer un cadre d'analyse de la performance environnementale globale des méthaniseurs pris dans leur écosystème. Elle a d'abord cherché à représenter les méthaniseurs pris dans leur relation d'échanges de matières (substrats et digestats) avec l'amont et l'aval. Elle a en

particulier montré que, si différents types de substrats peuvent être mobilisés, la distance avec laquelle ceux-ci sont récupérés dépend du pouvoir méthanogène de ces substrats. De même, l'analyse a montré que les différents produits de la méthanisation (digestats, électricité ou biogaz et chaleur) avaient des rayons d'échanges différents. Ce cadre d'analyse a ensuite été appliqué à la diversité des méthaniseurs rencontrée dans la littérature. En effet, il apparaît que différents types de méthaniseurs collectifs existent et se différencient selon leurs objectifs et leurs stratégies d'approvisionnement en substrats et de gestion de leurs produits. Il est ainsi possible d'organiser cette diversité en trois grandes classes de méthaniseurs replacés dans leur écosystème. On peut ainsi identifier les classes suivantes :

- Des méthaniseurs destinés à atténuer les émissions de GES en s'approvisionnant localement en substrats (notamment auprès de fermes d'élevage, ce qui limite les émissions de CH₄ lors du stockage des effluents d'élevage) et en veillant à substituer des engrais minéraux (N) par des digestats épandus localement dans des fermes de culture (ce qui limite les émissions de CO₂ associés à la fabrication des engrais N minéraux).
- Des méthaniseurs destinés à produire beaucoup d'énergie, qui cherchent à s'approvisionner, parfois au prix d'importantes distances de transport, en substrats fortement méthanogènes, en particulier auprès d'industries agroalimentaires (Figure 1). En revanche, la valorisation des digestats ne répond pas à une stratégie particulière.
- Des méthaniseurs destinés à exporter des éléments minéraux en excédent dans le territoire. Ceux-ci s'approvisionnent quasi-exclusivement auprès de fermes d'élevage présentant des excédents d'effluents. Ces méthaniseurs valorisent alors la chaleur et/ou l'électricité produite par le méthaniseur pour déshydrater les digestats générés et évacuer ceux-ci –avec les éléments minéraux fertilisants qu'ils contiennent– auprès de fermes de culture localisées à distance.

1.2 Analyse par enquête des flux de matières associés à quatre méthaniseurs en fonctionnement en Dordogne

L'objectif de cette activité était d'analyser les flux de matières associés à quatre méthaniseurs collectifs agricoles et ruraux situés en Dordogne. Plus précisément, il s'agissait d'identifier les flux de matières amont et aval des méthaniseurs, d'en analyser la nature, l'intensité, l'origine et le type d'acteur associé et d'évaluer la contribution de ces flux aux bilans environnementaux des méthaniseurs. L'analyse s'est concentrée sur quatre méthaniseurs agricoles actuellement en fonctionnement en Dordogne (d'une puissance allant de 150 à 350 kW). L'analyse des flux de matières entrant dans les méthaniseurs confirme que ceux-ci valorisent une large diversité de substrats fermentescibles puisque, en moyenne, 9 substrats différents sont utilisés par les méthaniseurs. Au total, 15 substrats différents ont été identifiés, dont 8 d'origine agricole (effluents d'élevage, cultures dédiées et déchets végétaux issus d'entreprises de première transformation), et 7 d'origine agro-industrielle (boues de caves viticoles ou de fromageries, déchets d'abattoirs, graisses alimentaires), à l'image de ce que décrivent Görisch et Helm (2008). Cette diversité de substrats est le reflet de la diversité des productions agricoles rencontrées en Dordogne. Elle se traduit naturellement par une diversité d'acteurs (en moyenne 11) avec lesquels les gestionnaires de méthaniseurs sont en relation, et de motivations pour fournir des substrats. L'approvisionnement des méthaniseurs se réalise en moyenne dans un rayon de 25 km. Cette moyenne ne doit cependant pas masquer l'existence de stratégies diversifiées d'approvisionnement puisque certains méthaniseurs assurent leur collecte de substrat dans un rayon de 10 km (avec un fort recours aux substrats produits sur la ferme) tandis que d'autres explorent un rayon moyen de 47 km. Cette diversité s'explique notamment par des différences en termes d'acquisition des substrats les plus méthanogènes telles que les graisses alimentaires. L'ensemble des digestats fournis par les méthaniseurs est valorisé sur les sols agricoles, en priorité sur les exploitations qui accueillent les méthaniseurs, plus secondairement sur les exploitations partenaires des méthaniseurs. Pour trois

des cas étudiés, le flux de digestat envoyé vers les exploitations agricoles est déterminé sur la base de la valeur fertilisante (en azote et/ou phosphore) des substrats agricoles fournis au méthaniseur (en moyenne de l'ordre de 60t de N et 12t de P par an et par méthaniseur). Cette forme de contractualisation aboutit à un degré de bouclage important du cycle de l'azote. Néanmoins, l'analyse de l'utilisation des digestats fait apparaître une valorisation agronomique modeste des éléments minéraux qu'ils contiennent puisque la majorité des utilisateurs de digestat affirme ne pas tenir compte de la valeur fertilisante des digestats dans le calcul de la fertilisation azotée minérale à appliquer aux cultures. Cette faible valorisation agronomique pèse lourd dans l'efficacité énergétique de "l'écosystème méthaniseur" puisqu'une substitution à 100% de l'azote minéral apporté par les engrais de synthèse par l'azote contenu dans les digestats représenterait en moyenne une économie de 830 MWh par méthaniseur, soit un peu moins de la moitié des 2170 MWh vendus en moyenne à ERDF par méthaniseur.

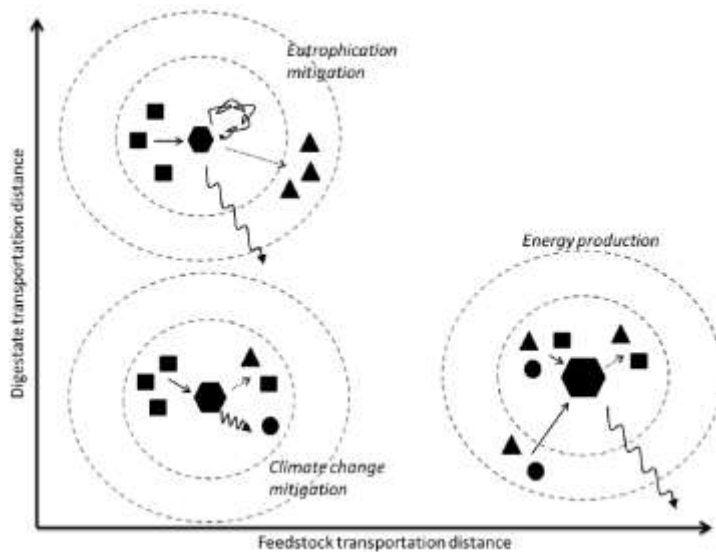


Figure 1 : Classification des méthaniseurs selon la distance de transport de leurs substrats (en abscisse) et de leurs digestats (en ordonnées). Données issues du projet Meth@+.com.

Enfin, l'analyse des flux de matières montre que le transport des substrats et l'épandage des digestats représentent un coût énergétique moyen de 100 MWh, ce qui est peu par rapport au produit énergétique moyen de 2170 MWh sous forme d'électricité commercialisée par méthaniseur. En revanche, les résultats montrent que le transport des substrats et l'épandage des digestats ont un coût énergétique similaire (de l'ordre de 60 MWh pour le transport des substrats et de 40 MWh pour l'épandage des digestats), ce qui n'était pas attendu initialement. L'analyse a également porté sur les freins relatifs au développement de la méthanisation, notamment au sujet de l'approvisionnement en substrats. Ces freins sont d'ordre logistique (en particulier lorsque l'approvisionnement se réalise sur de longues distances) et d'ordre contractuel puisque de nombreux gisements de substrats ne sont pas sécurisés par des accords écrits.

1.3 Bilan

L'analyse de la littérature scientifique montre que la plupart des études ayant porté sur l'évaluation des projets de méthanisation se sont centrées sur le fonctionnement du méthaniseur lui-même. C'est par exemple le cas des études ayant porté sur les flux internes à une unité de méthanisation (Gebrezgabher et al., 2010), sur les flux de nutriments entrants et sortants des méthaniseurs (Möller et Müller, 2012 ; Möller et al., 2010 ; Möller et Stinner, 2010) et sur les flux d'énergie associés aux méthaniseurs (Berglund et Börjesson, 2006 ; Pöschl et al., 2010). Les études ayant cherché à replacer le fonctionnement des méthaniseurs dans leur territoire d'implantation se sont quant à elles concentrées

sur les sources de substrats disponibles pour la méthanisation (Bioteau et al., 2013 ; Zubaryeva et al., 2012 ; Batzias et al., 2005).

Au final, les travaux menés au cours du projet Méth@+.com restent originaux par le point de vue adopté au sujet de "l'écosystème méthaniseur". Ils offrent des outils aux gestionnaires de méthaniseurs pour réaliser et évaluer la zone d'influence de leur activité, et à l'ensemble des partenaires impliqués dans les projets de méthanisation pour expliciter les enjeux et contraintes que porte chacun.

2. Éléments agronomiques pour la connaissance des digestats

2.1 Étude de l'efficacité de la nutrition azotée de digestats de méthanisation

Cette étude se concentre sur la **valeur azotée** de quelques digestats produits en Dordogne. Elle participe à une définition plus globale de l'intérêt agronomique, puisqu'elle est complétée par des mesures sur la biodisponibilité du phosphore et l'évolution de la matière organique des digestats incorporés au sol. L'approche est **expérimentale**, avec la contrainte de "coller" le plus possible aux conditions de la Dordogne : les digestats testés sont issus de ce département, et sont représentatifs de **différents types de rations** (gradient de composition entre origines agricoles et issues des industries agro-alimentaires) ainsi que des **procédés de post traitements** : utilisation de digestats bruts, issus de séparation de phase, voire séchés pour les phases solides. Une mesure d'efficacité agronomique **en plein champ** vient compléter des évaluations réalisées en conditions contrôlées.

2.1.1 Matériel et méthode

Trois unités de méthanisation, situées sur le département de la Dordogne, ont fourni les digestats testés: Marcillac Saint Quentin, Nojals & Clottes et Saint Pierre d'Eyraud (Figure 2). Le choix de ces digesteurs s'est fondé sur la nécessité de couvrir à la fois une certaine variabilité des types de matières premières entrant dans la composition du digestat, ainsi que des procédés de post-traitement.

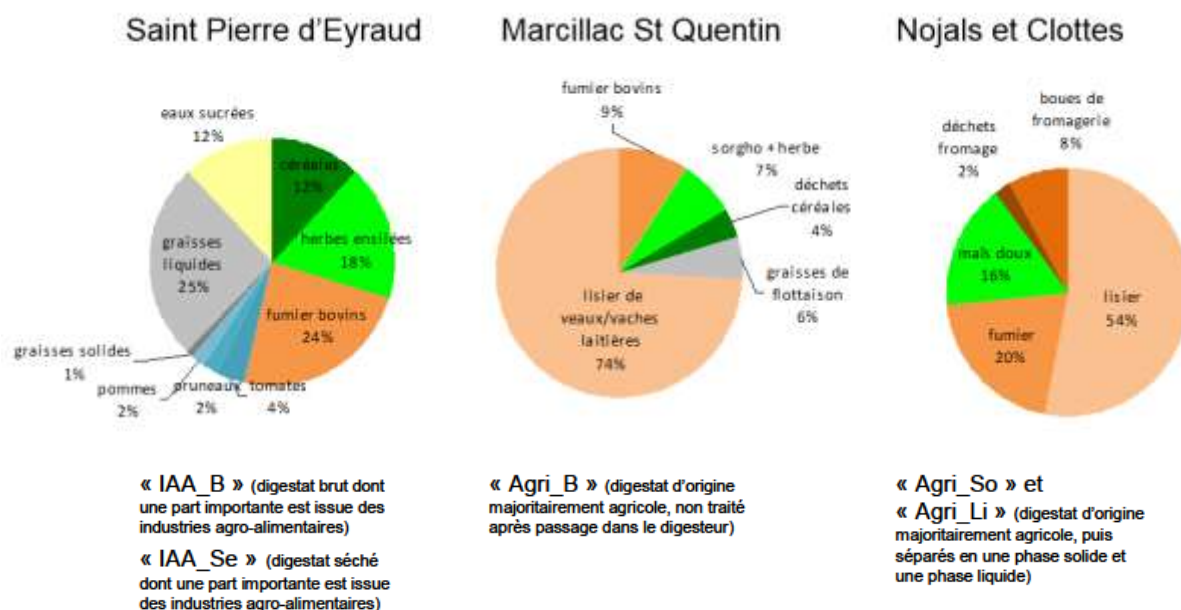


Figure 2 : Composition de la ration des 3 digesteurs testés au cours du projet Meth@+.com (Novembre 2013) et nomenclature adoptée par la suite de ce rapport en fonction de l'origine des rations (Agri vs IAA) et des procédés de post-traitement appliqués.

La "valeur azotée" des digestats s'évalue grâce à la combinaison de deux indicateurs biologiques : le Coefficient d'Utilisation Apparent de l'azote (CUAN) et le coefficient équivalent engrais (Kéq). **Le CAUN correspond à la fraction de l'azote total d'un fertilisant (minéral ou organique) qui est absorbée par les plantes jusqu'à la récolte, soustraction faite de l'azote apporté par le sol seul. Le Keq correspond au rapport du CUAN du digestat et du CUAN de l'azote minéral, qui constitue une référence en termes d'efficience d'utilisation de l'azote.**

▪ Conditions du biotest et au champ

Les résultats relatifs à la valeur azotée des digestats sont issus de deux séries successives de biotests en **conditions contrôlées** et d'un **essai au champ** (Tableau 1). Les biotests utilisent un sol prélevé en Dordogne, et se fondent sur une modalité "témoin" sans azote apporté (définir l'offre naturelle du sol), 3 modalités "Azote minéral" et 3 modalités "Azote du digestat" couvrant chacune 50%, 100% et 150% des besoins théoriques du ray grass semé. Chaque modalité est répétée 5 fois. La durée des biotests est de 3 mois, en serre, soit l'équivalent de 6 mois de croissance au champ. L'essai au champ, d'une durée de 6 mois, se fondait sur un témoin sans apport et sur deux doses d'azote testées. Chaque modalité est répétée 3 fois. Les biotests portaient sur les 5 digestats, alors que l'essai au champ n'utilisait que le digestat agricole brut.

Tableau 1 : Type de test réalisé lors du projet Meth@+.com, pour chacun des 5 digestats utilisés pour la détermination de la valeur azotée.

	Biotest 1 Nov 2013 – Jan 2014	Biotest 2 Oct 2014 – Jan 2015	Champ Oct 2014-Avril 2015
Agri_B	X		X
Agri_Li	X	X	
Agri_So		X	
IAA_B	X		
IAA_Se		X	

2.1.2 Résultats

▪ Synthèse des résultats sur les biotests

La synthèse des deux biotests nous permet de dégager les tendances suivantes :

- Le digestat agricole brut (Agri_B) possède le meilleur taux d'équivalence avec un engrais minéral ;
- Le digestat séché dont la ration comporte une fraction importante de produits issus des IAA (IAA_Se) donne les coefficients d'équivalence les plus faibles ;
- Le séchage d'un digestat fait diminuer l'équivalence engrais de son azote (IAA_B vs IAA_Se) ;
- Les digestats agricoles liquides ont une meilleure valorisation azotée que les digestats agricoles solides (Agri_L vs Agri_So) ;

On ne peut pas strictement conclure à une meilleure efficacité d'utilisation du digestat agricole brut par rapport au digestat agricole liquide (Agri_B vs Agri_Li) car les produits bruts et liquides utilisés dans les biotests ne sont pas issus des mêmes digesteurs et ne sont donc pas composés des mêmes rations.

▪ Synthèse des résultats sur l'essai au champ

Les apports d'azote par le digestat brut ont été 4 fois moins élevés que ce qui était attendu, du fait d'une trop forte dilution de celui-ci pendant son stockage ou d'un mauvais brassage avant le pompage. Par conséquent, les résultats d'efficacité de l'azote ont été moins robustes qu'attendu. Le digestat a nettement favorisé la croissance de l'herbe, bien que le prélèvement d'azote, qui est à la base du calcul du Keq, n'en rende pas bien compte. L'essai a globalement manqué d'azote sur la deuxième partie de

sa période (Janvier – Avril). Bien qu'aucun chiffre unique ne puisse faire office de référence, eu égard à la variabilité des données, on peut néanmoins retenir que l'azote du digestat semble bénéficier d'une bonne valorisation, au moins égale à 57% d'un engrais minéral. Les valeurs de Keq obtenues pour le digestat agricole brut dans l'essai au champ (57 à 93%) se situent dans la même fourchette que celles obtenues lors du biotest (58 à 84%).

2.1.3 Résultats saillants

▪ Impact de l'utilisation de digestat sur les rendements d'herbe au champ

Lors de l'essai au champ, l'utilisation de digestat brut a eu des résultats contrastés vis-à-vis de la biodisponibilité de l'azote, du fait de concentrations anormalement basses lors de la deuxième coupe. Mais il est important de souligner qu'en termes de rendements, les effets du digestat ont été nettement significatifs, notamment à la dose la plus forte (51 kg N/ha), comme on peut le voir sur la Figure 3.

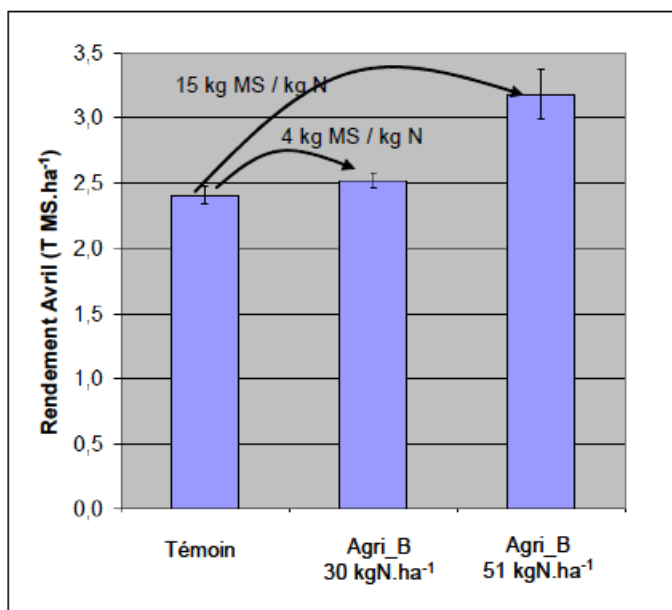


Figure 3 : Effets des apports de digestats sur la production de matière sèche, lors de la seconde mesure au champ. Données issues du projet Meth@+.com.

Même si l'objet de ce rapport est le calcul d'un coefficient équivalent engrais, le fort impact du digestat sur la variable "rendement" doit être souligné. Attention toutefois à bien intégrer les valeurs nutritionnelles (teneurs en protéines) lors de la communication vers les agriculteurs.

Le calcul du gain de rendement par rapport à l'azote apporté s'élève à 15 kg MS.kg N⁻¹ (Figure 3), ce qui est même supérieur au gain de productivité de l'azote minéral (8 kg MS.kg N⁻¹ en moyenne sur les 3 doses). L'effet supplémentaire de croissance, qui s'est fait au dépend des concentrations en N, n'est pas simple à expliquer. On peut avancer un effet d'amplification de la minéralisation de l'azote du sol, une meilleure levée (apport d'eau par le digestat au moment du semis), la levée d'un facteur limitant non identifié ...

▪ Classement des types de digestats en fonction de leur Keq

Grâce au tuilage réalisé entre les deux biotests, et à l'utilisation d'expressions communes avec l'expérimentation de plein champ, il est possible de proposer une synthèse des résultats de Keq (Figure 4)

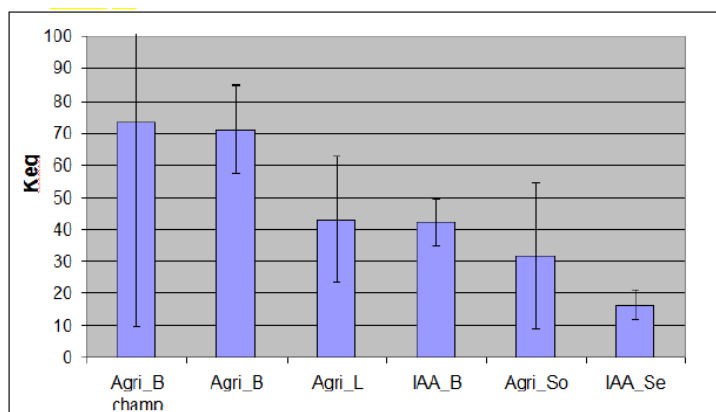


Figure 4 : Valeurs synthétiques du Keq des digestas testés. Les résultats du biotest 2 ont été tuilés sur ceux du biotest 1. Données issues du projet Meth@+.com.

Le digestat présentant la meilleure efficacité de son azote est le digestat brut agricole. Les valeurs obtenues au champ et en conditions contrôlées convergent (environ 70% d'équivalence engrais), mais il faut garder à l'esprit la très forte variabilité mesurée au champ. Les résultats sont calculés à partir des moyennes des différentes doses utilisées. Les digestats présentant les Keq les plus faibles sont les digestats solides et secs (Agri_So et IAA_Se respectivement). Les digestats Agri_Li et IAA_B présentent des valeurs intermédiaires (40%). Ces indicateurs de biodisponibilité n'ont de valeur que pour le court et moyen terme. Les éventuels arrières-effets ne sont pas pris en compte. Ce sont surtout les formes solides et sèches, dès le départ exemptes de forme ammoniacale de l'azote, qui sont le plus susceptibles de présenter un intérêt à plus long terme.

▪ Relations entre les formes d'azote contenues dans les digestats et les Keq

L'expression de la biodisponibilité de l'azote des digestats relève de processus complexes, et en interaction, tels que la distribution des formes chimiques de l'azote (ammonium, nitrate, $N_{organique}$), l'activité microbienne, le type de carbone. Bien que cette approche puisse apparaître simpliste, nous cherchons cependant à savoir si parmi les caractéristiques analytiques des digestats, des relations émergent avec le coefficient équivalent engrais (Keq). Une matrice des corrélations établie entre les variables descriptives des digestats (calculées sur la base de la matière sèche) et le Keq montre que la concentration en ammonium (et les variables qui lui sont directement corrélées telles que la fraction d'ammonium dans l'azote total et son complément, la fraction organique de l'azote total) est la variable la plus influente qui explique plus de 80% de la variabilité des résultats (r^2). La très forte influence négative du taux d'azote organique s'explique par le fait que, sur les digestats étudiés, plus il y a d'azote organique dans l'azote total, moins il y a d'ammonium.

L'équation de la droite de régression entre le coefficient d'équivalence engrais et le pourcentage d'ammonium est la suivante : $Keq (\%) = 22,2 + 0,64 * \%N-NH_4$.

Selon ce modèle statistique, tout se passe comme si 22% de l'azote minéralisé à court terme (sur la durée de l'expérimentation au champ) provenait de la minéralisation de l'azote organique du digestat, et que le reste était proportionnel à la teneur en ammonium, avec une perte d'efficacité de celui-ci de $(100 - 64 = 36\%)$, qui pourrait correspondre aux pertes (volatilisation, lixiviation ...). Ceci serait cohérent avec les résultats d'une autre étude ayant avéré des pertes de 35 à 75% (Nyord *et al.*, 2008). Il convient toutefois de relativiser ce résultat, l'équation n'étant fondée que sur 6 points.

La durée courte des biotests et de l'essai au champ ne permet pas à l'azote organique de s'exprimer entièrement (arrières-effets), ce dont attestent les relations inverses entre Keq d'une part, et taux de matière organique et d'azote organique d'autre part. On peut donc conclure que les digestats agricoles bruts ont le meilleur Keq du fait de leur teneur en ammonium importante ($> 60\%$), et que tout procédé

concourant à éliminer cette forme d'azote (séchage d'un digestat brut, fraction solide issue d'une séparation de phase) aboutit à des Keq plus faibles.

- *Préconisations pour les analyses et les épandages*

Avec un Keq moyen de 70% sur cet essai, pour un digestat composé de 65% d'azote ammoniacal, tout se passe comme si les pertes par volatilisation avaient été négligeables. L'enfouissement par disques le jour même, suivi d'un semis le jour d'après, a contribué à limiter les risques de pertes, comme cela a été mis en évidence par Nyord *et al.* (2008). Ces pertes sont connues pour se produire dans les heures qui suivent l'épandage (Huijsmans et de Mol, 1999) et pour être proportionnelles aux températures (Quideau 2013). Il aurait néanmoins été préférable d'effectuer l'épandage sur une parcelle déjà semée. Compte tenu de la faible concentration de l'azote dans le digestat épandu au champ (0.7 g/kg) et d'un coefficient équivalent engrais de 70%, l'obtention de la dose attendue *a priori* (114 kg N/ha) se serait faite suite à un apport de 211 m³/ha, soit une couche de 21.1 mm ! Avec un apport de 20 m³/ha (dose classique d'épandage), il aurait fallu une concentration de 7.4 g N kg⁻¹, ce qui est déjà deux fois et demi plus élevé que les concentrations "normales" du digestat agricole brut utilisé.

- *Équilibres des minéraux lors des épandages*

Le raisonnement de l'épandage selon le critère "azote" aurait abouti à un apport bien proportionné des autres minéraux contenus dans le digestat. Les hypothèses de calculs se fondent sur un rendement en herbe de 7 tonnes par hectare, ce qui est le même chiffre que celui ayant servi à calculer la dose nominale d'azote (114 kg N/ha). Compte tenu du Keq de 70%, la dose de calcul pour l'apport théorique est de 163 kg N/ha, ce qui correspond à un apport en MS de 2.16 tonnes de digestat par hectare.

Les exportations en minéraux auraient été globalement satisfaites, voire largement couvertes pour le Mg, ce qui peut être une sécurité contre les risques de tétanie herbagère. Mais rappelons qu'un tel apport aurait nécessité, avec un digestat à 4% de MS, un apport de 54 m³/ha, ce qui se révèle difficile sur le plan technique et à risque pour le tassement du sol (allers-retours fréquents). Le relativement bon équilibre des minéraux vis-à-vis des besoins des plantes est un peu étonnant pour ce digestat composé majoritairement de déjections animales. On se serait attendu à des concentrations d'autant plus fortes en P que la fraction azotée présente un risque de diminution au cours des procédés de stockage, alors que le phosphore est conservatif.

2.1.4 Bilan

La valeur fertilisante azotée a été définie sur les digestats de trois unités de méthanisation de Dordogne. Compte tenu de l'existence de procédés de traitements, ce sont **5 digestats** qui ont été testés. La valeur fertilisante s'exprime en **référence à l'efficacité d'engrais soluble** (ammonitrate). Par rapport aux produits bruts (avant digestion), la fraction ammoniacale du digestat (brut) est supérieure. Dans les digestats bruts, l'ammonium représente toujours la grande **majorité de l'azote total** (> 70%). Les procédés de séparation de phase concentrent l'ammonium dans la partie liquide, et le reste (azote organique) se limite à la fraction solide. Les résultats montrent que l'efficacité de l'azote des digestats est directement **corrélée aux teneurs en ammonium**. *A contrario*, cela signifie que les fractions solides, voire séchées, ne présentent **pas d'intérêt pour la nutrition azotée**, au moins à court terme. Les faibles quantités résiduelles d'azote organique dans les digestats ne laissent **pas espérer beaucoup d'arrière-effets**. En outre, la dépendance de la biodisponibilité aux teneurs en ammonium suggère d'utiliser des techniques de conservation du digestat et de son épandage propre à **minimiser les processus de volatilisation**. Les digestats ayant fourni les meilleurs résultats sont d'**origine agricole, et bruts**. En pratique, leur épandage est rendu difficile par la masse importante à transporter et la forte dilution des minéraux dans ces matières. Un assez bon équilibre minéral a été mesuré entre minéraux.

2.2 Biodisponibilité du phosphore et valeur fertilisante phosphatée de digestats

Le critère souvent retenu pour raisonner les épandages au champ est l'N. Comme le rapport N/P des digestats est souvent de l'ordre de 2, près de 90 kg P/ha (~200 kg P₂O₅/ha) sont apportés avec une fertilisation de 170 kg N/ha soit une fertilisation phosphatée très supérieure aux exportations annuelles dans les récoltes qui avoisinent 20-25 kg P/ha (~50-60 kg P₂O₅/ha). En supposant que la totalité du P apporté sous forme de digestats soit disponible pour les plantes, de telles pratiques de recyclage local conduiraient à une accumulation rapide de phosphore dans les sols agricoles avec des conséquences possiblement néfastes sur l'environnement (eutrophisation des eaux de surface) (Chiew et al., 2015 ; Pinay et al., 2017) et la biodiversité des sols (effets négatifs du P sur l'activité des champignons mycorhizogènes du sol ; effet positif sur la biomasse de vers de terre) (Koblenz et al., 2015).

La disponibilité faible et imprévisible du P contenu dans des matières fertilisantes organiques est considérée comme un facteur limitant pour le recyclage. Pour une catégorie de produits, les résultats peuvent être de plus assez contradictoires suivant les méthodes d'évaluation utilisées. Pour les digestats, elle varie en fonction de leur nature. Par exemple, les digestats de boues de stations d'épuration des eaux usées urbaines ont une efficacité proche de celle du triple superphosphate (Guivarch, 2001). Par contre, la digestion anaérobie de déchets agroalimentaires diminue la disponibilité du P pour la plante (Kahiluoto et al., 2015). Par ailleurs, Grigatti et al. (2015) rapportent que la disponibilité du P d'un digestat de compost de résidus de déchets ménagers est plus faible que celle d'un digestat de résidus de maïs. La présence de quantités significatives de calcium et par voie de conséquence la présence de composés de phosphates de calcium peu solubles (phosphate tricalcique, phosphates de calcium amorphes, apatites) est probable dans le digestat de compost de résidus des déchets ménagers ce qui réduit significativement la contribution du P à la nutrition des plantes.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la disponibilité pour les plantes du P de digestats issus de la méthanisation de différentes matières premières agricoles, éventuellement associées à des matières premières issues de l'industrie agro-alimentaire. Cette disponibilité a été comparée et exprimée en pourcentage d'une forme de référence d'un engrais minéral phosphaté le triple superphosphate afin de savoir si le digestat peut se substituer aux engrais minéraux et dans quelle proportion.

2.2.1 Matériel et Méthodes

En 2015, la biodisponibilité du phosphore des digestats et leur valeur fertilisante phosphatée ont été déterminées en utilisant la démarche scientifique et méthodologique développée et mise au point depuis plus de 20 ans. Elle avait été mise en œuvre par la recherche agronomique française au milieu des années 80 afin d'évaluer l'efficacité des engrais phosphatés minéraux (Morel et Fardeau, 1989). Plus récemment, elle a été également utilisée et adaptée à l'évaluation du P de boues de stations d'épuration urbaines, de composts urbains (Guivarch, 2001 ; Kvarnstrom et al., 2004 ; Achat et al., 2014). L'évaluation repose sur l'analyse et l'étude de systèmes de plus en plus complexes depuis le digestat seul, le digestat introduit dans un sol maintenu en incubation (système digestat×sol), le digestat apporté au sol puis mis en culture (système sol×digestat×plante). Dans le cadre du programme Casdar Méth@+.com, compte tenu des moyens attribués, nous n'avons pu réaliser que les points (i) et (iv) c'est-à-dire :

- Caractérisation générale des propriétés des digestats (en particulier composition élémentaire),
- Evaluation de la biodisponibilité du P à court terme par une étude en pots de culture avec plante (système sol+digestat+plante) en déterminant à l'aide du traçage isotopique la quantité de P prélevée par la plante et originaire de l'apport de PRO. Comparaison avec la biodisponibilité d'une source de référence, le triple superphosphate (TSP, 45% P₂O₅, (CaH₂PO₄)₂, H₂O)) apporté au sol afin de déterminer la valeur fertilisante du P de la boue.

Le programme de travail et les approches méthodologiques permettent de distinguer l'origine du phosphore prélevé par la culture entre le phosphore biodisponible du sol et l'apport exogène. À partir de la quantité de phosphore stable et radioactif prélevée dans les différents traitements y compris le traitement témoin ne recevant pas de phosphore exogène, on déduit le coefficient d'utilisation réel du phosphore apporté, la contribution relative à la nutrition phosphatée du P apporté. À partir de la composition isotopique du P prélevé, on calcule la quantité (Valeur L) de phosphore biodisponible dans le sol avec et sans apport. Par comparaison avec les résultats obtenus (dans la même étude en pots de culture) avec une forme d'engrais minéral de référence, on en déduit le coefficient de biodisponibilité ou valeur fertilisante phosphatée du produit testé.

Ce sont les digestats issus de ces unités que nous avons étudiés. Cinq types de digestats ont ainsi été analysés, provenant de trois méthaniseurs localisés en Dordogne (Figure 2).

Le Tableau 2 précise un certain nombre de modalités expérimentales.

Tableau 2 : Éléments méthodologiques complémentaires de l'étude de la biodisponibilité du phosphore réalisé au cours du projet Meth@+.com.

Sol	Limon du bassin parisien (28A-60L-12S), déficient en phosphore (P-Olsen=8 mg P kg ⁻¹), pH=8.1 (3% CaCO ₃)
Digestat	5 digestats échantillonnés en 01/2015 ; mixé et broyé (0.25mm) avant mélange au sol.
Témoin	Pas d'apport exogène de P
TSP	Triple superphosphate (CaH ₂ PO ₄) ₂ , 2H ₂ O)
Apport P	50 mg P Kg ⁻¹ (~400 kg P ₂ O ₅ /ha dans 3500 t/ha.
Marq. P du sol	ions ³² P ₄ pour différencier l'origine du P prélevé, soit le P du sol soit P du produit et l'influence du produit sur le P prélevé uniquement du sol.
Plante-test	Mélange de graminée prairiales cultivées en pots pendant 3 mois (4 coupes) avec solution nutritive complète sauf P.
Répétitions	4

2.2.2 Résultats et discussion

Le Tableau 3 présente la teneur des digestats en éléments majeurs. La teneur en P des digestats testés est comprise entre 9.5 et 20.3 g P kgMS⁻¹.

Tableau 3 : Teneur des digestats en éléments majeurs. Données issus du projet Meth@+.com.

Désignation produits	Matière sèche	C organique	N-total	P-total	K-total
	% brute	g/kg sec	g/kg sec	g/kg sec	g/kg sec
Agri B Q	6.0	406	30.5	15.5	65.8
IAA L P	10.5	420	23.8	11.5	38.5
Agri L C	4.1	375	39.7	20.3	48.6
IAA Se P	39.6	380	27.6	12.9	59.1
Agri Sol C	18.2	460	20.5	9.5	9.8

Dans tous les traitements, une augmentation significative de la biomasse et du prélèvement de P est observée suite à un apport de P. Les différences mesurées entre les modalités recevant du digestat et celles recevant du TSP (triplesuperphosphate) ne sont pas significatives. La quantité de P prélevée des

digestats varie entre les traitements. Les écarts sont toutefois expliqués par l'interception racinaire. Si le coefficient réel d'utilisation (%) est utilisé, la valeur fertilisante phosphatée des digestats sera inférieure à celle du TSP. En revanche, en corrigeant cette interaction, la contribution du P des Biodigestats à la nutrition phosphatée est invariante. Le Pdff ($P_{\text{produit}}/P_{\text{sol+produit}}$) des digestats ne diffère pas significativement de celui du TSP (en moyenne = 51%) dans cette étude (figure 5). La VFP (Valeur Fertilisante Phosphatée) des digestats est équivalente à celle du TSP, soit 100%.

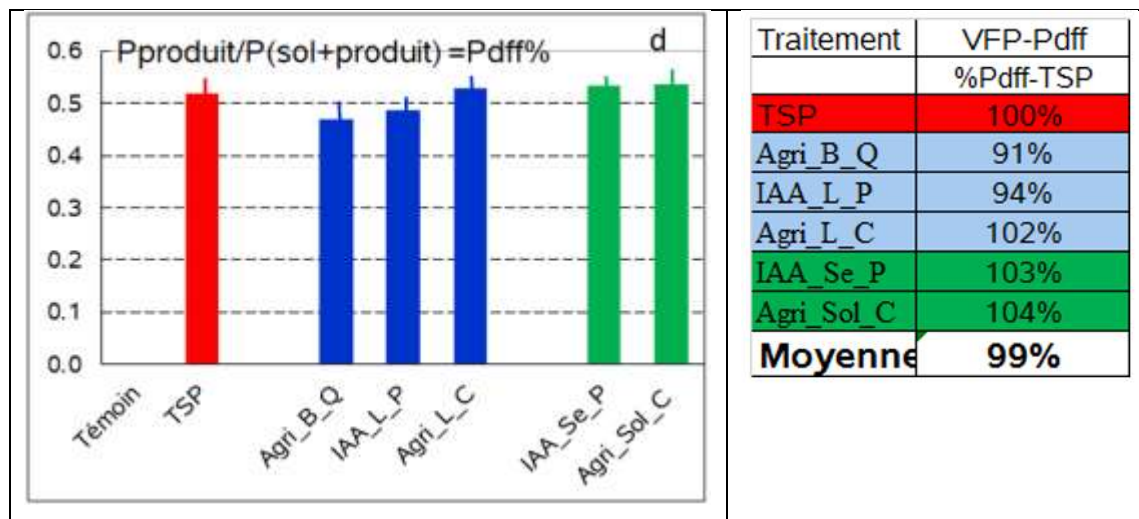


Figure 5 : Phosphorus derived from fertilizer (Pdff) et valeur fertilisante phosphatée (VFP) des produits testés. Moyenne de 3 coupes cumulées (4 répétitions). Données issus du projet Meth@+.com.

Le coefficient équivalent TSP du P des 5 digestats étudiés est de 100% dans ce sol non-carbonaté. Le P de ce type de PRO est complètement substituable au TSP

En perspective, on peut se poser la question de savoir si ce résultat est généralisable, notamment aux sols carbonatés.

2.3 Caractérisation biochimique et biologique de digestats

L'approche proposée est une étude en laboratoire en utilisant des méthodes d'analyses validées sur des amendements organiques usuels. L'objectif final est de déterminer dans des conditions contrôlées la valeur amendante des digestats en se basant sur la méthode du fractionnement biochimique de la matière organique et le calcul de l'Indice de Stabilité de la Matière Organique (ISMO) (NF U XP 44-162), et leurs potentiels de minéralisation de l'azote et du carbone en adaptant la méthode de caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote (CINET: XP U 44-163). Dans tous les cas, nous chercherons à comparer les digestats au fumier bovin ou à un compost végétal.

2.3.1 Matériel et méthodes

L'étude a porté sur 5 types de digestats, provenant de 3 méthaniseurs différents localisés en Dordogne (Figure 2). La matrice (Tableau 4) présente le plan d'expérimentation de l'étude.

Tableau 4 : Bilan des échantillons analysés en 2014 et 2015 au cours du projet Meth@+.com.

Digestats	2014		2015	
	ISMO	CINET	ISMO	CINET
Agri_B_Q	x4	1		
IAA_L_P	x4	1		
Agri_L_C	x3	1		
IAA_Se_P			x4	1
Agri_So_C			x4	1

avec : Agri_B_Q : Digestat brut de Marcillac St Quentin
 IAA_L_P : Digestat liquide de St Pierre d'Eyraud
 Agri_L_C : Digestat liquide de Nojals et Clotte
 IAA_Se_P : Digestat séché (séparateur) de St Pierre d'Eyraud
 Agri_So_C : Digestat solide Nojals et Clotte

L'analyse du fractionnement biochimique de la matière organique (NF XP U 44-162) a pour objectif de calculer un indicateur qui exprime a priori dans le produit initial le pourcentage de matière organique potentiellement résistante à la dégradation (ISMO), c'est-à-dire, la partie de la matière organique qui à terme sera incorporée dans la fraction humique du sol. L'ISMO est donc une appréciation rapide en laboratoire du coefficient K1 (Coefficient Iso-humique) d'un produit organique, coefficient obtenu habituellement à partir d'expérimentation plein champ de moyenne à longue durée.

L'objectif de l'analyse du potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote (NF XP U44- 163) est de mesurer le potentiel de minéralisation maximum du carbone et de l'azote d'un produit organique par incubation dans des conditions contrôlées lors d'une durée de 3 mois, en laboratoire. En fin d'incubation on calcule le pourcentage maximum de carbone organique et d'azote organique minéralisés. En fin d'incubation, on calcule le pourcentage maximum de carbone organique et d'azote organique minéralisés.

2.3.2 Résultats - discussion

Les digestats présentent une très grande variabilité dans leurs teneurs en MS et en MO. Les digestats liquides et bruts sont très éloignés en termes de MS et MO sur brut des fumiers bovins et composts verts, tandis que les produits solides ou secs s'en rapprochent beaucoup plus. L'usage des digestats liquides ou bruts sera donc compliqué par des volumes importants à manipuler pour avoir la même efficacité que des amendements traditionnels. En revanche, l'application des digestats secs ou solides se rapprochent en première analyse, de celle des fumiers bovins ou des composts verts.

La valeur moyenne de l'ISMO des digestats est de 73% avec un coefficient de variation de 11%. Cette valeur est élevée et classe les digestats dans des produits organiques à forte stabilité, supérieure à celle du fumier bovin, mais inférieure au compost vert. On observe cependant que le digestat séché (IAA_Se_P) de St Pierre d'Eyraud présente le même niveau d'ISMO que celui du Compost Vert (Figure 6). Malheureusement, lorsque les valeurs d'ISMO sont exprimées par rapport au brut, la faible teneur en MO sur brut conduit à des apports 5 à 10 fois plus élevés qu'un apport de fumier ou de compost vert (ISMO # 200 kg de MO / t) pour avoir la même efficacité. En revanche, le digestat solide s'en rapproche, tandis que le séché dépasse de près de 1.5 fois l'efficacité du compost. La mise en place d'un séparateur de phase ou de la possibilité de sécher les digestats semblent être un complément indispensable aux méthaniseurs pour aider à la valorisation amendante des produits.

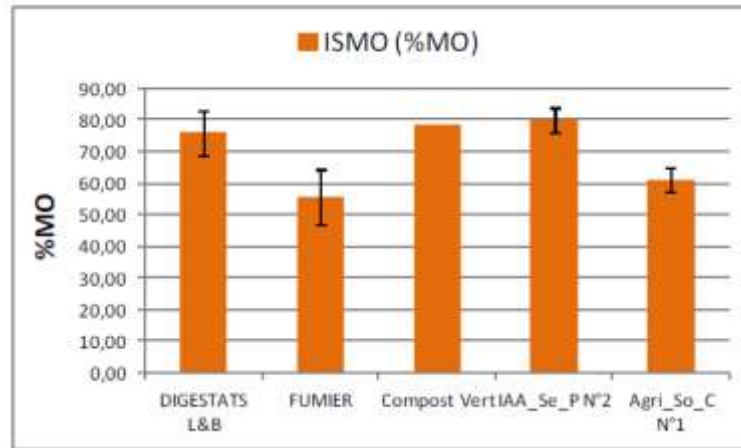


Figure 6 : Indices de stabilité biologique de la Matière Organique (ISMO) des différents digestats du projet Meth@+.com.

Les résultats des cinétiques de minéralisation du carbone en pourcentage du carbone organique du produit sont présentés dans la Figure 7.

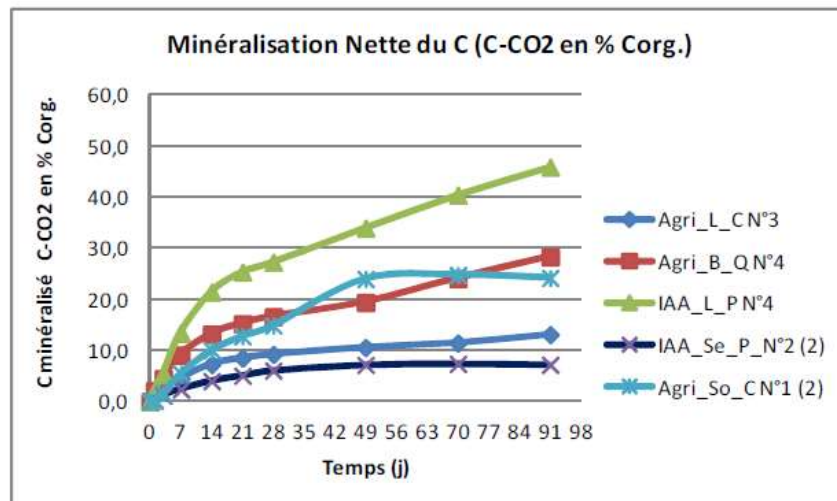


Figure 7 : Cinétique de minéralisation du carbone des digestats (selon XP u 44-163). Données du projet Meth@+.com.

Sur la base de leur cinétique de minéralisation du carbone, les digestats peuvent être divisés en 2 groupes.

Le premier groupe serait constitué par les digestats secs (IAA_Se_P) de St Pierre d'Eyraud et liquides (Agri_L_C) de Nojals et Clotte, et regrouperait des produits fortement stabilisés, avec des potentiels de minéralisation de la matière organique <15% du $C_{organique}$. Ces produits se comportent à peu près comme tous les produits compostés, et les composts verts en particulier. Le second groupe contient les digestats bruts (Agri_B_Q) de Marcillac St Quentin, liquides (IAA_L_P) de St Pierre d'Eyraud et solides (Agri_So_C) de Nojals et Clotte. Ils se comportent comme un fumier bovin ou une matière végétale non compostée, c'est-à-dire avec un potentiel de minéralisation moyen compris entre 25% et 50%.

Les résultats des cinétiques de minéralisation de l'azote sont présentés soit en fonction de la quantité nette d'azote minéral fourni par le digestat (Figures 8 et 9) soit en pourcentage de minéralisation nette de l'azote organique du produit. Les Figures 8 et 9 permettent de mettre en évidence un groupe de

digestats aux propriétés agronomiques clairement fertilisantes (digestat liquide ou brut), tandis que l'efficacité des produits solides ou secs, avec des apports en matière organique équivalents, restent faibles, voire très faibles.

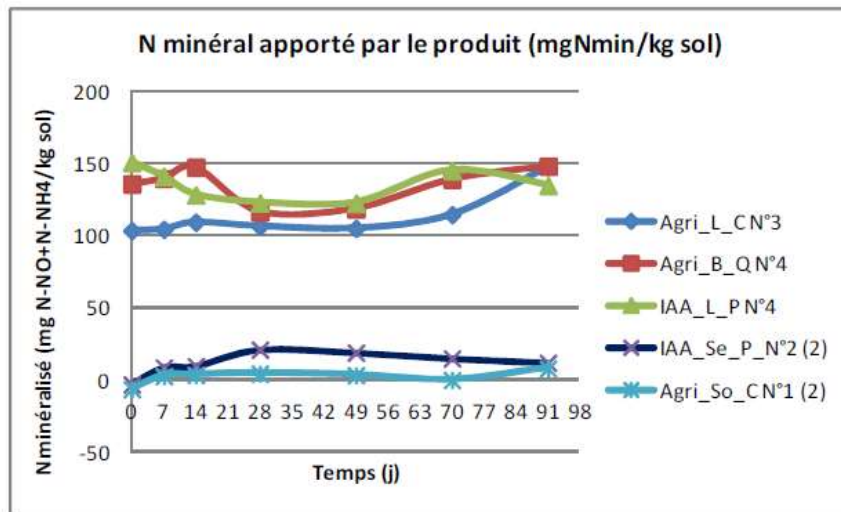


Figure 8 : Évolution de l'azote minéral dans le sol au cours de l'incubation (cinétique de minéralisation de l'azote des digestats (selon XP U 44-163)). Données du projet Meth@+.com.

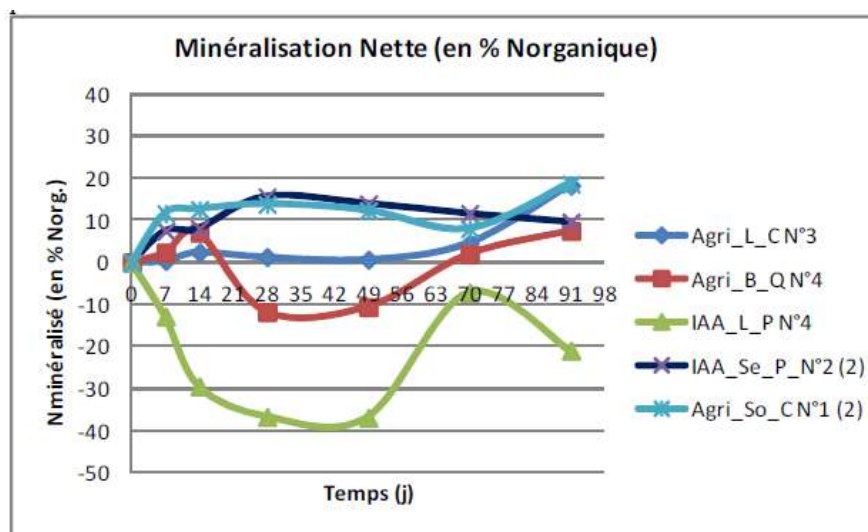


Figure 9 : Minéralisation nette de l'azote organique des digestats en % de $N_{organique}$ du produit (cinétique de minéralisation de l'azote des digestats (selon XP U 44-163)). Données du projet Meth@+.com.

En revanche, la Figure 9 montre que l'azote organique des digestats liquides ou bruts n'est quasiment pas disponible ou peu disponible en première année d'application. On observe même une immobilisation partielle ou totale de l'azote lors de l'apport des produits bruts (Agri_B_Q) de Marcillac St Quentin ou liquides (IAA_L_P) de St Pierre d'Eyraud. Globalement, ces produits se comportent à peu près comme des composts verts, qui présentent en moyenne des coefficients de minéralisation de -7% en moyenne (source Celesta-lab, n=11). L'azote organique des produits solides et secs apparaît finalement un peu plus disponible, avec un pic de minéralisation qui ne dépasse cependant pas les 20% de $N_{organique}$. Ces coefficients de minéralisation de l'azote correspondent à peu près à ceux obtenus pour des fumiers bovins (source Celesta-lab, n=5) Au final, la quantité de matière organique totale apportée par les produits est faible pour tous les produits, à l'exception des digestats solides et secs.

Sur le plan de la valeur amendante, seuls ces 2 digestats peuvent avoir un effet significatif à des doses agricoles usuelles.

Concernant la fourniture d'azote, si l'on prend en compte à la fois l'azote minéral initialement présent et la minéralisation de l'azote organique, le digestat brut de St Pierre d'Eyraud est le plus intéressant, suivi de la fraction séchée de St Pierre d'Eyraud et du produit brut de Marcillac st Quentin. Les digestats liquides et solides de Nojals et Clotte, apparaissent beaucoup moins intéressants, avec des fournitures d'azote d'à peine 14 et 9 kg / 10 tonnes de produit brut, respectivement.

2.3.3 Bilan

Le faible nombre de méthaniseurs suivis dans l'étude ne permet pas de généraliser les résultats obtenus mais l'étude a permis de mettre en évidence que :

- La stabilité biologique (ISMO) moyenne des digestats bruts, liquides ou solides est élevée ($73\pm 8\%$, $n=19$), supérieure à celle d'un fumier bovin ($56\pm 9\%$, $n=10$), mais proche de celle d'un compost vert (79%).
- Leur valeur amendante est faible à l'exception du digestat séché de St Pierre d'Eyraud, et dans un moindre intérêt, de la fraction solide de Nojals et Clotte. Cela signifie qu'il est important de mettre en place un séparateur de phase pour favoriser la valorisation des digestats en tant qu'amendement organique.
- Au final, ces digestats se comportent tantôt comme des fumiers bovins, tantôt comme des composts verts, et en ce sens ne créent pas une famille spécifique de produit organique. Ce sont surtout leur teneur en eau et leur teneur en matière organique sur brut qui discriminent le plus ces produits et vont limiter leur intérêt en tant qu'amendement organique ou fertilisant.

Conclusion

Cet ensemble de travaux vient alimenter une boîte à outils au service du déploiement du modèle de méthanisation « à la française » présenté par le plan EMAA en 2013. Ils développent notamment le volet agro-environnemental de ce modèle, en explorant les leviers d'optimisation de ses performances agronomiques. Les éléments N et P et le pouvoir amendant de 5 formes de digestats sont ainsi passés au crible.

Les aspects territoriaux sont abordés au-travers de la modélisation de la gestion des flux autour des unités de méthanisation. Au final, les travaux menés restent originaux par le point de vue adopté au sujet de "l'écosystème méthaniseur". La diversité des acteurs et leurs stratégies ont été analysées, faisant notamment ressortir les freins inhérents à l'approvisionnement des unités de méthanisation. Au-delà de cet aspect, ce travail apporte des clefs de compréhension et des outils aux gestionnaires de méthaniseurs et à leurs partenaires pour diagnostiquer leurs systèmes tant sur le plan géographique que sur une approche dans le jeu des acteurs de leur territoire.

Au-travers de l'étude de 5 formes de digestats issus de 3 unités de méthanisation, la connaissance de plusieurs facettes des digestats a pu être approfondie.

Les résultats montrent ainsi que dans le digestat brut l'ammonium représente toujours la majorité de l'azote total (>70%) et que l'efficacité de l'azote est directement corrélée aux teneurs en ammonium. Les fractions solides et séchées ne présentent donc pas d'intérêt pour la nutrition azotée en termes d'effet direct. Ces résultats suggèrent d'utiliser des techniques de conservation et d'épandage du digestat propres à minimiser le processus de volatilisation.

La teneur en phosphore des digestats testés est comprise entre 9.5 et 20.3 g P kg/MS. Le coefficient équivalent TSP du phosphore des 5 digestats étudiés est de 100% dans le sol non-carbonaté de

l'étude. Le phosphore de ce type de produit résiduaire organique est complètement substituable au TSP. On peut se poser la question de savoir si ce résultat est généralisable, notamment aux sols carbonatés.

Le faible nombre de méthaniseurs suivi dans l'étude ne permet pas de généraliser les résultats obtenus mais l'étude a permis de mettre en évidence que :

La stabilité biologique (ISMO) moyenne des digestats bruts, liquides ou solides est élevée ($73\pm 8\%$, $n=19$), supérieure à celle d'un fumier bovin ($56\pm 9\%$, $n=10$), mais proche de celle d'un compost vert (79%). Toutefois, par leur forte teneur en eau, leur valeur amendante est faible, ce qui souligne l'intérêt de la mise en place d'un séparateur de phase pour favoriser l'utilisation des digestats en tant qu'amendement organique. Au final, ces digestats se comportent tantôt comme des fumiers bovins, tantôt comme des composts verts, et en ce sens ne créent pas une famille spécifique de produit organique. Ce sont surtout leur teneur en eau et leur teneur en matière organique sur brut qui discriminent le plus ces produits et vont limiter leur intérêt en tant qu'amendement organique ou fertilisant.

En perspective, ces travaux restent toutefois limités par le nombre d'installations suivies et appellent des répétitions pour venir renforcer la robustesse de ces résultats. Par ailleurs, des thématiques à approfondir ont été soulevées telle que celle de la biodisponibilité du phosphore sur des sols carbonatés ou l'impact des digestats sur les micro-organismes du sol.

Références bibliographiques

- Achat D., Sperandio M., Daumer M.-L., Santellani A.C., LPrud'Homme L., Akhtar M., Morel C., 2014. Plant - availability of phosphorus recycled from pig manures and dairy effluents as assessed by isotopic labeling techniques. *Geoderma* 232 - 234, 24 – 33
- Batzias F.A., Sidiras D.K., Spyrou E., 2005. Evaluating livestock manures for biogas production: a GIS based method. *Renewable Energy* 30, 8, 1161-1176.
- Berglund M., Börjesson P., 2006. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy* 30, 3, 254-266.
- Bioteau T., Béline F., Laurent F., Girault R., Tretyakov O., Boret F., Balynska M., 2013. Analyse spatialisée pour l'aide à la planification des projets de méthanisation collective. *Sciences Eaux & Territoires* 12, 34-40.
- Gebrezgabher S.A., Meuwissen M.P., Prins B.A., Lansink A.G.O., 2010. Economic analysis of anaerobic digestion—A case of Green power biogas plant in The Netherlands. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences* 57, 2, 109-115.
- Görisch U., Helm M., 2008/ La production de biogaz, Les Editions Eugen Ulmer, 120 p.
- Guivarch A., 2001. Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de station d'épuration urbaines. Thèse de doctorat de l'institut national polytechnique de Lorraine, 247p+ann
- Huijsmans J.F.M., De Mol. R.M., 1999. A model for ammonia volatilization after surface application and subsequent incorporation of manure on arable land. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 74(1), 73-82
- Kvarnström E., Morel C., Krogstad T., 2004. Plant - availability of phosphorus in filter substrates derived from small - scale wastewater treatment systems. *Ecological Engineering* 22, 1 – 15
- Möller K., Müller T., 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engineering in Life Sciences* 12, 242–257.
- Möller K., Schulz R., Müller T., 2010. Substrate inputs, nutrient flows and nitrogen loss of two centralized biogas plants in southern Germany. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 87, 2, 307-325.
- Möller K., Stinner W., 2010. Effects of organic wastes digestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents. *Nutrient cycling in agroecosystems* 87, 3, 395-413.

Morel J.L., Fardeau J.C., 1989. Pouvoir fixateur des sols vis-à-vis du phosphore : conséquence sur la fertilisation phosphatée. *Perspect Agric* 147, 65-72

Nyord T., Sogaard H.T., 2008 Injection methods to reduce ammonia emission from volatile liquid fertilisers applied to growing crops. *Biosystems Engineering* 100, 235-244.

Pöschl M., Ward S., Owende, 2010. Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Applied Energy*, 87, 11, 3305-3321.

Quideau P., *et al.*, 2013 Les effets et conséquences de la méthanisation sur la matière organique et l'azote des lisiers de porc. *Irstea, Sciences Eaux & Territoires*, 12, 66-71

Zubaryeva A., Zaccarelli N., Del Giudice C., Zurlini G., 2012. Spatially explicit assessment of local biomass availability for distributed biogas production via anaerobic co-digestion—Mediterranean case study. *Renewable Energy* 39, 1, 261-270.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « Innovations Agronomiques », la date de sa publication, et son URL)