



Valorisation agricole des digestats : Quels impacts sur les cultures, le sol et l'environnement ?

Revue de littérature



Rédaction : Aurélie REIBEL, GERES - avec les conseils de Blaise LECLERC

Mai 2018

Avec le soutien financier de :



Table des matières

Acronymes.....	3
Mise en contexte.....	4
Quelques rappels et définitions	6
Composition moyenne des digestats & typologie de digestat en fonction des intrants, et post traitements	10
Valeur amendante des digestats	20
Valeur fertilisante azotée du digestat.....	28
Valeur fertilisante phosphatée du digestat.....	34
Valeur fertilisante en potassium du digestat	37
Effet du digestat sur les propriétés du sol.....	38
Innocuité environnementale et sanitaire du digestat.....	41
Synthèses de l'intérêt agronomique et des impacts environnementaux des digestats	51
Mise en perspective au regard des particularités de la Région Provence Alpes Côte d'Azur – Premiers éléments	55
Liste des principaux projets cités dans la revue de littérature	59
Annexe : synthèse de différents tests de digestats sur les rendements et la qualité du sol.....	60

Acronymes

AB : Agriculture Biologique
AGV : Acides Gras Volatils
C : Carbone
CEC : Capacité d'Echange Cationique
CH₄ : Méthane
CO₂ : Dioxyde de carbone
COD : Carbone Organique Dissous
CRE : Capacité de Rétention en Eau d'un sol
C/N : ratio Carbone sur Azote
DB : Digestat Brut
DL : Digestat liquide issu séparation de phase
DS : Digestat solide issu séparation de phase
DV : Déchets Verts
FFOM : Fraction Fermentescible Ordures Ménagères
GES : Gaz à Effet de Serre
IAA : Industrie AgroAlimentaire
K : Potassium
K éq : coefficient équivalent engrais
MB : Matière brute
MO : Matières Organiques
MOF : Matières Organiques Fraiches
MS : Matière Sèche
MV : Matière Volatiles
N : Azote
NH₄⁺ : Ion ammonium
NO₃ : Ion nitrate
N₂O : Protoxyde d'azote
P : Phosphore
PPAM : Plantes à Parfum, Aromatiques et Médicinales
PRG : Pouvoir Réchauffant Global
STEP : STation d'EPuration
TN : Azote Total

Mise en contexte

Tout comme la valorisation énergétique du biogaz, la question de la valorisation du digestat doit faire systématiquement partie de tout projet de méthanisation : la méthanisation peut en effet être un outil agronomique qu'il convient de savoir utiliser correctement pour en tirer tous les bénéfices potentiels : en effet, les digestats de méthanisation peuvent présenter un double intérêt agronomique : contribuer **au stock de carbone du sol et rendre disponible les éléments minéraux (N et P) aux plantes**. Néanmoins, cet intérêt agronomique s'accompagne **potentiellement d'impacts environnementaux** qu'il faut chercher à minimiser : **perte de valeur fertilisante par volatilisation ammoniacale, lixiviation de nitrates et émissions de gaz à effet de serre de type N₂O et CH₄**.

La valorisation du digestat est de plus un enjeu clé pour la viabilité du projet ainsi que pour son acceptabilité et intégration locale. Pour pouvoir appuyer les porteurs de projet sur cette thématique, il est donc nécessaire de bien connaître les potentialités agronomiques de ce coproduit et de s'assurer de son innocuité sanitaire et environnementale.

Le dernier guide établi en France sur la caractérisation agronomique et sanitaire des digestats a été fait en 2011 (ADEME RITMO 2011). Depuis cette date, un nouvel état de l'art a été réalisé dans le cadre du projet DIVA, en 2015, en s'intéressant plus spécifiquement aux post-traitements du digestat. Ainsi, en dépit du fort développement de la filière méthanisation en France et de la multiplication des projets visant à mieux définir les différents digestats issus du procédé de méthanisation, aucun nouveau guide n'a été publié pour diffuser des références aux agriculteurs.

Par ailleurs, la réglementation actuelle concernant le digestat s'est assouplie : Le cahier des charges « Pour la mise sur le marché et l'utilisation de digestats de méthanisation agricole en tant que matières fertilisantes » publié en juin 2017 permet aux digestats conformes à ce cahier des charges¹ de sortir du statut de déchets et donc du plan d'épandage. Ils restent cependant soumis à un plan de fumure dans les zones vulnérables, afin de garantir un épandage conforme à la directive Nitrates. Ce cahier des charges préconise certains usages et conditions d'emploi (grandes cultures et prairies uniquement avec systèmes de pendillards ou d'enfouissement immédiat). De nouvelles autorisations de mise sur le marché devraient prochainement voir le jour pour d'autres typologies de digestat.

Puisque la contrainte est moins forte, des pratiques moins adaptées peuvent voir le jour et entraîner des externalités négatives pour le sol et l'environnement. Il est donc impératif d'avoir une meilleure compréhension du devenir du digestat dans les sols, en fonction des conditions pédoclimatiques, des cultures réceptrices, de la composition du digestat et des post traitements utilisés, pour en vérifier l'innocuité et la valeur agronomique.

Face à ce constat, une revue de littérature a été réalisée afin de prendre en considération les derniers résultats de travaux de recherche au niveau national (VADIMETHAN, VADIM, PROBIOTIC, METHA+, DIVA, VALDIPRO, METERRI, PROLAB etc.) ou européen (FERTIPLUS, INEMAB, VALBIOM, Journées SPACE, etc.) ainsi que les essais entrepris par le GIE des méthaniseurs Bretons et l'Association des Agriculteurs Méthaniseurs Français (AAMF). Ce document constitue **une synthèse de cet état de l'art** qui vise à répondre aux questions suivantes :

- ▶ **Quels sont les facteurs qui influent sur la qualité agronomique du digestat ?**
- ▶ **Quelle est la valeur fertilisante du digestat selon ces facteurs ?**
- ▶ **Quel est la valeur amendante du digestat et son impact sur les stocks de carbone à moyen et long terme selon ces facteurs ?**

¹ Matières premières autorisée restreintes aux effluents d'élevage, matières végétales brutes agricoles brutes et à certains sous-produits animaux de catégorie de 3. La recette doit contenir au moins 33 % d'effluents d'élevage

► **Quels sont les risques pour l'environnement et la santé, selon ces facteurs ?**

Dans un second temps, cette synthèse sera confrontée aux données régionales Provence Alpes Côte d'Azur, prenant en compte l'état du développement de la filière méthanisation, les particularités agricoles et pédo-climatiques régionales ainsi que les pratiques actuelles de fertilisation et amendement organique pour aboutir à des préconisations de valorisation des digestats en région Provence Alpes Côte d'Azur, ce qui fera l'objet d'un rapport complémentaire.

Quelques rappels et définitions

I. Qualité agronomique

On entend ici par qualité agronomique la conjugaison de l'efficacité agronomique et de l'innocuité². L'efficacité agronomique est caractérisée par les effets suivants :

- ▶ Effets fertilisants pour les cultures (teneur en NPK et oligo-éléments)
- ▶ Effets positifs sur les propriétés physico-chimiques du sol (structure, résistance à la compaction, rétention en eau, Capacité d'Echange Cationique, etc.)
- ▶ Effets positifs sur les propriétés biologiques du sol (biomasse microbienne et activité biologique)

L'innocuité permet d'étudier les risques potentiels du retour au sol des éléments suivants :

- ▶ Eléments traces métalliques
- ▶ Micropolluants organiques, antibiotiques
- ▶ Agents microbiologiques (virus, bactéries, parasites...)
- ▶ Inertes (plastique, verre, pierres...)

La qualité agronomique du digestat est fonction de différents paramètres :

- ▶ Composition biochimique du digestat (substrat(s) initial(aux), procédé de traitement et post-traitement) Sol (texture, activité biologique, ...) et état initial
- ▶ Contexte climatique (T°, H°, ...)
- ▶ Echelle de temps considérée
- ▶ Système de culture (Succession culturale, pratiques agricoles)
- ▶ Modalités d'épandage (Doses, fréquences d'apports, mode d'incorporation au sol...)

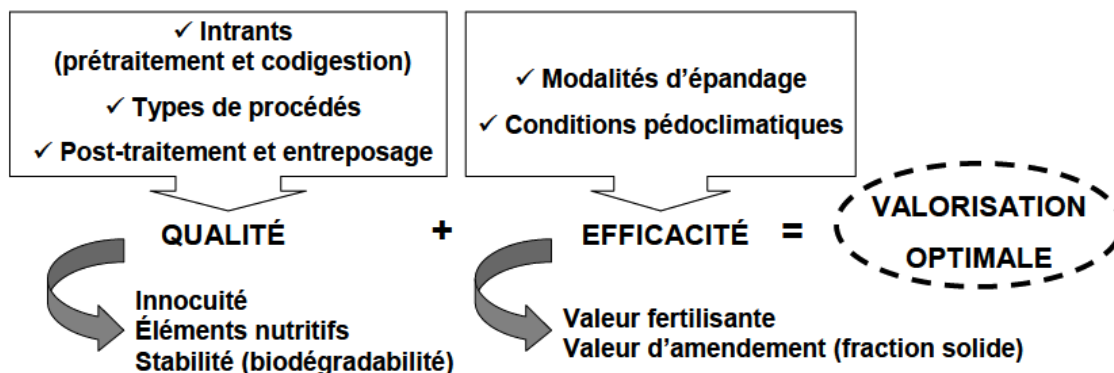


Figure 1 : Les facteurs déterminants la qualité et l'efficacité agronomique des digestats, Agrinova 2013

II. Valeur fertilisante

1. Définition

La valeur fertilisante d'un produit correspond à la **teneur en éléments nutritifs (principalement azote, phosphore et potassium)**. L'azote disponible provient à la fois de l'azote minéral directement assimilable par la plante, dans le cas du digestat NH_4^+ , et aussi de la minéralisation de l'azote organique.

² Solagro et Orgaterre (2004). La qualité agronomique des digestats

2. Coefficient Apparent d'Utilisation (CAU), Coefficient d'équivalence engrais (K éq) et disponibilité potentielle en azote

Le CAU est le rapport entre l'azote total apporté et l'azote qui se retrouve dans la culture. Le CAU d'un produit est donc égal à : $(N \text{ absorbé par la culture fertilisée avec le produit} - N \text{ absorbé par la culture témoin. Culture témoin sans fertilisation}) / \text{dose N apporté par le produit}$.

La valeur fertilisante à court terme est exprimée par un Coefficient d'équivalence à l'engrais azoté, minéral de référence (généralement l'ammonitrate), nommé **K éq**. Ce coefficient est évalué via des expérimentations en champ. Il estime la dose d'engrais minéral de référence qui aura le même effet sur la culture que l'azote total du produit. Le K éq est égal à : **CAU du produit / CAU engrais minéral de référence, le CAU de l'ammonitrate pouvant varier de 50 à 95 % suivant les conditions d'applications**. Le K éq a une valeur réglementaire.

Attention également à bien distinguer le K éq de la **disponibilité potentielle en N du digestat** (% N total) qui est une simple analyse et donc ne tient pas compte des potentielles pertes de volatilisation liées aux conditions d'épandage et aux contextes pédoclimatiques.

III. Valeur amendante

1. Définition

La valeur amendante d'un produit est la **capacité à augmenter la teneur en Matière Organique (MO) des sols de façon à en améliorer son bio fonctionnement**. Elle est fonction de la stabilité de sa MO ou encore sa résistance à la biodégradation qui, une fois le produit apporté au sol, permet d'expliquer son devenir dans le sol. Cette valeur amendante peut être déterminée expérimentalement par le suivi de la minéralisation de la matière organique ou par l'indice de Stabilité de la Matière Organique (ISMO), qui désigne la proportion de matière organique susceptible d'entretenir le stock de MO du sol, c'est-à-dire entraînant la formation **d'humus**.

On a : **ISMO (% C organique) = 44.5 + 0.5 SOL - 0.2 CEL + 0.7 LIC - 2.3 MinC3**, avec SOL, CEL et LIC les fractions biochimiques (% MO) mesurées à l'aide de la méthode de fractionnement Van Soest modifiée tel que décrit dans le mode opératoire ; et MinC3, la proportion de C organique minéralisée pendant les 3 premiers jours d'incubation.

A noter aussi que le ratio Carbone sur Azote (C/N) est également souvent utilisé pour donner une indication sur la valeur amendante d'un produit organique. On admet de manière générale que :

C/N < 15 : Production d'azote, vitesse de décomposition importante et maximale pour C/N = 10
15 < C/N < 20 : Besoin en azote couvert pour permettre une bonne décomposition de la matière carbonée : microorganismes actifs, bonne décomposition de la MO

Valeur fertilisante et valeur amendante organique ne sont pas indépendantes, puisqu'elles dépendent toutes deux de la MO contenue dans le produit. **La fraction stable de la MO détermine la valeur amendante organique, tandis que la fraction (complémentaire) facilement biodégradable contribue à la valeur fertilisante.**

2. Le rôle essentiel de la matière organique

La matière organique joue un rôle prépondérant sur les 3 composantes de la fertilité des sols :

- ▶ Elle est à la base de presque toutes les propriétés physiques (drainage, portance, aération, régulation thermique, hydratation) et des services assurés par les sols.

- ▶ Elle nourrit les microorganismes et la faune du sol ; ce sont eux qui produisent la colle qui assure la stabilité des agrégats du sol.
- ▶ Elle permet le stockage du carbone, la construction et la stabilité de la structure des sols, la préservation de la biodiversité et la bonne gestion quantitative et qualitative de l'eau, dont sa rétention.

Une quantité de MO au bon endroit, aussi bien que sa minéralisation (= dégradation) ou humification (= stockage) au bon moment sont des facteurs importants qui conditionnent tous ces services.

Tableau 1: Les composantes de la fertilité du sol

Rôle	Action	Bénéfices
Physique	Structure, porosité	Pénétration de l'eau et de l'air ; Stockage de l'eau ; Limitation de : hydromorphie, ruissellement, érosion, tassement ; Réchauffement
	Rétention en eau	Meilleure alimentation hydrique
Biologique	Stimulation de l'activité biologique (vers de terre, microorganismes)	Dégradation ; Minéralisation ; Réorganisation ; Humification ; Aération
Chimique	Dégradation, minéralisation	fourniture d'éléments minéraux (N, P, K, oligo-éléments...)
	Capacité d'Echange Cationique (CEC)	Stockage et disponibilité des éléments minéraux
	Complexation Eléments Traces Métalliques	Limitation des toxicités (Cu par exemple)
	Rétention de polluants (organiques, pesticides)	Qualité de l'eau

Attention : Dans certains cas, **un sol qui contient beaucoup de matière organique n'est pas forcément « riche »**. Ainsi, un pH très acide ou le manque d'oxygène empêchent la matière organique de se décomposer et les éléments nutritifs ne sont pas disponibles pour les plantes.

3. Formation de l'humus

La matière première de l'humus est la matière organique fraîche (MOF), végétale ou animale, qui est incorporée périodiquement au sol, soit naturellement (cas des litières de feuilles ou rameaux morts en forêt), soit artificiellement (engrais verts, résidus de récolte, fumier). Cette MOF subit une double transformation comme vu précédemment : la **minéralisation et l'humification**. La fraction la **plus labile (instable)** se minéralise assez rapidement en libérant des composés minéraux solubles (ammoniacaux, nitrates, phosphates, sulfates) ou gazeux (dioxyde de carbone CO₂). L'humification, phénomène souvent approximé par le modèle d'Hénin Dupuis (K1 coefficient d'humification et K2 coefficient de minéralisation secondaire) consiste en des recombinaisons de molécules organiques plus ou moins complexes.

4. Faim d'azote ou priming effet lors de l'apport d'amendements organiques

Un apport organique trop riche en carbone et fermentescible (donc avec un ratio C/N élevé de type paille, fumier pailleux, restitution des résidus de culture) peut conduire à une activité biologique excessive, provoquant la consommation par les microorganismes, d'une partie de l'azote du sol. Il peut alors se passer une compétition entre ce prélèvement d'azote par la microflore et les besoins en N de la plante (par exemple, au moment du démarrage d'une nouvelle culture) : c'est le phénomène de « faim d'azote » de la culture.

IV. Valorisation agronomique du digestat : effet sur les cycles de carbone et d'azote dans les agrosystèmes

Une fois le digestat apporté au sol, une partie du carbone organique qu'il contient est dégradée par la microflore du sol et se minéralise sous forme de CO_2 en tant que source d'énergie. Le reste s'incorpore à la MO du sol, sous réserve d'absence de perte par lessivage de carbone dissous.

L'azote apporté par le digestat se trouve sous forme organique (N_{org}) et surtout minérale (NH_4). Le NH_4 se nitrifie formant ainsi du NO_3 assimilable par les plantes mais dont une partie pourra être lessivée. Au cours de la nitrification et de la dénitrification du NO_3 , des émissions de N_2O peuvent avoir lieu. La dénitrification peut également être favorisée par la présence de C organique facilement biodégradable dans les digestats.

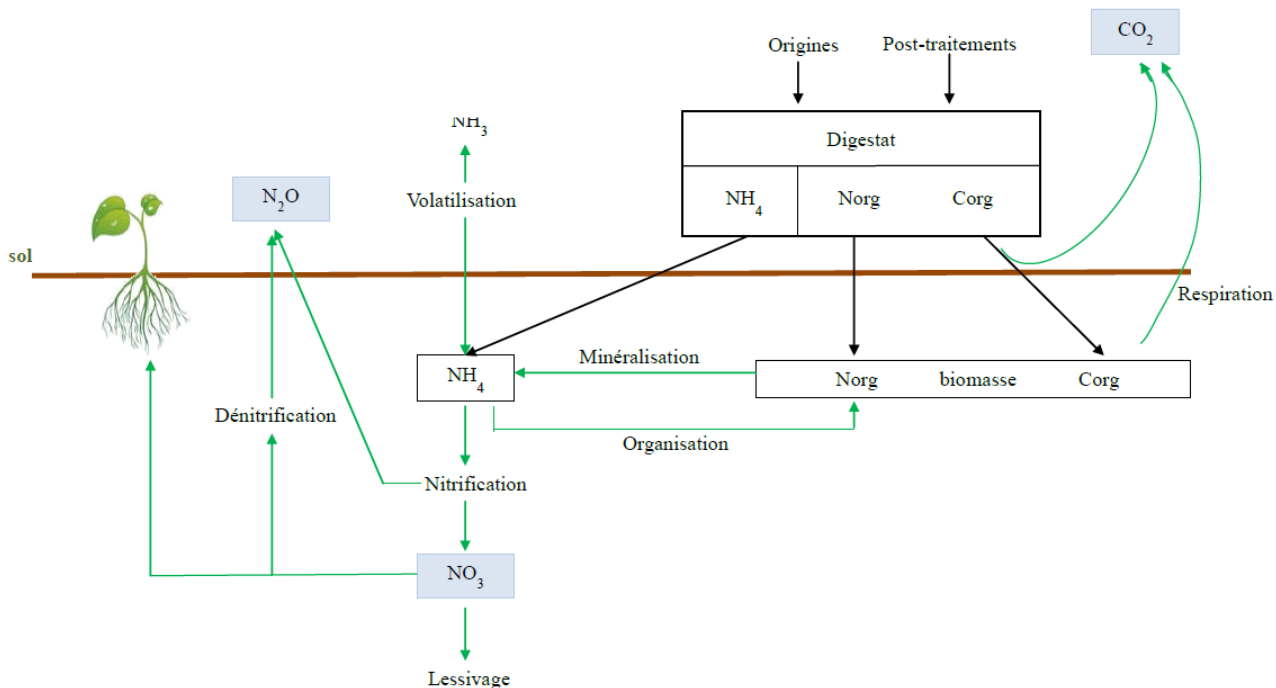


Figure 2: Effet du digestat sur les cycles de carbone et d'azote, tiré de A. Askri (2015). Thèse sur la valorisation des digestats de méthanisation en agriculture : effets sur les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote. Agro Paris Tech.

V. Pouvoir Réchauffant Global

Les différents gaz ne contribuent pas tous à la même hauteur à l'effet de serre. En effet, certains ont un pouvoir de réchauffement plus important que d'autres et/ou une durée de vie plus longue. La contribution à l'effet de serre de chaque gaz se mesure grâce au Pouvoir de Réchauffement Global (PRG). Le PRG d'un gaz se définit comme le forçage radiatif (c'est à dire la puissance radiative que le gaz à effet de serre renvoie vers le sol), cumulé sur une durée de 100 ans. Cette valeur se mesure relativement au CO_2 .

Le PRG du méthane est de 30^3 sur un horizon de 100 ans, c'est-à-dire que l'effet de serre exercé par le méthane est 30 fois plus élevé que celui du CO_2 .

Le méthane est le troisième gaz à effet de serre de l'atmosphère.

³ Selon le dernier rapport du GIEC, 5ème rapport 2014

Composition moyenne des digestats & typologie de digestat en fonction des intrants, et post traitements

I. Les transformations opérées par la méthanisation

La composition du digestat dépend de divers paramètres, rendant difficile la diffusion de composition moyenne. En effet elle est fonction de :

- ▶ **Types d'intrants** à l'entrée du processus de méthanisation. Les publications scientifiques et essais en plein champ renseignent souvent de façon partielle cette information, avec peu de données concernant notamment la proportion de chaque type de déchets introduits, qui peut être par ailleurs variable dans le temps.
- ▶ **Type de méthanisation**. En fonction du procédé : voie sèche, humide et même de la température du process (mésophile, thermophile) ainsi que du temps de séjour des intrants, la composition sera différente, notamment en taux de Matière Sèche (MS).
- ▶ **Post traitements du digestat** (évapo-concentration, séchage, séparation de phase, etc.) : Un digestat brut n'a pas la même composition qu'un digestat solide issu d'une séparation de phase à titre d'exemple. De manière générale, les caractéristiques agronomiques du digestat sont plus dépendantes du type de post-traitement que des matières entrant dans la composition des digestats⁴.

Dans tous les cas, des **différences communes séparent les intrants bruts des intrants digérés bruts sans post traitements**, dues aux réactions biochimiques successives durant le processus de fermentation anaérobie :

- ▶ Une perte en volume : on observe généralement **une perte de 5 à 15 %** de volume intrant⁵.
- ▶ La perte d'une partie des Matières Organiques (MO) : La méthanisation transforme les molécules organiques facilement dégradables (principalement hémicellulose et acides gras volatils, dégradés à plus de 80 %⁶) en biogaz. Seules les molécules dites complexes comme la lignine se dégradent peu. En fonction de matières entrantes digérées, du temps de séjour des intrants, de la température du processus et des performances du méthaniseur, le taux de dégradation de la MO varie entre 20 et 95 % et en moyenne autour de 72 %⁷. **Il restera donc dans le digestat une MO plus « stabilisée »⁸, entraînant un rapport C/N plus faible par rapport à la même matière non digérée. Cette évolution de la MO est similaire à ce qui est observé au cours du début de compostage⁹.**
- ▶ Le flux des éléments fertilisants (NPK) dans le digesteur est dit conservatif¹⁰ : on récupère à la sortie ce qui est entré mais sous une forme différente : La méthanisation transforme ainsi l'azote organique « stable » des matières entrantes en ammonium (NH_4^+), plus disponible pour les cultures : on parle de minéralisation de l'azote. Il y aura donc un **taux plus élevé de NH_4^+ dans le digestat comparé aux mêmes matières non digérées. Le taux de minéralisation de l'azote dépend fortement de la nature des intrants**. En effet, plus la part d'effluents

⁴ Jordan-Meille L., Morel C., Salducci X., Michaud J. (2017). Valeur agronomique (C, N, P) des digestats de méthanisation d'origine agricole et agro-alimentaire de Dordogne.

⁵ ADEME. La méthanisation. Comment se transforme la Matière Organique en énergie. Décembre 2010.

⁶ Docteur Kurt Möller. Forum transfantalier : bien valoriser les digestats, mai 2017.

⁷ Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par APESA et Biomasse Normandie d'après les suivis réalisés par S3D, Méthaneva et le LDAR. (2014). Suivi technique, économique, environnemental et social d'installations de méthanisation à la ferme, centralisées, industrielles et en station d'épuration.

⁸ ADEME. La méthanisation. Comment se transforme la Matière Organique en énergie. Décembre 2010

⁹ Expertise Scientifique Collective sur les Matières Fertilisantes d'Origine Résiduaire (MAFOR). (2014) Rapport final– Chapitre 3 : Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers.

¹⁰ Valeur fertilisante phosphatée de digestats issus de la méthanisation de matières premières agricoles. Bilan 2013 – 2016. Projet CASDAR METH@ + INRA – Bordeaux Sciences Agro.

d'élevage et de boues est élevée, plus le taux de minéralisation est faible, selon un retour d'expérience mené sur 11 unités de méthanisation en fonctionnement. Sur cet échantillon, il s'échelonne ainsi de 20 à 87 %¹¹. Attention cependant car cette **caractéristique favorise la volatilisation de l'ammoniac**, émission polluante à considérer¹².

- ▶ Un **pourcentage de MS plus faible**, une partie de la MS entrante étant transformée en biogaz. Cela induit moins de pertes à l'épandage¹³. A titre d'exemple, ce pourcentage de perte est estimé en moyenne à 41 % lors de la digestion de boues de Station d'Épuration (STEP) mixtes¹⁴. En général, il est admis une perte en MS entre 20 et 60 %, proportion variant en fonction de la biodégradabilité des intrants.
- ▶ Un **rapport N/P en général de 2**, avec du **P complètement substituable à celui des engrais phosphatés solubles**¹⁵.
- ▶ Une augmentation du pH, de +0.5 à +2 : Le **pH** du digestat est ainsi compris entre **7 et 9**¹⁶. Cette augmentation a l'avantage de rendre le digestat moins agressif pour la végétation. Cependant, à des pH basiques (autour de 8), l'ammonium (NH₄⁺), en plus grande quantité dans le digestat, évolue vers une plus grande proportion d'**ammoniac (NH₃)** dissous qui tend à se **volatiliser au** contact de l'air. C'est ce qui se produit effectivement au cours du stockage et de l'épandage¹⁷.
- ▶ Une **non dégradation des métaux lourds** pendant le processus de méthanisation entraînant **une concentration**, car la quantité de matière diminue durant le processus^{18, 19}. Les concentrations en métaux lourds restent en général inférieures aux seuils autorisés par les législations.
- ▶ Inhibition des semences d'adventices et de certains pathogènes. L'efficacité de cette inhibition varie en fonction des organismes considérés, des températures et de la durée du procédé²⁰. **On observe une réduction en concentrations de bactéries, virus et pathogènes de 100 à 10 000**²¹.
- ▶ **Dégradation d'une partie des composés volatils entraînant une diminution des odeurs.**

¹¹ Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par APESA et Biomasse Normandie d'après les suivis réalisés par S3D, Méthaneva et le LDAR. (2014). Suivi technique, économique, environnemental et social d'installations de méthanisation à la ferme, centralisées, industrielles et en station d'épuration.

¹² Amira Askri. (2015). Thèse : valorisation des digestats de méthanisation en agriculture : effets sur les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote. INRA/AgroParisTech.

¹³ Valbiom (2010) Séminaire Biogaz du 22 février.

¹⁴ Solagro, Agence de l'eau Adour Garonne. (2001). La digestion anaérobie des boues urbaines : état des lieux, état de l'art.

¹⁵ Valeur fertilisante phosphatée de digestats issus de la méthanisation de matières premières agricoles. Bilan 2013 – 2016. Projet CASDAR METH@ + INRA – Bordeaux Sciences Agro.

¹⁶ Guilayn, F., Jimenez, J., Rouez, M., Patureau, D. (2017). Typologie des digestats de méthanisation à partir de paramètres usuels de valeur amendement/fertilisante. In : *JRI 2017 - recueil des résumés*. Presented at Journées Recherche et Industrie biogaz méthanisation - JRI 2017, Beauvais, FRA (2017-04-11 - 2017-04-13).

¹⁷ C. Riva a, V. Orzi a, M. Carozzi b, M. Acutis b, G. Boccasile c, S. Lonati a, F. Tambone a, G. D'Imporzano a, F. Adani. Short term experiments using digestate products, *Science of the total environment* 547 (2016) 206-214.

¹⁸ Livia Spezzani (2015). Valorisation du digestat. Valbiom.








¹⁹ Amira Askri.(2015). Thèse : valorisation des digestats de méthanisation en agriculture : effets sur les cycles biogéochimiques du carbone et de l'Azote. INRA/AgroParisTech.

²⁰ C. Couturier, L. Galtier (1999). Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micropolluants au cours de la méthanisation des déchets et sous-produits organiques. Programme ADEME Santé-Déchets : Les aspects sanitaires liés à la méthanisation des déchets et sous-produits organiques en bioréacteur. http://www.solagro.org/site/im_user/034impacts.pdf

Castro, L., Escalante, H., Jaimes-Estévez, J., Díaz, L.J., Vecino, K., Rojas, G., Mantilla, L. (2017) Low cost digester monitoring under realistic conditions: rural use of biogas and digestate quality, *Bioresource Technology* (2017), doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.035>

²¹ C. Couturier. (2002). Effets de la digestion anaérobie sur les micropolluants et germes pathogènes.

Tableau 2: Différence entre intrants bruts et digérés, synthèse GERES

	Intrants non digérés	Intrants digérés	Conséquences
MS			
pH			Effet amendement basique Augmentation volatilisation N
Ratio C/N			Limite faim d'azote
N total			
NH ₄ ⁺			Augmentation potentielle pouvoir fertilisant Augmentation risque volatilisation et lessivage N
P ₂ O ₅			
K ₂ O			

II. Digestats bruts : typologie en fonction des intrants et du procédé de méthanisation

Une première typologie basée sur des paramètres de caractérisation couramment utilisée pour déterminer la valeur agronomique d'un produit a été réalisée récemment²² auprès d'un échantillon de 86 **digestats bruts**. Elle a permis de distinguer 6 groupes homogènes, **en fonction du type d'intrants et du process** :

Quatre groupes de digestat de méthanisation en voie humide ont été identifiés :

- ▶ Digestats majoritairement composés de **lisiers et fumiers bovins** comme intrants : Matière de type fibreux, **riches en potassium** (K > 40-70 g/kg MS) et de **faible ratio N-NH₄/Azote Total (TN)**
- ▶ Digestats provenant de substrats biodégradables de **type boue de STEP, biodéchets et déchets d'IAA** : **pauvres en matières organiques** et **très riches en P (> 25 g/kg MS)**
- ▶ Digestats équilibrés produits par une digestion de déchets **animaux avec d'autres co-substrats** (biodéchets, cultures énergétiques, résidus agricoles et agroalimentaires) en quantité équivalente
- ▶ Digestats de digestion ou co-digestion majoritairement de **lisier porcin**, caractérisés par un rapport **N-NH₄/TN particulièrement très élevé**.

Deux groupes de digestats de méthanisation voie sèche ont été identifiés. Le premier groupe vise des **digestats à faible teneur en Matières Organiques et associés à des intrants assez voire très biodégradables (FFOM ou biodéchets)**. Le second rassemble des **digestats plutôt fibreux (MO très élevée) associés à des intrants lignocellulosiques plus lentement biodégradables comme du fumier bovin et des Déchets Verts (DV)**.

Cette typologie met en évidence l'influence des intrants et du process sur les caractéristiques des digestats et donc sur leur qualité agronomique.

22 Guilayn, F., Jimenez, J., Rouez, M., Patureau, D. (2017). Typologie des digestats de méthanisation à partir de paramètres usuels de valeur amendement/fertilisante. In : JRI 2017 - recueil des résumés. Presented at Journées Recherche et Industrie biogaz méthanisation - JRI 2017, Beauvais, FRA (2017-04-11 - 2017-04-13).

Tableau 3: Tableau de synthèse d'après la typologie proposée par INRA et LBE Narbonne, JRI 2017

Paramètres discriminants	Voie Humide				Voie sèche	
	Digestat lisiers bovins	Digestat STEP/biodéchets/IAA	Digestat territoriale (mélange intrants)	Digestat lisiers porçins	Digestat fumier ou DV	Digestat FFOM/biodéchets
MO (% MS)	+++	-	++	+	++	0
NH ₄ ⁺ /TN	0	++	++	+++	-	-
P (g/kg MS)	0	+++	+	++	+	++
K (g/kg MS)	+++	-	++	+	++	0

Malgré cette typologie, aucun groupe ne rentre clairement dans l'une ou l'autre des normes françaises relatives aux amendements (NF U 44-051 ou 44-095) ou aux engrais (NF U 42-001) organiques, ce qui souligne le besoin d'adaptation de la réglementation mais aussi l'importance du **post-traitement des digestats**.

III. Influence des post- traitement sur les caractéristiques du digestat

Comme pour les intrants, il n'y a **pas un mais des digestats possibles en fonction du post traitement**. Le traitement des digestats bruts entraîne des concentrations de valeurs fertilisantes variables et apparaît comme le premier facteur influençant la qualité du digestat. Nous ne traiterons ici que les traitements dits « simple », à savoir la séparation de phase et le compostage. Les traitements poussés et coûteux permettant une concentration de l'azote ammoniacal sont exclus de notre champ d'étude. Pour plus d'informations concernant les post traitements existants, des fiches synthétiques ont été élaborées dans le cadre du **projet METERRI 2014-2016** reprenant par traitement son objectif, fonctionnement, l'efficacité du procédé, les intérêts, coûts et limites²³. Le **projet casdar VALDIPRO** propose également des fiches synthèse par post traitements en mettant l'accent sur la caractérisation

1. La séparation de phase

Elle permet l'obtention de 2 fractions :

- ▶ La fraction liquide contenant la majorité de **l'azote minéral soluble** et les **fractions organiques plus labiles** (jusqu'à 90 % de minéralisation du carbone organique²⁴) lui conférant une valeur fertilisante supérieure au digestat brut mais aucun effet sur l'augmentation des stocks de MO dans le sol. Elle est également plus infiltrable dans le sol, de par sa teneur affaiblie en MS.
- ▶ La fraction solide surtout réputée pour son **contenu élevé en matières organiques** avec une plus grande proportion de **carbone stabilisé, et riche en phosphore si la séparation est réalisée avec une centrifugeuse**. Il contient jusqu'à 18 fois moins d'azote minéral que le digestat brut (ADEME, 2011).

Une étude récente²⁵ réalisée sur 130 échantillons de digestat d'effluents d'élevage principalement, a permis de proposer une équation permettant d'estimer le pourcentage de fraction solide obtenu après séparation de phase par presse à vis, en fonction du taux de MS du digestat brut (MS DB en g/kg) : % Fraction solide = $(5 \cdot 10^{-6} \cdot \text{MS DB}^{2.3878}) \cdot 100$.

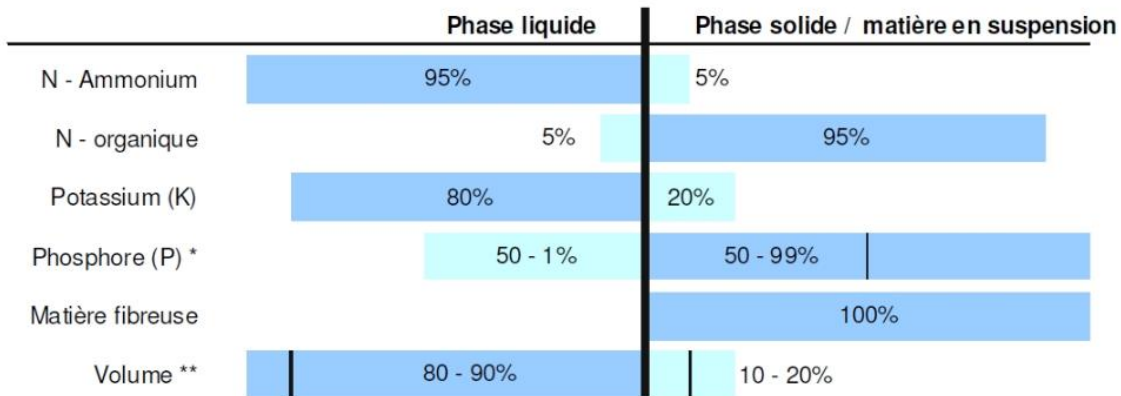
A titre d'exemple, pour un digestat brut à 8 % de MS, on obtiendra donc : $(5 \cdot 10^{-6} \cdot 80^{2.3878}) \cdot 100 = 17$ % de fraction solide.

²³Gestion et traitement des digestats issus de méthanisation (2017). 11 fiches « procédés » : épandage, transport, séchage, séparation de phases, compostage, filtration, traitement biologique, évaporation, stripping, etc. :

<http://www.pardessuslahaie.net/uploads/sites/1627575250f0a44ea6f95a7c4d721785f6ab79dc.pdf>

²⁴ Observé sur une unité avec déchets territoriaux, rapport final ESCO « Matières fertilisantes d'origine résiduaire », octobre 2014.

²⁵ Tambone, F., Orzi, V., D'Imporzano, G., Adani, F. (2017). Solid and liquid fractionation of digestate: mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value, *Bioresource Technology* (2017), doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.130>



* Dépend de l'utilisation des coagulants / flocculants pour la séparation de la phase solide

** Dépend de la technique utilisée

Figure 3: devenir des éléments minéraux lors de la séparation de phase du digestat brut, tiré de EREP SA et EAWAG (2009) : Etat de l'art des méthodes pour l'élimination ou la transformation de l'azote pour les installations de biogaz agricoles de taille petite/moyenne

Même si la fraction liquide contient plus de minéraux solubles que la fraction solide (notamment l'ammonium), on ne peut toutefois pas l'assimiler à un engrais au sens de la réglementation, les concentrations en minéraux majeurs y étant largement inférieures aux 7 % requis dans la matière brute (NF U 42-001). De même, la partie solide ne pourra être considérée comme un amendement normé que si sa teneur en MS est supérieure à 30 %.

Les deux facteurs qui influencent la **composition des deux phases** sont :

- ▶ La qualité de la digestion (prétraitements, durée, température) qui fait varier le taux de minéralisation de l'azote organique et donc la quantité d'ammonium.
- ▶ La méthode de séparation qui engendre une différence dans la séparation des deux formes d'azote (ammonium et organique) et des fractions plus au moins stables de carbone organique : Les fractions solides obtenues par centrifugation sont plus concentrées en azote et en phosphore avec des teneurs supérieures à 10 voire 15 kg d'azote par tonne, comparées aux fractions obtenues avec une presse à vis. Les quantités de produits apportés seront de ce fait à réduire en proportion (8 à 20 t/ha), afin d'ajuster les apports aux besoins des cultures. A contrario, la fraction liquide obtenue par presse à vis sera plus riche en NH_4^+ .

Les analyses réalisées dans le cadre du projet DIVA mettent en avant l'influence de la technologie utilisée :

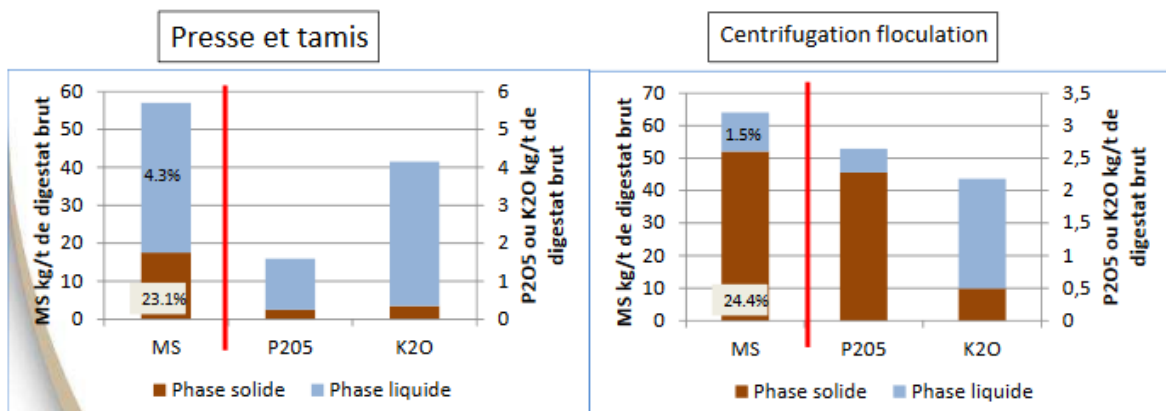


Figure 4: Répartition de MS, P et K selon le type de séparateur de phase, projet DIVA

2. Le compostage

Le compostage du digestat doit se faire avec de la matière carbonée. En général, avec des déchets verts, le ratio du mélange est de 1 pour 1.

Suite au compostage, la concentration en MS augmente, les ratios C/N organiques diminuent. Le compostage a ainsi un effet avéré **sur la stabilisation du carbone des digestats**, avec une proportion de C facilement minéralisable représentant seulement de 3 à 17 % du carbone organique total. De plus, à l'inverse de la méthanisation, le compostage active l'humification de la MO. L'apport de ce type de digestats au sol pourrait donc contribuer à **l'entretien des stocks organiques des sols**.

Par ailleurs, le compostage permet de diminuer la **salinité et le pH**.

Cependant, la valeur fertilisante sera diminuée en raison de la stabilisation de l'azote organique, stabilisation d'autant plus importante que la durée de maturation est longue. La quantité d'azote disponible est environ 3 fois moins importante comparée à un digestat brut et pourra être équivalente à un digestat solide non composté, selon le type de séparation de phase utilisé.

De plus, la volatilisation de l'ammoniac peut aller jusqu'à 50 % de l'azote initial contenu dans les intrants au cours du processus.

Un niveau de maturité trop poussé n'est donc pas forcément intéressant (disponibilité N, activité biologique). On recommande de ne pas dépasser les seuils de C/N suivants :

- ▶ Compost avec biodéchets ou ordures ménagères, **si C/N > 15 on a une altération de l'équilibre microbiologique du sol**
- ▶ Compost avec déchets agricoles, **si C/N > 18, on a une immobilisation de l'azote dans le sol**²⁶

Une corrélation positive a pu être trouvée entre la quantité initiale d'azote ammoniacal dans le digestat à composter, la stabilité du carbone et les pertes d'azote constatées durant le processus de compostage²⁷ :

Pertes (gN kg/MO) = 22.1757 - 1.53143*Carbone biodégradable + 1.00678* NH₄⁺ initial

Pour le calcul du carbone biodégradable, se référer au paragraphe sur la valeur amendante du digestat

3. Le séchage du digestat

Le digestat sec peut être obtenu par séchage de la fraction solide ou de digestat brut.

Il peut également être granulé par la suite. Il est intéressant d'atteindre un taux de MS suffisante (> 80 %) pour permettre une stabilité du produit. La matière organique constitue plus de 80 % de la matière sèche. Les fractions organiques stables qui contribuent à l'entretien de la matière organique des sols sont importantes (65 % et plus)²⁸.

Le rapport C/N de ce produit est élevé (de 15 à 30), tandis que la proportion d'azote minéral est faible (> 5 % de N total), le séchage entraînant la perte par volatilisation de plus de 75 % (voire jusqu'à 100 % selon essais metha+@com) de l'azote ammoniacal.

Néanmoins les digestats séchés intégralement peuvent contenir une part non négligeable de matières organiques solubles à dégradation rapide dans le sol, pouvant **le cas échéant générer une "faim en azote"**.

Ce post traitement permet d'éviter le transport d'eau et augmente le rapport C/N donc également la fenêtre d'épandage. Le stockage est facilité (en tas, évitant ainsi une fosse supplémentaire) ainsi que

²⁶ Solagro, IRSTEA. (2012). Etat de l'art des digestats et de leurs procédés de post-traitement, Projet DIVA. Rapport Final

²⁷ A. Tremier, Buffet J., Daumois M. (2015). Comportement des digestats en compostage. IRSTEA, projet DIVA

²⁸ Fiche VALDIPRO – Digestat séché

la manutention. Attention cependant car le produit est pulvérulent avec beaucoup de poussière²⁹. Le coût moyen de l'épandage est équivalent à l'épandage de digestat liquide selon le témoignage de l'EARL du Kirschweg (67).



Figure 5 : Epandage de digestat solide séché, EARL du Kirschweg(67)

²⁹ Forum Itada, 18 mai 2017 – Rheinstetten (D)

4. Autres post-traitement de la phase liquide : Extraction sélective de composés

Tableau 4: Avantages et inconvénients des traitements de la phase liquide du digestat, source projet METERRI et VALDIPRO

Post traitement	Illustration	Objectifs et principes	Avantages	Inconvénients
Filtration membranaire (ultrafiltration, osmose inverse)		Produire un concentré dépourvu de matière solide, et qui contient la majorité de l'azote du digestat et 70 % du potassium.	Concentration en éléments fertilisants - filtrats utilisables comme eau utilitaire (osmose inverse) ou pour l'irrigation - réduction des volumes - stérilité des produits - séparation physique sûre	Coûts d'investissement et d'entretiens élevés - besoin de produits chimique (nettoyage des membranes) - membranes sensibles au colmatage - prétraitement nécessaire (MS max 3 %) - risque de concentration des polluants dans les concentrés
Strippage		Volatiliser l'azote ammoniacal du digestat pour soit le concentrer dans une solution acide par lavage d'air, soit le brûler par combustion catalytique.	Réduction des émissions d'ammoniac - possibilité de produire un fertilisant solide - haut rendement de séparation/concentration de l'azote ammoniacal	Coûts d'investissement et d'entretiens élevés - consommation d'énergie - utilisation de produits chimiques - risque de blocage du garnissage et de formation de mousse - ne traite que NH ₄ ⁺
Traitement biologique (NDN, shunt des nitrates et anammox)		Abattre, par volatilisation, la quasi intégralité de l'azote ammoniacal	Également élimination - production d'un effluent peu chargé en polluants	Production de boues d'épuration - pas de conservation d'azote - seulement élimination partielle de l'azote - consommation importante d'énergie (aération) - contrôle du moussage - émissions de N ₂ O et NH ₃
Précipitation sous forme de struvite		Basé sur un processus de précipitation chimique. co-précipitation de l'ammonium, et du phosphate pour former la struvite	Production d'un fertilisant contenant des phosphates - procédé facile et fiable	Production de grandes quantités de précipités - le marché du produit fini doit exister (demande d'engrais N:P à 1:1 faible) - consommation de produits chimiques élevés
Evaporation/condensation		Déshydrater la fraction liquide d'un digestat issu d'une séparation de phases	Technologie standard - production d'un fertilisant concentré - possibilité d'utiliser la chaleur excédentaire de la cogénération	Besoin important en chaleur - risque de production de mousse



5. Comparaison des différents post-traitements

Tableau 5: Comparaison technico-économique des différents traitements, source projet CASDAR METERRI 2017

	Epandage digestat brut	Transport digestat brut	Vis compacteuse	Décanteuse-centrifuge	Compostage d'un refus de séparation de phase	Tapis de séchage de digestat	Filtration membranaire du liquide	Traitement biologique par boues activées du liquide	Evapo-Concentrateur sur liquide	Stripping de l'azote du liquide
Performance de traitement sur N (%)	-	-	14	26	100	100	> 80	63	> 80	> 75
Performance de traitement sur P (%)	-	-	22	71	100	100	100	0	100	0
Conservatif de l'azote	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Non	oui	Oui Non
Coproduits issus du traitement *	Digestat brut (pas de traitement)	Digestat brut (pas de traitement)	Deux fractions : liquide et solide	Deux fractions : liquide et solide	Compost	Digestat sec + sulfate d'ammonium	Concentrat d'ultra filtration et d'osmose inverse + eau résiduaire	Boue biologique + eau résiduaire	Concentrat + eau résiduaire + sulfate d'ammonium (optionnel)	Sulfate d'ammonium (selon proces) + digestat partiellement épuré
Plage indicative d'utilisation	Tous les cas. A partir de plusieurs dizaines de milliers de m ³ /an : difficulté pour trouver du plan d'épandage. Distance «aller» < 15 km	Applicable pour des volumes plutôt modérés, moins de 5000 voire 3000 m ³ /an. Distance «aller» > 15 km	Pas de restriction	Pour des quantités supérieures à 3 000, voire plutôt 5 000 m ³ /an	Pas de restriction particulière	Selon disponibilité en énergie thermique, 30 à 40 % du digestat produit dans le meilleur des cas. A défaut, peut être bien inférieur	Au moins 10-15 000 m ³ /an voire plus de 30 000 m ³ /an	Au moins 3 à 5000 m ³ /an	Pour des excédents plutôt élevés, au moins 5 à 10 000 m ³ /an	Plutôt pour des excédents et volumes de digestat élevés compte tenu de l'état des connaissances
Coûts investissement	Matériel d'épandage uniquement	Prévoir un bon accès aux fosses et une cuve tampon	Entre 20 000 et 40 000 € (hors plateforme compostage)	80 000 à 150 000 € (hors plateforme de compostage)	Variable selon la taille et le nombre de silos de la plate-forme bétonnée et couverte	250 000 à 600 000 € pour 1 500 à 10 000 m ² /an	Entre 600 000 et 1,5 M € pour 20 000 à 40 000 m ³ /an de digestat.	250 000 € pour 10 000 m ³ /an (hors stockage des boues et eaux résiduaires)	Tout compris entre 450 et 960 000 € pour 5 000 à 20 000 m ³ /an à traiter	Centrifugation + stripping + combustion catalytique + hangar compostage = 600 à 700 000 € pour 20 000 m ³ /an
Coûts fonctionnement	2 à 4 €/m ³ digestat selon équipement	De 3 à 6 €/m ³ pour 15 km et de 6 à 10 €/m ³ pour 50 km	< 0,5 €/m ³ digestat traité	0,9 €/m ³ digestat traité	Peu d'entretien (aération forcée)	10 % de l'investissement, soit : 6 à 16 €/m ³ digestat traité	Entre 4 et 7 €/m ³ de digestat traité	3,5 €/m ³ digestat traité (séparation de phase incluse)	Entre 3 et 4,5 €/m ³ traité	Non évalués
Facilité de maintenance	Facile	Pas de maintenance (prestation de service)	Matériel rustique	A déléguer	Nulle sauf si aération forcée	A déléguer	A déléguer	Procédé plutôt rustique	A déléguer	Dépend du process retenu
Valorisation chaleur du co-générateur	Non	Non	Non	Non	Possible	Oui	Non	Non	Oui	Oui
Principal point positif	Digestat équilibré pour valorisation agronomique	Digestat équilibré pour valorisation agronomique	Matériel rustique	Très bon taux de capture du phosphore	Stabilisation, déshydratation et hygiénisation du solide	Taux de séchage le plus performant	Couplage possible avec du compostage ou de la déshydratation pour de gros excédents	Très bon rapport efficacité/coût pour l'azote	Réduction des coûts de transport et épandage	Mise à profit de l'énergie thermique produite par le co-générateur
Principal point négatif	Surface pouvant devenir importante pour de grands volumes	Plan d'épandage à distance	Peu adapté à la résorption des excédents	Ne retient pas les éléments solubles (N _{min} , K...)	Perte d'azote minéral (déséquilibre le rapport N/P)	Procédé particulièrement énergivore (énergie thermique pouvant être insuffisante)	A réserver à de grandes unités de méthanisation	Ne convient pas à des petits excédents	Ne convient pas à des petits excédents	La vente de l'azote préservé ne couvre pas les surcoûts du procédé



Le calcul des coûts d'épandage des digestats bruts est cependant à nuancer en fonction de l'équipement utilisé et si l'épandage est réalisé en propre ou via un entrepreneur :

Tableau 6 : Coût d'épandage du digestat brut via un entrepreneur, source David Jager, Forum transfrontalier

Technique [ABB]	Incorporation [6m]	Outil à sabots [12m]	Pendillards [15m]
€ / heure	110	110	110
€ / ha	17	17	-
€ / m ³	0,8	0,8	0,8
Coût moyen entrepreneur	3,5 €/m ³	3,0 €/m ³	2,5 €/m ³
Tracteur + conducteur	2 - 3 €/m ³ (fonction technique + transport + caractéristiques parcelle)		
diesel + organisation	1,2 €/m ³	1,0 €/m ³	0,8 €/m ³
Somme Σ	5,3 €/m ³ - 7,7 €/m ³		

Valeur amendante des digestats

I. Processus biochimiques et méthodologies de calcul de la valeur amendante

1. Processus biochimiques

Le potentiel amendant d'un digestat, c'est-à-dire sa capacité à entretenir les stocks de carbone du sol, est directement lié au degré de stabilité de la MO (inverse de la biodégradabilité).

Comme vu précédemment, la méthanisation dégrade une grande part de la MO, principalement les composants de type hémicellulose et acide gras volatils (dégradation supérieure à 80 %). Pour des raisons de rentabilité, le processus est rarement amené jusqu'au bout ce qui conduit à un produit résiduaire contenant encore de la MO dégradable : En moyenne, les 2/3 de la MO biodégradable introduite dans le digesteur sont transformés en biogaz, selon Albuquerque *et al.*, 2012.

La méthanisation ne détruirait cependant pas le **potentiel humique** des MO car les micro-organismes ne décomposent pas la lignine, les lipides complexes et stéroïdes, molécules précurseurs pour la formation de l'humus³⁰. Le **potentiel d'humification n'est donc pas altéré mais la phase d'humification** de la MO requiert cependant des conditions particulières (aérobies, températures inférieures à 40 ° nécessaires pour la microfaune dégradant les molécules précurseurs). **L'humification est ainsi séparée physiquement de la digestion ; elle peut avoir lieu sur une plate-forme de maturation aérobie, ce qui correspond à la dernière des 4 phases du compostage, soit directement dans le sol.**

En sortie de digesteurs, on obtient donc une **MO plus stabilisée en raison de la transformation des fractions labiles de la MO en biogaz et de la formation de composés plus stables (augmentation du degré d'aromaticité, accumulation de plus longues chaînes aliphatiques)**³¹ mais encore non humifiés.

Le carbone du digestat est donc réduit en quantité par rapport aux intrants initiaux mais la proportion de carbone qui pourra potentiellement rejoindre le sol est augmentée.

Une synthèse bibliographique récente³² (Nkoa *et al.*, 2014), rapporte cependant que la valeur amendante du digestat est mal connue, car il existe peu d'essais au champ de moyenne et longue durée.

2. Méthodologies de calcul

Plusieurs méthodologies sont utilisées pour déterminer la valeur amendante et la fraction de MO stable contenue dans les digestats testés, amenant à des résultats différents :

- ▶ Spectrographie à Infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) afin de connaître la composition de la MO grâce à l'absorption du rayonnement d'IR propre à chaque molécule.
- ▶ Utilisation de méthodes respirométriques consistant à mesurer la production de dioxyde de carbone et/ou la consommation d'oxygène engendrées par la dégradation aérobie par les microorganismes de la MO : test AT4 : plus le digestat consomme d'oxygène, plus sa MO est labile et donc instable.

³⁰ Synthèse bibliographique de France Nature Environnement (2014). Les enjeux liés à la méthanisation

³¹ K. Möller. (2015). Effects on anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions and soil biological activity. A review. *Agron.Sustain.Dev* 35 : 1021-1041

³²

- ▶ La méthode proposée par Jimenez *et al.* (2015)³³ pour décrire l'accessibilité chimique de la MO. Cinq fractions sont obtenues qui présentent des niveaux d'accessibilité décroissante dans l'ordre suivant : SPOM>REOM>SEOM>PEOM>NEOM. Les fractions SPOM et REOM sont considérées comme facilement accessibles, les fractions SEOM et PEOM comme peu accessibles. La fraction NEOM correspond à la fraction non extractible. La part de la MO dissoute fait partie de la fraction facilement accessible mais ne concerne que les échantillons sous forme liquide. Le ratio de complexité est mesuré par analyses de fluorescence 3D sur les différentes fractions, permettant de connaître leur signature fonctionnelle (molécules fluorescentes de type acides aminés, protéines, composés fulviques et humiques, mélanoidines). Ce ratio correspond à la part de molécules complexes sur la part de molécules simples. Un tel outil pourrait aider à mieux appréhender la minéralisation du digestat sans passer par des tests de laboratoire coûteux en temps et en argent, et à compléter les indicateurs existant normalisés pour les amendements organiques (Lashermes *et al.*, 2009 ; Norme FD U 44-162).
- ▶ Accessibilité chimique de la MO par fractionnement chimique : norme expérimentale XP U 44-162 : méthode de caractérisation de la MO par solubilisations successives. Elle permet le calcul de l'**ISMO, Indicateur de Stabilité de la MO**, qui exprime le pourcentage de MO potentiellement résistante à la dégradation dans le produit initial, c'est-à-dire la partie de la MO qui sera incorporée dans la fraction humique du sol.
- ▶ Cinétique de minéralisation du carbone : norme expérimentale NF XP U 44-163. Ce type d'analyse est obligatoire pour les amendements organiques du commerce. Elle est réalisée en conditions contrôlées sur 91 jours, qui correspondent à des conditions de plein champ pendant 1 à 1.5 an. Cette norme permet également de calculer un ISMO à partir de la valeur du coefficient de minéralisation obtenu à 91 jours selon la formule (ct91) : $ISMO (\%MO) = 87.829 - 0.8658.ct91$ (en % Corg.)

Toutes ces méthodologies sont cependant approximatives et le **coefficient d'humification** apparaît comme la meilleure caractérisation du potentiel amendant d'un digestat. Il se mesure à partir d'expérimentation de terrain longue durée (3 ans minimum et de préférence 8-10 ans) et est très variable en fonction des conditions pédoclimatiques. Il représente la fraction du carbone du produit organique qui va contribuer à alimenter le stock d'humus du sol.

A noter que, concernant les deux dernières méthodes, la norme XP U 44-162 peut avoir tendance à surestimer le potentiel amendant car l'échantillon est au préalable séché³⁴. D'autres sources mentionnent *a contrario* une surestimation pour la norme NF XP U 44-163 due au broyage préalable à 1 mm du produit testé, augmentant la surface d'attaque pour les micro-organismes.

II. Paramètres influençant la valeur amendante des digestats

Toutes les sources bibliographiques sont d'accord sur le fait qu'il reste **une fraction de la MO biodégradable** une fois son incorporation au sol, **rendant intéressant le post traitement par compostage (incluant les 4 étapes, pas uniquement la phase de maturation) pour stabiliser davantage cette MO.**

³³ Jimenez, J., Aemig, Q., Doussiet, N., Steyer, J. P., Houot, S., Patureau, D. (2015). A new organic matter fractionation methodology for organic wastes: Bioaccessibility and complexity characterization for treatment optimization. *Bioresour. Technol.* 194, 344–353. doi:10.1016/j.biortech.2015.07.037

³⁴ Caractérisation Biochimique et Biologique des digestats / CASDAR Meth@+.com

Cette fraction de la MO biodégradable est dépendante **de l'efficacité de la digestion fonction notamment de la température, de la charge et du temps de séjour hydraulique.**

Par ailleurs, la **technologie** impacte le pouvoir amendant : les digestats issus de méthanisation par voie sèche semblent contenir plus de MO constituée essentiellement de chaînes carbonées très difficile à dégrader par les microorganismes du méthaniseur possédant donc une stabilité élevée³⁵.

La qualité des intrants joue également un rôle majeur dans la proportion de MO dégradée durant le processus de méthanisation et lors de l'épandage au sol du digestat. Ainsi, Galvez *et al.* (2012) ont montré que la décomposition de la MO est proportionnelle à la teneur du digestat en azote total.

Le **post traitement** (séparation de phase et compostage) influence aussi largement la valeur amendante. Il apparaît que la MO des digestats présente différents niveaux de complexité et de stabilité, suivant le post-traitement appliqué. En effet, la séparation de phase entraîne la dynamique des molécules suivante : les matières peu liées (correspondant à des molécules simple) de type sucres et protéines, se retrouvent sous formes dissoutes dans la partie liquide, alors que les éléments plus fortement liés (correspondant à des molécules complexes de types acides humiques, celluloses) restent dans la partie solide.

Les fractions solides compostées et séchées sont, elles, caractérisées par une faible biodégradabilité résiduelle et une forte complexité de la MO. En vue de leur usage en agriculture, elles sont donc plus stables que les fractions solides de digestats non post-traitées.

On retiendra dans la littérature un potentiel amendant variant de de 10 à 354 kg C/t de digestat brut avec le classement suivant : Digestats compostés > Digestat solide > Digestat brut > Digestat liquide.

Enfin, on observe une **stimulation de la minéralisation de la matière organique stable lors de l'apport de matière organique fraîche, plus labile. Cette minéralisation va entraîner un rejet de CO₂ plus important**³⁶.

En conclusion, les digestats contiennent donc une fraction de MO biodégradable résiduelle et une proportion de matière pré humique stabilisée, dont l'importance dépend des conditions de la digestion, des intrants mais aussi du post-traitement appliqué au digestat.

III. La valeur amendante moyenne des digestats

1. Echelle de valeur trouvée dans la littérature

Le tableau ci-après synthétise la biodégradabilité résiduelle des digestats selon leur traitement et nature des intrants ainsi que leur ISMO. Selon le post traitement, on trouvera des MO davantage stabilisées (car moins de biodégradabilité résiduelle) pour les digestats issus de biodéchets et agricoles (cas pour le digestat brut et le digestat solide composté). A l'inverse, pour le digestat solide, il semblerait que les digestats issus d'unités territoriales ou de STEP aient leur MO plus stable.

³⁵ Perspectives agricoles n° 431 –mars 2016

³⁶ D. Cavalli, M. Corti, D. Baronchelli, L. Belchini, P. Marino Gallina. (2017). CO₂ emissions and mineral nitrogen dynamics following application to soil of undigested liquid cattle manure and digestates. *Geoderma* 308 (2017). 26-35

Tableau 7 : tableau de synthèse de la biodégradabilité résiduelle de C organique et l'ISMO - Source GERES, issu de la compilation de plusieurs articles scientifiques

Post traitement	Intrants	Biodégradabilité résiduelle (%) Carbone Organique	ISMO (% MO)	ISMO (kg MO stabilisée/tonnes produit brut)
Digestat brut	Lisier porc	29.5 a	Nc.	Nc.
	Agricoles	30 b 31-45 c	54 a -63 b	40 b
	Majoritairement IAA	45 b	48 b	20 b
	Majoritairement déchets urbains (biodéchets –OM)	23-25 c	Nc.	Nc.
Digestat liquide séparation de phase	Agricoles	12 b	76 b	21 b
	Intrants non identifiés	20 d – 26 e	Nc.	10 c
Digestat solide séparation de phase	Agricoles	10.7 f – 23 b	66 b	137 b
	Territorial	4.3 - 7.7 f	Nc.	Nc.
	STEP	8.5 - 10.2 f	Nc.	Nc.
	Intrants non identifiés	42 e	Nc.	Nc.
Compostage digestat solide	Agricoles	4 - 6.9 f	Nc.	Nc.
	Majoritairement déchets urbains (biodéchets –OM)	2.7 – 5.1 f	Nc.	Nc.
	STEP	9.9 f	Nc.	Nc.
	Intrants non identifiés	3 ce– 17 c	70 g	354 c
Digestat séché	Agricoles	< 10 b	81 b	313 b
	Intrants non identifiés	3 - 17 c 4 f	> 65 g	Nc.

a Garrigues et al. (2015). Place de la méthanisation dans la gestion des MO à l'échelle de l'agrosystème, SPACE 2016

b Jordan Meille L., Salduci X., Morel C, Michaud J.Valeur agronomique (C, N, P) de digestats de méthanisation d'origine agricole et agro-alimentaire de Dordogne. Projet CASDAR méth@+.com. 13èmes Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse Comifer Gemas.2017, 8&9 novembre 2017, Nantes, France

c Askri A. 2015. Valorisation des digestats de méthanisation en agriculture : effets sur les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote. Thèse, AgroParisTech, 234 p.

d A.Akhiar, A. Battimelli, M. Torrijos, J.P. Steyer et H. Carrère (2017).Co-digestion de déchets solides : Caractérisation de la fraction liquide des digestats après séparation liquide/solide : Focus sur la teneur en matière organique résiduelle et sa biodégradabilité, Journées Recherche et Innovation 11-13 avril 2017, Institut UniLaSalle Beauvais (60).

e Expertise Scientifique Collective sur les Matières Fertilisantes d'Origine Résiduaire (MAFOR). (2014) Rapport final– Chapitre 3 : Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers.

f ADEME. INRA (Nathalie Wéry, Géraldine Maynaud, Céline Druilhe, Dominique Patureau), IRSTEA Rennes (Anne-Marie Pourcher). 2016. Dynamique des pathogènes lors du stockage des Produits Résiduaire Organiques, projet PRObiotic – Rapport. 91 p.

g Fiches réalisées dans le cadre du programme Casdar Valdipro et du programme européen Biorefine : <https://www.aile.asso.fr/index.php/fiches-produits-digestat/?lang=fr>

A titre de comparaison, l'ISMO moyen pour les composts de Déchets Verts (DV) de la région Provence Alpes Côte d'Azur se situe en moyenne à 77 % et à 69 % (de la MO) pour les composts de boues³⁷.

2. Comparaison de la valeur amendante avec d'autres produits organiques courants dans la Région

Un travail de comparaison a ainsi pu être fait avec certains amendements organiques déjà présents sur le territoire. Il est important à ce stade de raisonner en kg de MO stabilisée par tonne de produits brut. Par exemple, l'ISMO du digestat liquide selon la bibliographie est proche de celui d'un compost de DV de la Région, mais il s'agit d'un pourcentage du taux de MO. Or ce pourcentage peut être

³⁷ Données issues des analyses de composts collectées en PACA en 2014 et 2015– Février 2017, Blaise Leclerc – pour la mission « Appui à la valorisation des matières organiques résiduelles en Provence Alpes Côte d'Azur - méthanisation et compostage » animée par le GERES, avec le soutien de l'ADEME et de la Région

largement inférieur lorsque la comparaison est ramenée à la tonne de produit brut (voir graphique ci-dessous).

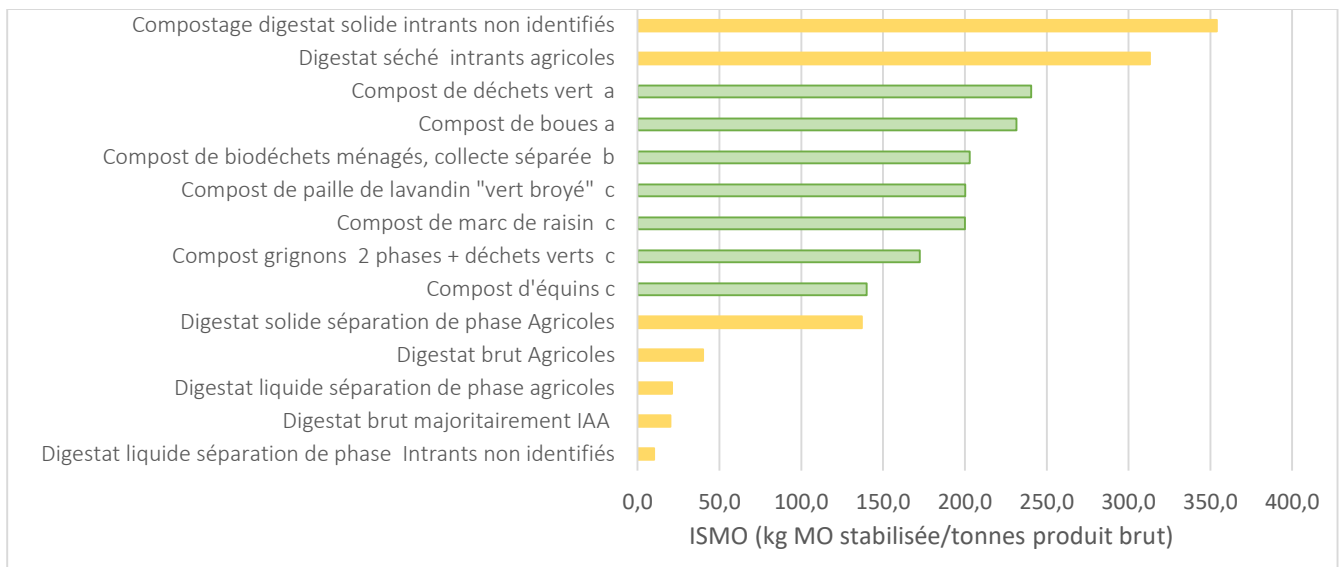


Figure 6 : Comparaison de l'ISMO en kg de Mo stabilisée apportée par tonnes de produit brut - Source GERES

a Données issues des analyses de composts collectées en Provence Alpes Côte d'Azur en 2014 et 2015– Février 2017, Blaise Leclerc avec 5 plateformes pour les composts de boues et 3 plateformes pour les composts de DV

b Etude comparative de la qualité des composts et de digestats issus de la fraction fermentescible d'ordures ménagères collectées séparément ou en mélange (2012). Ineris

c Chambre Régionale d'Agriculture Provence-Alpes-Côte d'Azur (2017). Schéma Régional Biomasse de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur - Lot 2 : Étude sur les options de valorisation matière (valorisation sous la forme d'éco-matériaux) ou énergie des résidus de culture. Rapport final volume 2 - Valorisation matière des biodéchets en agriculture.

Ainsi un digestat brut apportera 5 à 10 fois moins de MO stabilisée par tonne comparé à un compost de DV, 10 à 20 fois moins pour le digestat liquide. A l'inverse, les digestats solides compostés et séchés apporteront approximativement 1.5 fois plus de MO stabilisée comparé aux composts. Quel que soit le post traitement, les digestats issus d'intrants agricoles semblent pouvoir fournir davantage de MO stabilisée par tonne de MB.

Rappelons ici que l'ISMO est un indicateur de la stabilité des matières organiques apportées au sol, qui ne renseigne pas sur tous les effets positifs des matières organiques sur les propriétés des sols.

La stabilité structurale, qui conditionne l'aération du sol et l'enracinement, est davantage augmentée par l'apport de matières organiques labiles que de matières organiques stabilisées, car ce sont les micro-organismes du sol (en consommant ces matières organiques labiles) qui forment les agrégats responsables de cette stabilité. Les amendements organiques à ISMO faibles augmentent donc plus rapidement la stabilité structurale que les amendements à ISMO élevés. Pour d'autres propriétés des sols, comme la capacité de rétention en eau ou la capacité d'échange cationique (CEC), ce sont des amendements organiques à ISMO plus élevés qui seront les plus efficaces. L'ISMO d'un produit doit donc être interprété en fonction des propriétés des sols que l'on cherche à augmenter. Il ne sert pas à discriminer les amendements organiques entre eux (sous-entendu qu'un produit à ISMO élevé serait « meilleur » qu'un autre à ISMO plus faible).

3. Calcul de l'efficacité des digestats à augmenter les stocks de C dans les sols

Approche méthodologique



La simple comparaison des concentrations en C organique avant et après application de digestats ne permet pas d'évaluer l'efficacité des digestats à augmenter les stocks de C des sols, notée C_{eff} . En effet, celle-ci est calculée selon : $C_{eff} = [\text{Stock C avec digestat} - \text{Stock C dans un traitement témoin}] / \text{C digestat}$
Où :

- ▶ Stock C avec digestat : stock de C mesuré dans l'horizon d'enfouissement du digestat (tC/ha)
- ▶ Stock C témoin : stock de C mesuré dans le même horizon dans un traitement témoin sans apport de digestat (tC/ha). Le traitement témoin privilégié est un traitement sans apport de digestat mais recevant une fertilisation minérale. En effet, les différences de stocks de C peuvent, en plus des apports de digestat, provenir des résidus de récolte plus ou moins abondants en fonction des rendements. Une fertilisation minérale permet ainsi d'assurer des rendements similaires à ceux du traitement avec digestat. Les différences de stocks de C sont alors bien dues aux apports de digestat uniquement.
- ▶ C digestat : quantité totale de C apportée par le digestat depuis la mise en place de l'essai (tC/ha)

Pour calculer ces stocks de C, il est nécessaire de connaître la profondeur d'enfouissement du digestat, de labour, de prélèvement des sols pour l'analyse. Il faut également connaître la densité des horizons étudiés, puisque le stock de C se mesure selon :

$$\text{Stock C (T C/ha)} = \text{Profondeur horizon (m)} * 10\,000 \text{ m}^2 * \text{teneur en C (g/kg)} * \text{densité}/1000$$

Evolution des stocks de carbone du sol

Selon le Groupement d'intérêt scientifique Sol (Gis Sol) « L'état des sols en France », novembre 2011, le carbone transformé en méthane est autant de carbone qui ne se transformera plus en humus et qui peut induire une baisse du taux de matière organique dans le sol. Depuis, plusieurs chercheurs se sont intéressés à la question et ont proposé une approche plus globale du bilan humique pour le sol, en comparant différents processus de transformation de la MO, notamment en système polyculture – élevage. Wentzel *et al.* (2015)³⁸ ont comparé l'application d'effluents d'élevage bruts et digérés sur des sols allemands pendant 25 ans. Bien que le digestat apporte moins de carbone que l'effluent d'élevage brut, le carbone organique total du sol n'est pas affecté : le sol contient la même quantité avec apports réguliers d'effluents bruts ou d'effluents digérés. En effet, ces derniers permettent une augmentation des rendements due à un apport plus efficace d'azote (sous forme ammoniacale), et donc un enrichissement du sol en carbone organique via les racines, compensant la perte initiale de carbone sous forme de méthane dans le digesteur.

Thomsen *et al.* (2013)³⁹ ont ainsi mis en évidence que la part de C retenue dans le sol est similaire si les résidus de fourrages ou effluents (avec digestion animale du fourrage) sont incorporés directement dans le sol ou après traitement de méthanisation, avec environ 12 à 14 % de C initial des végétaux.

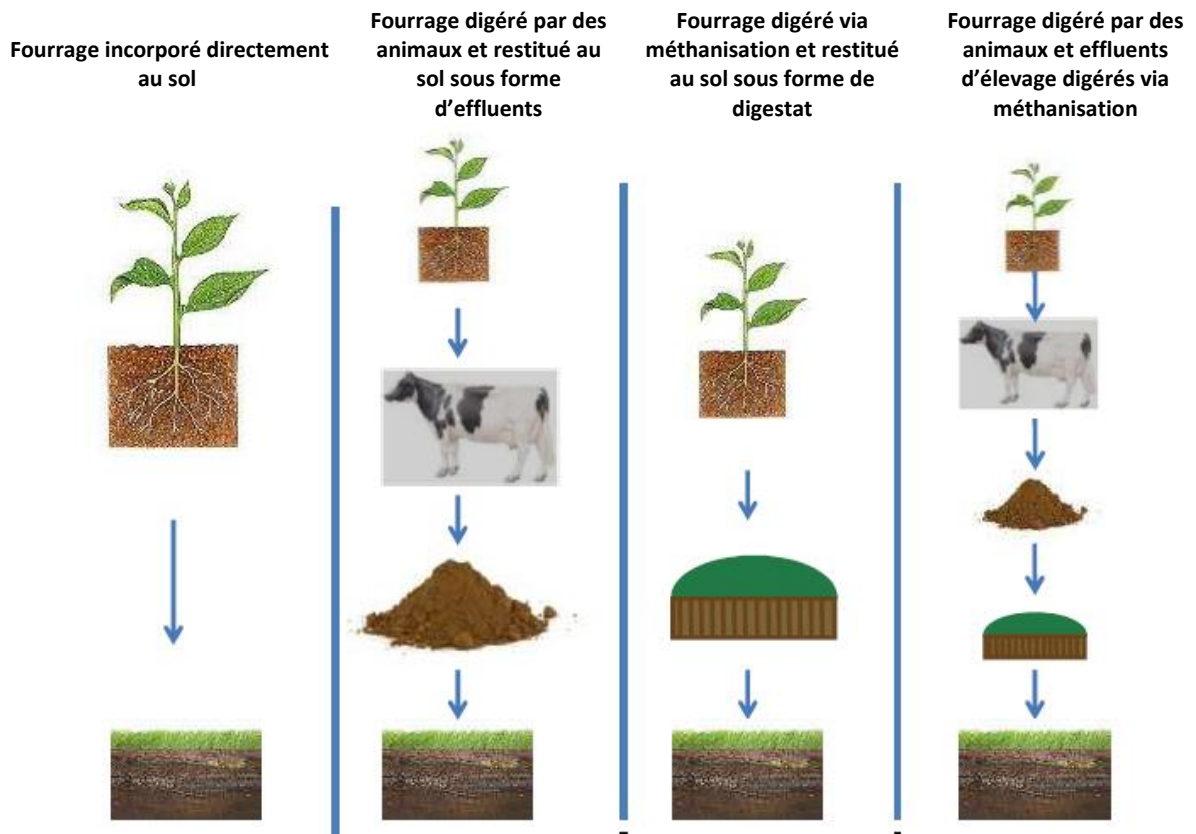
La biomasse fourragère enfouie sans transformation restitue 100 % de son carbone au sol, la biomasse fourragère digérée par le méthaniseur ne restitue que 20 % de son carbone initial. De la biomasse qui aurait été consommée par le troupeau et restituée au sol sous forme de lisier ou de fumier restitue 30 % de son carbone tandis qu'une transformation anaérobie supplémentaire ne permettrait de restituer que 16 % du carbone au sol.

Après retour au sol, ce carbone subit de nouvelles transformations microbiologiques. **Une partie seulement alimentera l'humus du sol à moyen et long terme.** La part du carbone restitué qui alimente

³⁸ Wentzel S, Schmidt R, Piepho HP, Semmler-Busch U, Joergensen RG, 2015, Response of soil fertility indices to long-term application of biogas and raw slurry under organic farming. *Applied Soil Ecology* 96,99–107.

³⁹ Thomsen I.K., Olesen J.E., Møller H.B., Sørensen P., Christensen B.T. (2013). Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces, *Soil Biol. Biochem.*, 58, 82-87.

l'humus du sol représente 14 % pour une biomasse non transformée, 48 % pour un fumier, 58 % pour de la biomasse digérée par méthanisation et 76 % pour un fumier également digéré par méthanisation. Ainsi le digestat, dont les quantités de carbone sont fortement réduites après transformation, contient un carbone avec un fort potentiel d'humification. L'étude conclut donc que, à long terme, les restitutions du carbone actif par les différents produits de la chaîne sont proches.



Part de carbone de la plante restituée au sol (% C initial)	100%	30%	20%	16%
Proportion du C dégradé dans le sol	86%	52%	42%	24%
Bilan du C humifié (% C initial)	14%	14.4%	11.6%	12.2%

Figure 7 : Résultats des essais de Thomsen et al. (2013)

Si le digestat et les fumiers se valent sur le plan du retour de carbone actif au sol, le **bilan humique global doit cependant être évalué au regard des doses épandues et des pratiques culturales mises en œuvre.**

Bodilis *et al.* (2015)⁴⁰ ont également fait cet exercice avec une simulation selon le modèle AMG⁴¹. L'introduction de la méthanisation dans les systèmes agricoles ne devrait pas bouleverser fondamentalement le bilan humique des sols. La méthanisation semble atténuer ou stabiliser les tendances déjà amorcées. L'hypothèse selon laquelle la biomasse exogène à l'exploitation valorisée dans le méthaniseur apporterait du carbone supplémentaire aux parcelles concernées par l'épandage

⁴⁰ Bodilis A.-M., Trochard R., Lechat G., Airiaud A., Lambert L., Hruschka S. (2015) : "impact de l'introduction d'unités de méthanisation à la ferme sur le bilan humique des sols. Analyse sur 10 exploitations agricoles de la région Pays de la Loire", Fourrages, 223, 233-239.

⁴¹ Modèle Andriulo Mary et Guerif, dérivé du modèle Hénin-Dupuis et qui différencie 2 pools de MO aux dynamiques différentes dans le temps



de digestat a cependant été infirmée. L'exportation de biomasse supplémentaire (Cultures Intermédiaire à Vocation Énergétique ou cultures intermédiaires) pour alimenter le méthaniseur ne semble pas non plus diminuer le bilan humique.

En conclusion, ces premiers résultats n'indiquent pas de baisse notable de quantité de carbone stocké dans le sol à moyen et long terme. Cependant, ils doivent être pris avec précaution car l'introduction d'un méthaniseur, notamment à la ferme, s'accompagne souvent d'évolution de pratiques qui peuvent être source de carbone supplémentaire (couverts végétaux pour l'alimentation du méthaniseur, quantités apportées, etc.) ou inversement.

L'évolution des stocks de carbone dans le sol dépend donc essentiellement du stock de départ et des choix d'itinéraire technique de l'exploitant (parcelles épandues, quantités, introduction de Cultures Intermédiaire, etc.).

En première approche, l'outil de simulation **Carbo PRO**, développé par Veolia Environnement Recherche et Innovation (VERI) et l'INRA de Grignon, permet d'estimer l'évolution du stock de carbone dans le sol en fonction du Produit Résiduaire Organique (PRO) utilisé et des caractéristiques physico-chimiques du sol. Les digestats de méthanisation sont inclus dans les PRO étudiés. Une simulation sur le stockage de carbone potentiel en un nombre d'années déterminés ainsi que sur les propriétés des sols (CEC, Réserve en eau utile et stabilité structurale) est alors rendue disponible. A noter qu'il s'agit d'une modélisation : les résultats doivent être interprétés avec précaution.



Valeur fertilisante azotée du digestat

I. Processus biochimiques et méthodologies de calcul de la valeur fertilisante azotée

1. Processus biochimiques

Lors de la méthanisation, l'ammoniac réagit avec l'eau du milieu anaérobie pour former de l'ammonium⁴². C'est cet ammonium qui se retrouve dans le digestat. La nitrification par les bactéries du sol transforme l'ammonium en nitrate, assimilable par la plante, dans un délai pouvant aller de quelques jours à quelques semaines. Des pertes sous formes de protoxyde d'azote ou d'oxyde d'azote peuvent survenir durant ce processus (cf. Figure 1, chapitre précédent).

La production d'ion hydroxyde (OH⁻) concomitante à celle d'ammonium augmente le pH du milieu, ce qui explique le caractère basique du digestat⁴³.

Le stock d'azote total reste cependant constant par rapport aux intrants non digérés, mais les concentrations finales sont plus fortes, du fait de la perte d'une quantité de carbone sous forme de biogaz durant le procédé de méthanisation (Tambone *et al.*, 2009).

Quand le digestat est apporté au sol, une partie du carbone sert comme source d'énergie pour la microflore du sol et l'azote sert de nutriment. Un phénomène de réorganisation de l'azote minéral est souvent observé : dès l'apport du digestat au sol, l'activité microbienne du sol est renforcée avec la production de nouvelles cellules car son incorporation apporte une source d'énergie carbonée. Or pour produire ces cellules il faut une quantité proportionnelle d'azote, qui entre dans la composition de nombreuses molécules essentielles. Si la matière organique apportée ne contient pas suffisamment de N pour satisfaire à cette demande, les microorganismes prélèveront (et donc immobiliseront) du N de la solution de sol pour pouvoir croître : c'est le phénomène surnommé faim d'azote.

Pour le digestat brut et liquide, avec un ratio C/N plus faible comparé au digestat solide, une étude⁴⁴ rapporte que le taux de minéralisation net de l'azote est positif. Par contre, pour le digestat solide, on observe une **immobilisation nette de l'azote**, même à moyen terme (180 jours). En effet, le ratio C/N est plus important, le carbone organique ayant principalement migré dans cette phase, avec de surcroît des molécules moins facilement biodégradables⁴⁵ : il faudra donc plus d'azote que celui contenu dans le digestat. Cette forte biodégradation du carbone organique s'accompagnant d'une importante demande en oxygène, appauvrissant ainsi le sol en oxygène et favorisant la perte d'azote généralement sous forme de protoxyde d'azote (dénitrification). Après cette immobilisation d'azote ammoniacal, une minéralisation a lieu produisant des quantités importantes d'azote nitrique, augmentant ainsi la teneur en azote minéral du sol.

2. Méthodologies de calcul

Comme vu dans le premier chapitre, il existe plusieurs méthodologies pour approximer la valeur fertilisante azotée d'un digestat : Le **CAU**, le **K éq** et la **disponibilité potentielle en N du digestat** et le rapport entre l'azote total apporté et l'azote qui se retrouve dans la culture. On retiendra ici le K éq comme approche de valeur fertilisante azotée **à court terme** car ce coefficient est évalué via des expérimentations en champ et a une valeur réglementaire. Il estime la dose d'engrais minéral de référence qui aura le même effet sur la culture que l'azote total du produit. Le K éq est égal à : **CAU du**

⁴² $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$

⁴³ L.J. Meille. (2016). Valeur fertilisante azotée des digestats de méthanisation de trois unités de la Dordogne, casdar Meth@+.com

⁴⁴ D. Cavalli, M. Corti, D. Baronchelli, L. Belchini, P. Marino Gallina. (2017). CO₂ emissions and mineral nitrogen dynamics following application to soil of undigested liquid cattle manure and digestates. Geoderma 308 (2017). 26-35

produit /CAU engrais minéral de référence, le CAU de l'ammonitrate pouvant varier de 50 à 95 % suivant les conditions d'applications

II. Paramètres influençant la valeur fertilisante azotée des digestats

La valeur fertilisante en N du digestat dépend de :

- ▶ **Son contenu en azote minéral, variant en fonction des intrants digérés et des post-traitements** : Plus de la moitié de l'azote organique contenu dans les intrants digérés bruts se retrouve sous forme d'ammonium (NH_4^+), rapidement mobilisable par les végétaux, conférant un **fort potentiel fertilisant**.
- ▶ **La vitesse de minéralisation de la fraction organique de l'azote des digestats**. Cette vitesse de minéralisation dépend du type d'intrants et des conditions du milieu (températures et humidité du sol principalement). La minéralisation de l'azote organique semble cependant jouer un **rôle mineur dans la valeur fertilisante**⁴⁶ : peu d'azote organique reste dans le sol après une saison culturale, réduisant ainsi l'effet à long terme de l'azote dit résiduel ainsi que le lessivage de l'azote à long terme. A nuancer cependant en fonction des types de post-traitement.
- ▶ **Le phénomène de volatilisation de l'azote ammoniacal, qui peut atteindre dans certains cas 100 % de l'azote minéral**. Ce phénomène est également fonction du type d'intrants, des posts traitements, des conditions de stockage, d'épandage et pédoclimatiques. La volatilisation ammoniacale sera traitée dans le chapitre suivant : digestat et impacts environnementaux.

La valeur fertilisante azotée du digestat est donc **fonction des intrants (rapport C/N du produit, teneur en azote), du procédé de la digestion, des post-traitements appliqués, des conditions de stockage et d'épandage ainsi que des conditions pédoclimatiques (efficacité de l'utilisation microbienne du carbone et de l'azote et rapport C/N, biomasse microbienne du sol, température, humidité, climat le jour de l'apport)**.

III. Efficacité de l'azote contenu dans les digestats

1. K éq azote

D'après Albert (2007)⁴⁷, l'efficacité moyenne de l'azote en K éq pour du digestat brut est de **40 à 60 % à court terme**, reconfirmé par les derniers essais de VADIM, VADIMETHAN, EFELE pour les **céréales** avec une **moyenne de 41 %**. **Le comportement fertilisant en azote du digestat brut est comparable à celles de lisiers de porcs ou de volailles**. Un intrant et son digestat brut se distingueront cependant : l'intrant non digéré possède moins d'azote ammoniacal et donc entrainera une nitrification moindre donnant ainsi des teneurs en azote minéral inférieures à celles obtenues à partir du digestat. Cependant, le risque de pertes par volatilisation est augmenté : il est donc impératif d'utiliser de bonnes pratiques agricoles pour le stockage et l'épandage du digestat afin de tirer parti de sa valeur fertilisante. **Le tableau 6 ci-après synthétise les différents K éq mentionnés dans la littérature en fonction du post traitement, du type d'intrants et des cultures.**

2. Influence sur les rendements culturaux

⁴⁶ L. Jordan Meille (2016). Évaluation de la valeur fertilisante azotée de digestats de méthanisation. Approche par biotests et test au champ. Projet Casdar meth@+.com

⁴⁷ Albert (2007) Wirksamkeit organische Dünger, Berechnung der planzenbaulichen Wirksamkeit der Nährstoffe organischer Dünger, Lebensministerium, Saächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.

À dose équivalente d'azote, plusieurs auteurs ont obtenu des rendements similaires aux engrais minéraux (Ortenblad, 2000 ; Odlare *et al.*, 2011 ; Tilvikiene *et al.*, 2010 ; Kapuinen et Regina, 2010) ou aux lisiers de porcs (Loria *et al.*, 2007 ; Chantigny *et al.*, 2008 ; Gagnon *et al.*, 2012) en épandant des digestats. Dans certains cas, les rendements ou la qualité des récoltes sont supérieurs avec les digestats, alors que d'autres études rapportent des effets négatifs. Outre les propriétés intrinsèques des digestats, l'efficacité de l'azote au champ varie en fonction de plusieurs facteurs comme les conditions pédoclimatiques et les modalités d'épandage.

Plusieurs essais d'épandages ont été réalisés sur plusieurs types de plantes et avec différents types de digestats. La diversité des conditions expérimentales et des contextes pédoclimatiques rend difficiles les comparaisons entre les études (Smith *et al.*, 2010).

Le tableau en annexe synthétise certains résultats obtenus sur les rendements, en fonction des conditions d'expérimentations.

Tableau 8 : Tableau de synthèse des différents K eq mentionnés dans la littérature, compilation des données par le GERES

Post traitement	Type intrants	Céréales			Oléagineux			Prairies	Maraîchage						
		Blé apport printemps	Céréales apport automne	Maïs	Colza printemps	Colza semi (fin été)	Tournesol		Epinars printemps	Epinard été	Haricots printemps	PDT printemps	Choux Poireaux été	Culture légumière printemps	Culture légumière été
Digestat Brut	Non précisé	0.6 - 0.65 -	0.38	0.7 - 0.5	0.8	0.65	Nc.	0,65	0,6	0,65	0,6	0,65	0,7	0,6	0,7
	Principalement lisier porc/volailles	0.44* -0.29	Nc.	05-0.7 avec pendillards 0.7-0.9 avec injection 04-0.6 avec 2 dates d'apports	0.6 à 0.8	Grande variabilité	Nc.								
	Principalement lisier bovin	0.3*	Nc.	Nc.	Nc.	Nc.	Nc.	0,57							
	Principalement fumier bovin	0.22* - 0.25	Nc.	Nc.	Nc.	Nc.	Nc.								
	Principalement déchets IAA	0.55** 0.63	Nc.	Nc.	Nc.	Nc.	Nc.								
Digestat liquide suite séparation de phase	Non précisé	0.6 - 0.6 - 0.75	Nc.	0.7 - 0.75	0.6	0.65 - 0.65	0.75	0,65	0,6	0,65	0,6	0,65	0,7	0,6	0,7
Digestat solide suite séparation de phase	Non précisé	0.45 - 0.12 - 0.45	0.3	0.5 - 0.45	0.45	0.45 - 0.35	0.45	0,55 - 0,32	0,4	0,45	0,45	0,45	0,45	0,4	0,45
Digestat composté	Non précisé	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	Nc.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,05
Digestat séché	Agricole et IAA							0,17							

Sources : Comifer 2017, GREN Bretagne 2017, essais VADIM 2013-2015, Etude préalable épandage SAS Metha Bressandière, septembre 2017, réalisée par la Chambre d'Agriculture de la Vienne, Essais Méthaneo aux champs 2010, essais champs metha@+.com Dordogne 2015, essais VADIMETHAN 2015

*Les sources VADIM sont exprimées en Coefficient d'Azote d'Utilisation et non en K eq. Pour rappel, on a : $KeqN = CAU N PRO / CAU N ammonitrate$. Le CAU d'un engrais comme l'ammonitrate peut varier de 50 à 95 % suivant les conditions d'applications. On prendra ici la valeur de 91 %, suite aux résultats obtenus par Lamber *et al.* (2012). Comparaison de l'urée et de l'ammonitrate en essais de longue durée, synthèse de 10 ans d'expérimentation

**différence statistique significative/autres CAU Digestats



Les posts traitements semblent jouer un rôle prépondérant dans la disponibilité immédiate de l'azote et l'on peut ainsi classer les digestats de la manière suivante, en terme de **valeur fertilisante K éq à court terme (une année culturale) : Digestats liquides > Digestats bruts > Digestats solides > Digestats compostés ~ Digestat séché.**

Les essais de Vadimethan ont ainsi mis en avant un **K éq N 2 fois plus élevés dans la fraction liquide comparé au même digestat brut**, pour un épandage sortie hiver sur culture de blé.

Les **digestats solides ont un K éq de 1.5 à 6 fois moins importants** comparé à la **phase liquide** d'un même digestat selon les essais.

Enfin les **digestats compostés semblent avoir un K éq 3 fois moins élevé** comparés à la **phase solide** du digestat.

Par ailleurs, à noter une différence également entre les **digestats liquides ou bruts, avec un azote organique quasiment pas disponible** la première année d'application, contrairement à des **digestats solides ou séchés**, où l'azote organique apparaît comme un peu plus disponible avec un pic de **minéralisation** ne dépassant pas les **20 % de N organique**⁴⁸.

Les résultats sont plus controversés lorsque l'on s'intéresse à la nature des intrants digérés : selon le rapport de l'ESCo (2014), ce sont les digestats d'origine agricole qui ont une plus forte disponibilité potentielle (grâce à la plus forte proportion d'effluents d'élevage) d'azote, comparé aux digestats urbains. Or les derniers essais montrent un **K éq significativement plus important pour les digestat issus de déchets agroalimentaires, sur des essais blé ou ray grass.**

Les conditions d'épandage jouent quant à eux fortement sur le K éq : un digestat liquide appliqué en surface peut **perdre de 35 à 100 % de son azote** ammoniacal (Oost et Toffoli 2011, Nyord *et al.*, 2008, ESCO 2014). Un enfouissement apparaît comme nécessaire, avec des pertes qui peuvent être réduites à 2-3 % par exemple grâce à l'utilisation de disques de semis dans l'horizon même superficiel (5-7 cm). Les **conditions climatiques le jour de l'apport et suivant le jour de l'apport**, semblent aussi être un facteur fort d'explication de la variabilité observée sur certains essais au champ, car ce paramètre influence largement la volatilisation de l'azote ammoniacal et on peut supposer qu'elles peuvent expliquer les moins bonnes performances de l'apport fractionné testé sur le projet Vadimethan.

Par ailleurs, un apport fractionné de digestat brut sur maïs (apport sur semis en début mai puis fin juin, essais VADIM) ne semble pas améliorer le K éq global, avec *a contrario* une baisse de l'efficacité de l'azote remarquée.

Enfin, on observe aussi un **effet du passé de la fertilisation : plus on ajoute du digestat, plus la plante absorbe de l'azote**. On peut donc penser que la valeur fertilisante du digestat augmentera avec le nombre d'années d'épandage. Le même phénomène est observé avec des engrais de type ammonitrate et urée.⁴⁹

⁴⁸ L. Jordan Meille, C. Morel, X. Salducci, J. Michaud. (2017) Valeur agronomique (C,N,P) de digestat de méthanisation d'origine agricole et agro-alimentaire en Dordogne.

⁴⁹ Assemblée générale du RMT Fertilisation & Environnement –Paris, le 14/15 janvier 2016 Synthèse de plus de 30 essais depuis 2011- Cultures de Céréales, Maïs, Prairie et Colza - Casdar « caractérisation», et DOSTE VADIM (ADEME)

IV. Préconisations d'épandage

Du fait de l'importance de la volatilisation de l'azote ammoniacal pour les digestats bruts et liquides, il est préconisé de :

- ▶ **Enfouir le digestat rapidement (6 h maximum après épandage) : réduction des pertes de 50 à plus de 90 % . :**

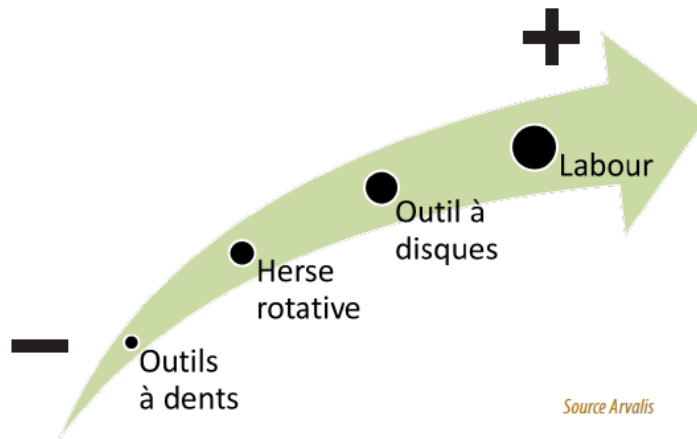


Figure 8 : Efficacité des différents moyens d'enfouissement du digestat, source Arvalis – Institut du végétal

- ▶ Epandre par **temps nuageux et frais** (mais pas par froid), avec absence de vent et de pluie dans les 24 h suivant l'épandage et dans des terrains non gorgés d'eau
- ▶ Epandre le digestat en **fin de journée pour avoir des températures moins élevées** : pertes variant de 13 % - 10 % et 4 % pour un apport le matin, midi ou soir, selon Ni *et al.* (2012)
- ▶ **Ne pas épandre sur sol nu mais épandre les DB et DL au plus près de la période d'absorption de l'azote minéral** des cultures réceptrices pour éviter les pertes par lixiviation des nitrates issus de la nitrification de l'azote ammoniacal

Valeur fertilisante phosphatée du digestat

I. Processus biochimiques et méthodologies de calcul de la valeur fertilisante phosphatée

1. Processus biochimiques

Le phosphore est une ressource non renouvelable extrait des roches sédimentaires. La France n'a pas de gisements sédimentaires de phosphates naturels sur son territoire. Les gisements de phosphates naturels constituent la matière première à partir de laquelle sont fabriqués tous les engrais phosphatés.

Durant le processus de digestion anaérobie, le phosphore est en théorie conservé dans le digestat. Certains auteurs indiquent cependant de faibles pertes en P (inférieures à 10 % pour Schievano *et al.* 2011) tandis que d'autres observent des pertes jusqu'à 36 % (Marcato *et al.* 2008). La raison est probablement la rétention et l'accumulation du phosphore sous forme solide dans le réacteur suite à une précipitation (Möller and Müller 2012).⁵⁰

A l'inverse de l'azote, le phosphore est principalement sous forme solide dans le digestat brut, convertit en orthophosphate (ou phosphate de calcium) et struvite. Par exemple, Zhang *et al.* (2012) ont observé sur des échantillons de 9 digestats d'origine agricole une moyenne de 70 % du phosphore sous forme solide, contre 30 % dans le liquide interstitiel.

La proportion entre phosphore soluble et solide varie néanmoins selon les co-substrats et la gestion du méthaniseur, avec notamment une forte influence du pH. Paavola *et al.* (2008) ont montré que le P sous forme solide augmentait au cours du stockage du digestat, réduisant de ce fait la quantité de phosphore soluble disponible.

L'épandage de digestat semble également accroître la disponibilité du stock de P initial du sol pour les cultures, davantage qu'un fertilisant minéral ou des effluents d'élevage. **Dans les sols calcaires, où le pH et la teneur en carbonate sont élevés, le phosphore est souvent moins disponible pour les plantes. L'apport de digestat peut apparaître comme une stratégie intéressante pour couvrir les besoins en phosphore des cultures dans ce type de sols**⁵¹.

2. Méthodologie de calculs

La fertilisation phosphatée a pour objectif de compléter l'offre du sol en phosphore phytodisponible et de remplacer les sorties de P dans les organes récoltés et exportés (rendement en grains ou autres et, éventuellement les résidus de culture lorsqu'ils ne sont pas restitués).

Il existe plusieurs méthodologies pour approcher le K éq –TSP (Triple Super Phosphate, engrais de référence utilisé, teneur en P₂O₅ = 45 %), ce qui explique les grandes variabilités trouvées pour le calcul de ce coefficient.

Le prélèvement de phosphore par les plantes est le résultat de l'interception par les racines d'une fraction du phosphore phytodisponible du sol et du phosphore ajouté par les digestats. Le prélèvement total est donc la somme de deux prélèvements. La valeur fertilisante phosphatée suppose que la

⁵⁰ Cyril Marcilhac. (2014). Étude des conditions de culture d'un écosystème complexe microalgues / bactéries : application au développement d'un procédé d'extraction-valorisation des nutriments issus des digestats. Thèse de doctorat en chimie dans le cadre de l'École doctorale Sciences de la matière (Rennes).

⁵¹ J.A. Albuquerque, C. de la Fuente, M. Campoy, L. Carrasco, I. Nájera, C. Baixauli, F. Caravaca, A. Roldán, J. Cegarra, M.P. (2012) Bernal, Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *European Journal of Agronomy* 43 (2012) 119– 128

contribution du phosphore du sol est invariante. En cas d'interaction positive ou négative de l'apport sur l'interception par les racines, la variation de prélèvement (digestat testé – contrôle non fertilisé) est différente de la quantité effectivement prélevée de phosphore dans le digestat. Si l'interaction est positive comme par exemple dans le cas d'un sol déficient en phosphore phytodisponible, la croissance des racines sera plus ou moins stimulée et le prélèvement de phosphore phytodisponible du sol sera plus élevée que celui du témoin. La variation de prélèvement (digestat testé – contrôle non fertilisé) surestimera dans ce cas la part du digestat dans la nutrition phosphatée de la plante. **L'emploi d'une technique de marquage permet de discerner les 2 prélèvements de phosphore par les racines (sols et digestat) et d'apprécier s'il y a eu une interaction positive ou négative et est donc à privilégier.**

II. Paramètres influençant la valeur fertilisante azotée des digestats

La valeur fertilisante en P du digestat dépend de :

► Son contenu en phosphore, variant en fonction des intrants digérés :

Leurs teneurs en P total sont extrêmement variables. Elles varient de 4 à plus de 20 g P/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus du traitement des eaux usées (boues de STEP), avec jusqu'à 21.2 g P/kg MS. Les digestats issus de la méthanisation du lisier de porc et des sous-produits animaux connaissent eux aussi des teneurs élevées, mais légèrement inférieures. A l'opposé les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets et de déchets verts⁵².

► Son contenu en phosphore, variant en fonction des post-traitements :

On a par ordre décroissant (en % MS) : **P digestat liquide issus presse à vis > digestat brut > P digestat séché > P digestat fraction solide séparation par centrifugeuse > P digestat fraction solide séparation par presse à vis > digestat composté**⁵³

En effet, la phase liquide qui contient des orthophosphates conserve une valeur fertilisante en phosphore plus importante que la phase solide du digestat ou qu'un compost, le compostage abattant la concentration de P du digestat.

Ce classement permet d'estimer la concentration en phosphore dans le digestat. Cependant, si on raisonne en % MB, on obtiendra un ordre différent, les produits les plus riches en MS permettant d'apporter davantage de P (en % MB) : **P digestat séché > P digestat composté > P digestat fraction solide séparation par centrifugeuse > P digestat fraction solide séparation par presse à vis > digestat brut > digestat liquide.**

⁵² Expertise Scientifique Collective sur les Matières Fertilisantes d'Origine Résiduaire (MAFOR). (2014) Rapport final– Chapitre 3 : Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers.

⁵³ Jordan Meille L., Salduci X., Morel C, Michaud J. Valeur agronomique (C, N,P) de digestats de méthanisation d'origine agricole et agro-alimentaire de Dordogne. Projet CASDAR méth@+.com. 13èmes Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse Comifer Gemas. 2017, 8&9 novembre 2017, Nantes, France

III. Efficacité du phosphore contenu dans les digestats

La méthodologie avec technique de marquage a été utilisée dans le projet metha+@com : la disponibilité du P de tous les digestats (agricoles et territoriaux, avec différents post traitements) pour les plantes est identique à celle du TSP, résultat en accord avec celui de Grigatti *et al.* On a donc un coefficient de 100 %, avec le P contenu dans le digestat complètement substituable à celui des engrais phosphatés solubles.

Selon les essais réalisés avec le projet Vadimethan, il faut toutefois considérer cet élément disponible sur du moyen terme. Dans tous les cas ; la proportion non assimilée viendra augmenter le stock de P₂O₅ du sol qui alimentera la culture suivante.

Enfin, l'ajout de digestat au sol semble augmenter la disponibilité du stock de P déjà présent dans le sol (d'interaction positive de l'apport sur l'interception par les racines) comparé à une fertilisation avec effluents d'élevage ou fertilisants minéraux. Cette particularité du digestat pourrait être d'autant plus intéressante dans les sols calcaires, sols où le P est rendu moins disponible pour les plantes dû à un pH élevé et à un taux de carbonate élevé⁵⁴.

Attention cependant lors du raisonnement de l'apport du digestat : compte tenu du ratio P/N proche de 2/1, raisonner l'épandage des digestats sur une base azote se traduira par une fertilisation phosphatée souvent très excédentaire.

IV. Comparaison de l'efficacité fertilisée phosphatée des digestats par rapport à d'autres produits organiques

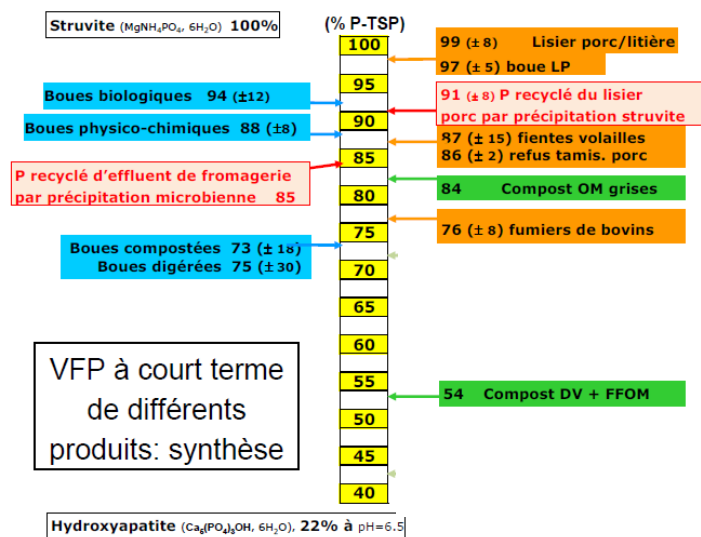


Figure 9 : Quelques K_{eq}-TSP de produits organiques, d'après Christian MOREL, journée de restitution du projet méth+@com, 24/11/2016

⁵⁴ J.A. Albuquerque, C. de la Fuente, M. Campoy, L. Carrasco, I. Nájera, C. Baixauli, F. Caravaca, A. Roldán, J. Cegarra, M.P. Bernal. (2012). Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *European Journal of Agronomy* 43 (2012) 119– 128

Valeur fertilisante en potassium du digestat

Peu de littérature traite cet élément, moins important dans la fertilisation des cultures.

Le potassium se retrouve sous forme dissoute et donc est **plus concentré dans la phase liquide après séparation de phase** (environ 80 % du K se retrouve dans la phase liquide). **Ainsi, il s'agira d'être vigilant pour un épandage de cette fraction sur des sols pauvres en calcium car un excès de potassium peut accentuer le risque de carence en calcium pour la plante, l'ion calcium entrant en compétition avec l'absorption racinaire d'autres cations comme le potassium.**⁵⁵ Selon les résultats de VADIMETHAN (essais au champ), le potassium sera disponible à **100 % dans la plupart des cas** pour les cultures réceptrices.

⁵⁵ M. Leblanc. La prévention des carences en éléments mineurs et secondaires en sol organique. CRAAQ

Effet du digestat sur les propriétés du sol

Il est très difficile de distinguer les effets d'un apport de matières organiques, méthanisées ou non, sur les sols. De nombreux facteurs sont en jeu, et souvent les pratiques antérieures sont mal caractérisées, ce qui rend complexe toute extrapolation. De plus, les comparaisons entre traitements se font souvent en équivalent MB ou apport d'azote, ne prenant pas ainsi en considération les pertes possibles massiques en autres éléments (C par exemple), rendant là encore difficile l'interprétation.

De manière générale, on observe dans de nombreux cas que la méthanisation joue un rôle bénéfique tant sur les propriétés physiques que sur les propriétés biologiques des sols : **augmentation de l'activité respirométrique, de l'activité nitrifiante des micro-organismes, de la biomasse bactérienne, de l'activité enzymatique, de la capacité d'échange cationique, plus grande abondance de lombrics**. On reporte également des cas contraires : par exemple sur des sols pauvres en calcaire et peu tamponnés, l'augmentation de la disponibilité des ions potassium peut provoquer une diminution du pH et dégrader la structure des agrégats du sol⁵⁶.

Mais la stabilité des agrégats, le pH, la teneur en matière organique du sol, sont aussi affectés par les pratiques culturales, et pas seulement par la nature des matières organiques apportées aux sols.

I. Effets sur les propriétés biologiques du sol

Selon plusieurs sources bibliographiques, peu de différence est constatée entre les digestats selon l'origine de leurs intrants⁵⁷. La littérature fait en grande majorité état **d'une augmentation de l'activité microbienne du sol**⁵⁸. En effet, et comme vu précédemment, l'épandage de digestat apporte une source d'énergie carbonée supplémentaire renforçant ainsi l'activité microbienne du sol avec la production de nouvelles cellules. Selon un essai au champ de 4 ans⁵⁹, l'application d'un digestat liquide à base de biodéchets ménagers a eu la plus grande stimulation microbienne, l'activité microbienne étant proportionnelle à la part de C facilement biodégradable. Elste *et al.* (2010) ont également observé une augmentation de la population de vers de terre.

Cette augmentation est cependant à **comparer avec des applications directes de substrat non fermentés**. Merz (1988), Reinhold *et al.* (1991), Schröder *et al.* (1996), et plus récemment Möller (2015) ont constatés une augmentation de l'activité plus faible avec le digestat par rapport aux intrants non digérés, sur du court terme. A long terme (plusieurs années), la différence entre digestat et intrants non digérés semble être non significative. De plus, cette augmentation de la vie biologique **semble dépendre des cultures** ; on observe sur les essais peu de différence entre effluent non digéré et digéré par exemple sur les champs cultivés alors que la différence semble être significative sur les

⁵⁶ C. Couturier, Solagro. (2014). La méthanisation rurale, outil des transitions énergétique et agroécologique et K. Möller. (2015). Effects on anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions and soil biological activity. A review. *Agron.Sustain.Dev* 35 : 1021-1041

⁵⁷ Forum transfontalier : valorisation des digestats dans les systèmes de culture du Rhin supérieur, LTZ Augustenberg, 18 mai 2017 et SPACE, « Les enjeux agronomiques et sanitaires des digestats, 16 septembre 2016.

⁵⁸ Albuquerque *et al.* 2012 ; Bachmann *et al.* 2011, 2014 ; Galvez *et al.* 2012 ; Kautz and Rauber 2007 ; Lošák *et al.* 2011 ; 2011 ; Ross *et al.* 1989 ; Schröder *et al.* 1996 ; Walsh *et al.* 2012, Clements 2013, Wentzel 2015 ; Odlare *et al.* 2008, etc.

⁵⁹ Odlare M, Pell M, Svensson K (2008) Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Manag* 28:1246–1253. doi:10.1016/j.wasman.2007.06.005

prairies⁶⁰. De même, les effets sur l'activité biologique du sol et sa structure semble être plus importants sur un sol sableux (Abubaker *et al.*, 2013).

A noter aussi que la communauté microbienne peut être influencée par les produits organiques apportés. Par exemple, Clements (2013) a mis en évidence que le ver du fumier (*Eisenia Fetida*) préfère le digestat alors que le ver de terre commun (*Lumbricus terrestris*) semble privilégier le lisier.

Par ailleurs, la fonction écologique de certains organismes décomposant la MO et minéralisant les nutriments du sol n'est plus stimulée de la même manière lors de l'épandage de digestat, une première décomposition ayant eu lieu par les organismes anaérobies durant le processus de méthanisation. Ainsi, des essais sur 25 ans ont été réalisés par Wentzel *et al.* (2015), comparant des parcelles amendées avec du lisier et d'autres avec du lisier digéré. Une baisse de la biomasse microbienne ⁶¹ s'attaquant au carbone a été observée, le carbone contenu dans le digestat étant sous forme plus récalcitrante.

Cependant, isoler le processus de méthanisation reste complexe, la méthanisation, en particulier agricole, induisant souvent des changements plus conséquents à l'échelle de l'exploitation.

II. Effet sur les propriétés physiques du sol

L'apport de digestat augmente la fertilité du sol par une diminution de la masse spécifique de sédimentation et une **augmentation de la Capacité de Rétenion en Eau (CRE)**, mais les essais n'ont été réalisés que sur du court terme (Garg *et al.* 2005 ; Beni *et al.* 2012)⁶².

Voelkner *et al.* (2017) ont également rapporté une amélioration de la CRE après incorporation du digestat dans différents sols sableux et argileux – limoneux, et cela malgré leur postulat de base (la méthanisation produit comme intermédiaires des acides gras qui peuvent amplifier le caractère hydrophobe du sol). Ce phénomène peut s'expliquer selon les auteurs ainsi qu'Hallett *et al.* (2002) par le ratio champignons/bactéries décroissant. En effet, un fort développement des communautés fongiques peut provoquer un effet hydrofuge. Or ce sont surtout les communautés bactériennes qui semblent se développer en présence du digestat⁶³.

Par ailleurs, la **stabilité des agrégats semble être renforcée** (Beck and Brandhuber 2012 ; Beni *et al.* 2012 ; Erhart *et al.* 2014 ; Frøseth *et al.* 2014).

Pour la Capacité d'Echange Cationique (CEC), la tendance n'est pas claire (Voelkner *et al.*, 2015) bien qu'une synthèse de Solagro de 2014 avance, en général, une CEC plutôt améliorée⁶⁴.

Concernant les potentiels effets négatifs, une accumulation de matières en suspension et de cations mono-valents (Na⁺, K⁺, NH₄⁺, etc.) peut jouer de manière négative sur la stabilité du sol en entraînant un phénomène de battance accrue⁶⁵.

⁶⁰ K. Möller. (2015). Effects on anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions and soil biological activity. A review. *Agron.Sustain.Dev* 35 : 1021-1041

⁶¹ Wentzel S, Schmidt R, Piepho HP, Semmler-Busch U, Joergensen RG, 2015, Response of soil fertility indices to long-term application of biogas and raw slurry under organic farming. *Applied Soil Ecology* 96,99–107.

⁶² Forum transfontalier : valorisation des digestats dans les systèmes de culture du Rhin supérieur, LTZ Augustenberg, 18 mai 2017 et SPACE, « Les enjeux agronomiques et sanitaires des digestats », 16 septembre 2016 et K. Möller. (2015). Effects on anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions and soil biological activity. A review. *Agron.Sustain.Dev* 35 : 1021-1041

⁶³ A. Voelkner, C. Diercks, R. Horn (2017). Compared impact of compost and digestate on priming effect and hydrophobicity of soils depending on textural composition. *SOIL Discussions*.

⁶⁴ C. Couturier, Solagro. (2014). La méthanisation rurale, outil des transitions énergétique et agroécologique.

⁶⁵ S. Menasseri ; Aubry (UMR INRA/AO sol agronomie et spatialisation). (2016). SPACE, « Les enjeux agronomiques et sanitaires des digestats », 16 septembre 2016.

III. Synthèse des effets sur le sol observés dans les essais au champ

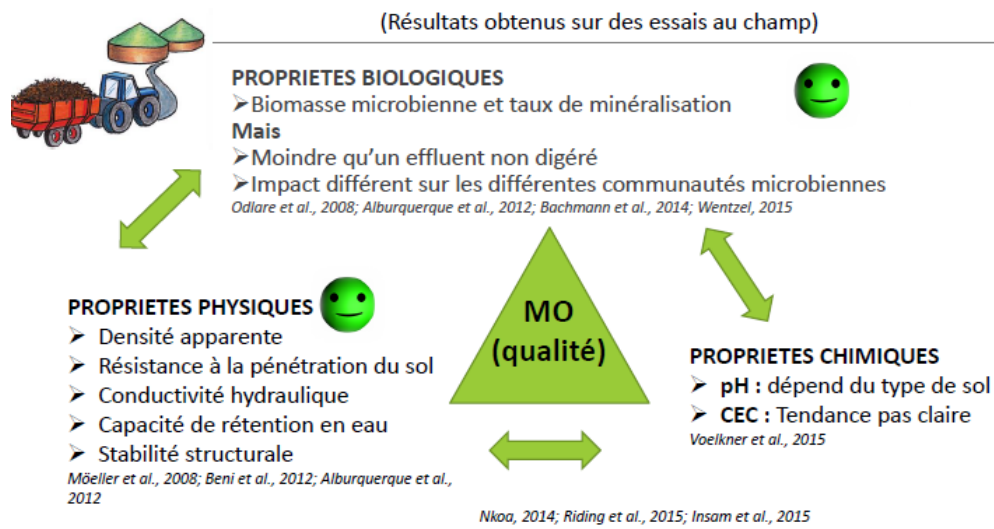


Figure 10 : Synthèse des effets constatés sur les propriétés des sols, selon essais au champ ; Menasseri et Aubry « 16 septembre 2016, SPACE, « Les enjeux agronomiques et sanitaires des digestats »

Innocuité environnementale et sanitaire du digestat

I. Innocuité environnementale

1. Emissions polluantes ou de Gaz à Effet de Serre (GES)

Plusieurs émissions peuvent avoir lieu lors de la méthanisation, comme l'illustre la figure ci-après. Concernant les émissions dues à la gestion du digestat, on peut distinguer 2 postes importants : émissions lors du stockage de ce digestat et émissions lors de l'épandage.

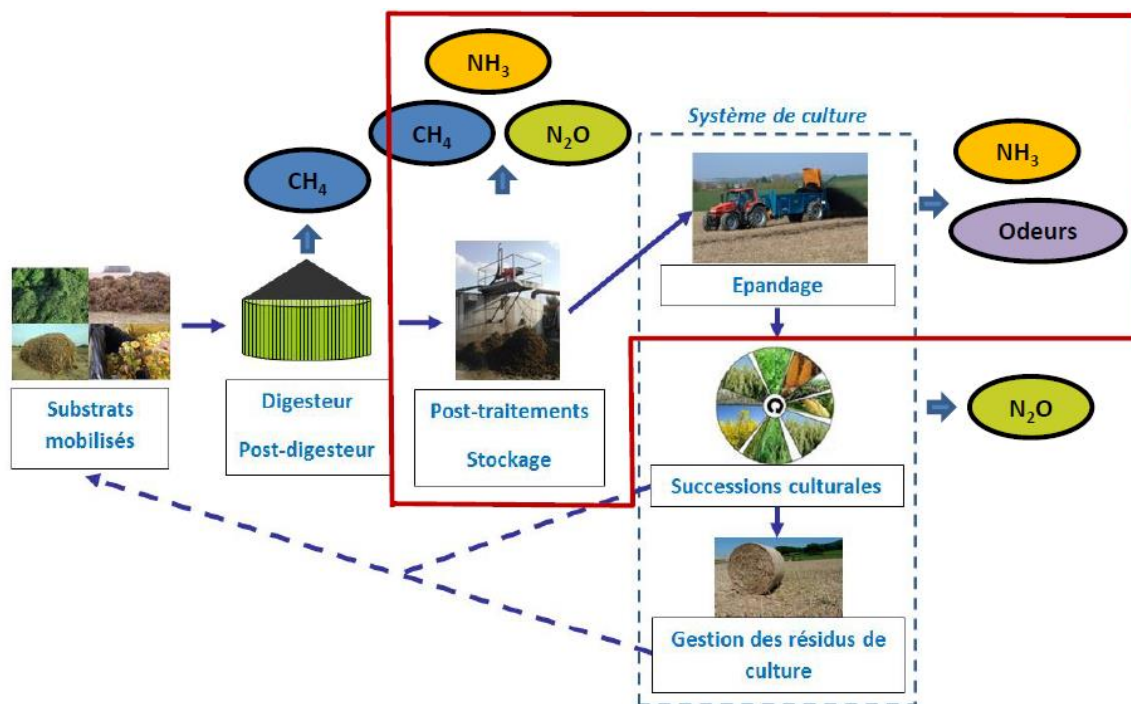


Figure 11 : Les émissions possibles lors du traitement de déchets organiques par méthanisation . Source Girault et al (2017). Impact des stratégies de post-traitement des digestats sur les émissions gazeuses à l'échelle de la filière, JRI 2017.

Les spécificités du digestat (cf. tableau ci-après) imposent des précautions lors de l'entreposage et l'épandage notamment par rapport aux émissions ammoniacales. **Les risques de volatilisation ou de lixiviation de l'azote ne sont pas à relier aux émissions de GES mais contribuent à la formation de matières particulaires dans l'atmosphère, l'acidification des sols et l'eutrophisation des cours d'eau** (Goebes et al., 2003). Par contre, les émissions de méthane (CH_4) et de protoxyde d'azote (N_2O) sont des GES, avec un Pouvoir de Réchauffement Global (PRG) respectivement de 30 et 265 fois plus important que le CO_2 sur une durée de 100 ans.

2. Processus liés aux émissions polluantes et GES

N_2O

Les émissions de protoxyde d'azote, ou monoxyde de diazote ou encore oxyde nitreux, N_2O , résultent principalement de deux transformations microbiennes dans le sol (Hénault et al., 2012) :

- ▶ La nitrification, qui permet la transformation de l'azote ammoniacal en nitrate par les micro-organismes ;
- ▶ La dénitrification, qui permet la transformation du nitrate en diazote gazeux en milieu appauvri en oxygène.

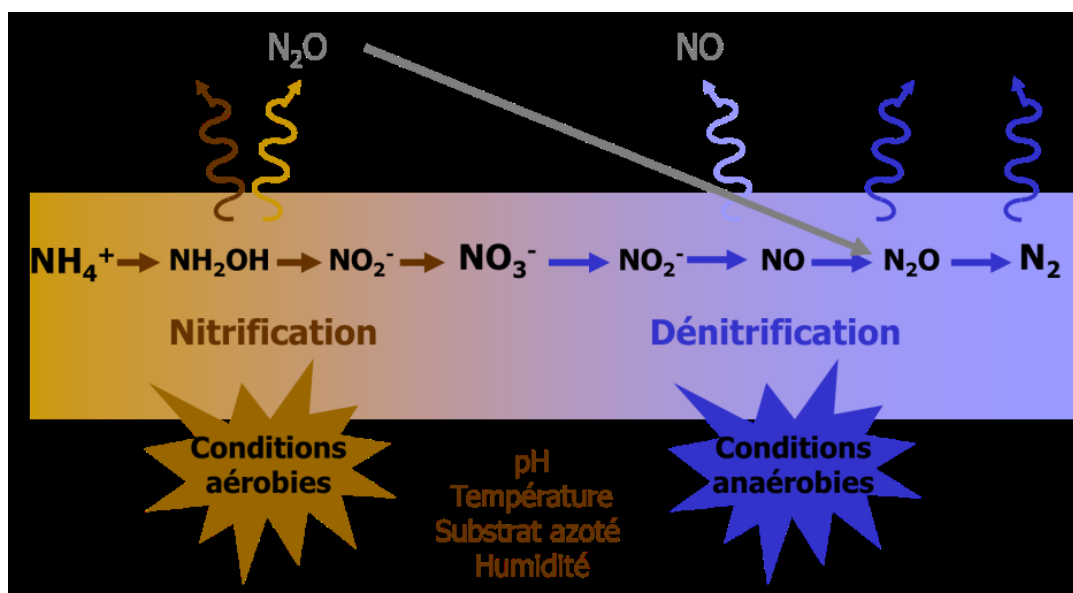


Figure 12 : Etapes de la nitrification et de la dénitrification dans les sols, MAFOR 2014

Comme l'indique la figure ci-dessus, plusieurs facteurs vont influencer ces émissions de N_2O : le pH du sol, sa température, la teneur en azote du digestat ainsi que l'humidité du sol, rendant difficile la généralisation **des résultats trouvés lors d'essais de digestats, qui peuvent être parfois contradictoires.**

CH₄

L'émission de méthane par les sols résulte de deux réactions microbiologiques antagonistes et à la fois corrélées : le méthane est produit en conditions anaérobies par les microorganismes méthanogènes et est oxydé en CO_2 par les microorganismes méthanotrophes. Ses émissions vers l'atmosphère dépendent de son transfert entre la zone de production et l'atmosphère. Les émissions sont donc souvent peu importantes lors de l'épandage de produits organiques tels que le digestat, les sols agricoles étant en général bien aérés. Il paraît probable que les cas d'émissions de CH_4 liées aux apports de digestat devraient être plus liés à la phase de stockage sur place pendant de longues périodes avant l'application.

Pertes ammoniacales NH_3

Certaines caractéristiques du digestat vont influencer les pertes ammoniacales par volatilisation ou lixiviation.

Tableau 9 : Caractérisation des digestats influençant les risques de pertes ammoniacales adapté de Fransen et al., 2011)

Particularités des digestats	Conséquences	Risques de pertes
pH digestat > pH intrants effluents élevage	+ de NH_3 sous forme gazeuse	Volatilisation
N- NH_4 /N tot digestat > N- NH_4 /N tot intrants effluent élevage	+ d'azote minéral (N- NH_4)	Volatilisation et lessivage*
% MS digestat <% MS intrants effluents élevage	Absence de croûte à la surface	Volatilisation

*Risques supérieurs de lessivage avec épandage d'automne (Loria et al., 2007 ; Makadi et al., 2012)

3. Emissions de CH_4 , N_2O et NH_3

La littérature est peu fournie en ce qui concerne ce sujet. Les références bibliographiques ne traitent souvent qu'un seul type d'émissions, à une étape précise (stockage ou épandage) et peu comparent différents post-traitements de digestat.

On négligera ici les émissions de CO₂ : en effet, les émissions de CO₂ liées au digestat strictement parlant (volatilisation du CO₂ issus des équilibres physico-chimiques des carbonates du digestat) sont difficiles à isoler des émissions de CO₂ liées à l'activité biologique du complexe sol/digestat après leur apport au champ. De plus, les pertes de CO₂ liées à cette activité biologique ne sont pas comptabilisées comme émissions : la biomasse utilisée comme intrants lors du processus de méthanisation puise des ressources dans le sol et capte du CO₂ (soit directement, soit par ingestion des animaux, etc.). Après méthanisation, la matière est retournée au sol : le cycle du carbone est ainsi considéré comme nul.

Le tableau ci-après regroupe les résultats les plus récents réalisés sur un digestat d'effluent d'élevage, tiré de Holly *et al.* (2017) :

Tableau 10 : Emissions de GES, et pertes d'Azote par type de digestat, selon Holly *et al.* (2017)

	Matières entrantes non digérées			Digestat brut			Digestat phase liquide			Digestat solide		
	Emissions moyen mg/kg MB	% Emissions durant le stockage	% Emissions durant l'épandage	Emissions moyen mg/kg MB	% Emissions durant le stockage	% Emissions durant l'épandage	Emissions moyen mg/kg MB	% Emissions durant le stockage	% Emissions durant l'épandage	Emissions moyen mg/kg MB	% Emissions durant le stockage	% Emissions durant l'épandage
Emissions CH ₄	228	80-90	10-20	176	80%	20%	105	60	40	négligeable	0	0
Emissions N ₂ O	17	12	88	13	17	83	14	10	90	5.5	0	100
Equivalent émissions GES (éq CO ₂) (CH ₄ et N ₂ O)	10000			7500			6500			1500		
Emissions NH ₃	150	90	10	270	95	5	195	95	5	négligeable	0	0

Fort ■ Moyen ■ Faible ■

Les **émissions globales en équivalent CO₂ sont inférieures avec le digestat** comparé aux mêmes intrants. Les différents essais montrent une réduction allant de **25 à 59 % des émissions de GES**⁶⁶.

A noter que des impacts indirects non comptabilisés dans les études ci-dessous permettent d'avoir un bilan beaucoup plus positif sur les émissions de GES, comparé à une situation sans méthanisation. En effet, si le projet s'inscrit dans un projet global de maîtrise de la fumure organique et minérale, le digestat peut se substituer à des engrais minéraux. Produire 1 kg d'azote ammoniacal consomme 1 kg de gaz naturel et rejette 3 kg de gaz carbonique⁶⁷.

La principale source d'émissions de GES provient ainsi des **émissions de méthane durant le stockage** (beaucoup plus importante que durant le procédé de méthanisation, les pertes étant estimées à 0.5 % de la production⁶⁸), suivie des **dégagements de N₂O durant l'épandage**. Les émissions de N₂O débutent immédiatement après l'apport de digestat au sol et sont favorisées par la présence de carbone résiduel facilement dégradable dans les digestats et l'augmentation rapide des nitrates après apport en lien avec la nitrification rapide de l'ammonium.

Facteurs influençant les émissions de GES

⁶⁶ M.A Holly *et al.* (2017). Agriculture, Ecosystems and Environment, 239 pp 410-419 et Neerackal *et al.* (2015). Effects of anaerobic digestion and solid separation on ammonia emissions from stored and land applied dairy manure / Water soil pollution.

⁶⁷ Solagro. (2014). La méthanisation rurale, outil des transitions énergétique et agroécologique.

⁶⁸ Liebetrau J1, Reinelt T, Clemens J, Hafermann C, Friehe J, Weiland P. (2013). Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector. Water Sci Technol. 2013;67(6):1370-9.

Un des facteurs influençant ce résultat est donc la **performance de l'unité de méthanisation et la transformation du carbone en méthane**. De ce fait, **les digestats étant appauvris en carbone facilement assimilable, sont généralement moins susceptibles aux émissions de N₂O que les produits dont ils sont issus**.

Le post-traitement est aussi largement à considérer : la **séparation de phase apparaît comme un levier significatif de réduction des émissions de CH₄ au stockage mais cet effet s'annule avec l'addition des émissions de N₂O (DL +DS), GES avec un PRG de 265, plus importantes sur la filière avec séparation de phase**. Cependant, sur ce dernier point les dernières études sont contradictoires : en effet, selon la thèse d'Askri⁶⁹, la **séparation de phase** permet de diminuer fortement les émissions de N₂O lors de l'épandage (plus gros poste d'émission) avec moins de **0.5 % d'azote total** perdu à dose d'N identiques apportée (DS+DL), alors que les pertes représentent **0.8 à 2 % de l'N total dans les digestats bruts**.

Durant le processus de **compostage**, on observe aussi des émissions de N₂O après le retournement, ne figurant pas dans le tableau 8. L'hypothèse majeure, appuyée par les travaux de Yang Zeng⁷⁰, est que ces émissions sont des produits intermédiaires de la nitrification de l'azote ammoniacal par les bactéries nitrifiantes. Ces émissions varient entre 0,004 et 4 g N/kg MS⁷¹. Elles sont néanmoins plus importantes pour celles des déchets non digérés. Ces émissions sont cependant très dépendantes de la qualité du substrat traité par compostage qui elle-même dépend de l'origine du substrat et, pour les digestats, de la performance de la digestion anaérobie et d'éventuelles étapes de préparation du substrat comme la séparation solide/liquide. **Le traitement par compostage des digestats permettrait tout de même de maîtriser les émissions azotées : cet enjeu est d'autant plus important pour les digestats que leurs émissions de N₂O sont plus élevées**.

Emissions ammoniacales par volatilisation

A contrario, les émissions ammoniacales par volatilisation sont plus importantes avec le digestat brut et le digestat liquide comparées aux mêmes intrants non digérés et se produisent essentiellement durant l'étape de stockage. L'IRSTEA⁷² (2017) a mis en évidence que le digestat liquide semble plus sensible aux émissions de NH₃ au stockage comparé au même digestat brut avec une perte pouvant aller de 35 à 100 % de son azote ammoniacal. A l'inverse, Holly *et al.* (2017), mettent en évidence une réduction des pertes en NH₃ de l'ordre de 30 % pour le digestat liquide par rapport au digestat brut⁷³. Le mécanisme expliquant cette différence n'est pas connu à ce jour, d'autant plus que les concentrations en NH₃ + NH₄ sont similaires entre le digestat brut et le digestat liquide. Une réduction jusqu'à 80 % peut être réalisée au niveau du stockage, notamment sur du digestat d'effluent d'élevage, grâce au recouvrement de la structure d'entreposage. Au vu des résultats obtenus pour le digestat solide, il est également nécessaire de faire un recouvrement (bâche) ou un entreposage dans un bâtiment.

La perte d'azote lors de l'épandage est également très importante et peut être plus complexe à éviter. Ainsi, pour Holly *et al.* (2017), seules 5 % des émissions ammoniacales semblent avoir lieu lors de l'épandage. Or, selon les résultats d'EVAPRO 2016 et Volat'NH₃ 2011, la part de la volatilisation lors de l'épandage reste très importante également, avec 22 % de l'azote contenu volatilisé pour les digestats

⁶⁹ A. Askri (2015). Thèse valorisation des digestats de méthanisation en agriculture : effets sur les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote. Agro Paris Tech.

⁷⁰ Zeng, Y., Etude des processus de transformation et de transferts de l'azote lors du traitement pour compostage des déchets organiques, in Doctorat de Chimie 2012, Université de Rennes 1.

⁷¹ A. Tremier, Buffet J., Daumois M. (2015). Comportement des digestats en compostage. IRSTEA, projet DIVA

⁷² R. Girault, J.C. Roux, J. Mazoyer, G. Nunes, N. Auvinet, Saint-Cast, S. Leroux, F. Guiziou. (2017). Impact des stratégies de post-traitement des digestats sur les émissions gazeuses à l'échelle de la filière. JRI 2017.

⁷³ Selon M.A Holly *et al.* (2017). Agriculture, Ecosystems and Environment, 239 pp 410-419 et Neerackal *et al.* (2015). Effects of anaerobic digestion and solid separation on ammonia emissions from stored and land applied dairy manure / Water soil pollution.

de lisiers (contre 3-11 % pour les lisiers non digérés). La volatilisation du N-NH_4^+ semble se produire dans les **8 premières heures après épandage**⁷⁴.

De manière générale, le digestat solide est largement épargné par les phénomènes d'émissions de CH_4 , N_2O et NH_3 . A noter toutefois qu'une perte jusqu'à 20 % de l'azote total par volatilisation a été relevé (Frandsen *et al.*, 2011⁷⁵).

Lixiviation NO_3^-

La lixiviation de nitrates est l'entraînement des ions solubles NO_3^- (nitrate) par l'eau qui percole dans le sol au-dessous de la zone racinaire (donc non accessible aux cultures). Elle ne doit pas être confondue avec le lessivage, qui est l'entraînement de matières non solubles en profondeur.

Ses déterminants sont d'ordre **pédoclimatiques et agricoles**. Les apports d'azote sous forme organique (type, dose, période, modalité d'apport et de gestion), ainsi que l'occupation du sol et le type de sol sont les facteurs permettant d'expliquer la lixiviation. Le stock de nitrate provenant des digestats dans le sol est issu des processus précédemment abordés (minéralisation-immobilisation et volatilisation), de la nitrification (biotransformation de l'ammonium NH_4^+ en nitrate) et de l'absorption par le couvert végétal en place.

Svoboda *et al.* (2013) rapportent que les résultats relatifs à la lixiviation induite par des apports de digestats sont rares et contradictoires ; leurs propres travaux montrent que les résidus de digestion de lisiers bovins et porcins induisent une lixiviation similaire aux lisiers non digérés, sous culture de maïs, malgré les caractéristiques différentes entre digestats et lisiers. Les produits compostés semblent eux être moins sujets à la lixiviation car plus stabilisés et possédant un rapport C/N plus important (moins d'azote).

La période d'apport est également un facteur qui a été beaucoup étudié et il a été montré que la période la plus favorable est le printemps plutôt que la fin d'été ou l'automne (avant début drainage), surtout pour les digestats contenant de l'azote rapidement disponible (donc digestats liquides ou bruts)⁷⁶.

⁷⁴ R. Trochard. (2017). Valorisation des digestats. ARVALIS

⁷⁵ Frandsen TQ., L. Rodhe, A. Baky, M. Edström, I. Sipilä, SL. Petersen, K. Tybirk. (2011). Best available technologies for pig manure biogas plants in Baltic Sea Region, Baltic Sea 2020, Stockholm, 159 p.

⁷⁶ Expertise Scientifique Collective sur les Matières Fertilisantes d'Origine Résiduaire (MAFOR). (2014) Rapport final– Chapitre 3 : Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers.

II. Contaminants biologiques

Le digestat peut présenter une menace sanitaire en raison de l'éventuelle présence de microorganismes pathogènes apportés par les intrants d'origine urbaine ou agricole. Il existe un risque que ces pathogènes soient disséminés dans les sols lors de l'épandage des digestats, contaminant ainsi la chaîne alimentaire, transférés aux eaux de surface via les eaux de ruissellement après épandage des digestats ou dispersés lors d'émission d'aérosols.

Certains paramètres influencent largement les concentrations en contaminants biologiques, et seront étudiés dans le chapitre ci-après. Une catégorie de microorganismes semble très peu affectée par ces paramètres et résistent au processus de méthanisation. Ainsi, le processus de méthanisation, même s'il est réalisé en conditions thermophile, n'a peu d'impact sur les **bactéries sporulées (Clostridium perfringens, résistante à la chaleur et qui peut dépasser les 100/g dans les digestats bruts et solides et Campylobacter sp)**⁷⁷. Un projet est d'ailleurs en cours, CloDia2 (2017-2019), pour analyser dans le détail l'impact du processus de méthanisation sur ces pathogènes sporulants.

1. Les facteurs influençant les contaminants biologiques

Tout d'abord, la **typologie des intrants** conditionne la concentration en contaminants biologiques potentielle dans le digestat. Pour les contaminants biologiques, le risque est plus important si des **effluents d'élevage** ont été incorporés dans le méthaniseur. En effet, ils présentent de nombreux foyers de pathogènes comme des bactéries (Salmonelle, E. coli, Yersinia, Campylobacter, clostridium perfringens, etc.) et des protozoaires (Giardia et Cryptosporidium).

Le facteur principal influençant la persistance des contaminants biologiques dans le digestat est la **température** : la **digestion anaérobie thermophile** est bien plus efficace que la digestion anaérobie mésophile pour éradiquer les pathogènes.

La digestion mésophile n'a **par exemple pas d'impact sur les nématodes et réduit de 10² la concentration bactérienne en E. Coli** (abattement comparable à celui d'un stockage long de lisier non digéré selon Pourcher *et al* 2012) , **entérobactéries, streptocoques, virus** (de type parvovirus qui peut persister jusqu'à 35 jours sur du ray grass et donc entraîner une contamination végétale, Johansson *et al*, 2005) et coliformes⁷⁸. Attention cependant car les avis divergent sur l'effet des conditions mésophiles sur l'abattement des virus et bactéries et le taux d'élimination dépend du couple température et temps de séjour : Selon Solagro⁷⁹, à 37°C, température classique dite « **mésophile** », et pour un temps de séjour de 3 semaines, **le taux d'élimination des virus et bactéries est de l'ordre de 90 %** . Selon Orzi *et al* (2015)⁸⁰ ont obtenu les taux d'abattement suivants :

Enterobacteries, *Escherichia Coli* et coliformes fécaux : environ entre 10³ à 10¹⁰ de présence en moins dans le digestat (unité Colony Forming Unit g)⁻¹ et une dégradation observé de *Clostridium perfringens* entre 10³ et 10⁴.

⁷⁷ C. Haas ; Groupement Sanitaire de Défenses 88. (2016). Etude méthanisation et paratuberculose (MAP). Etude réalisée entre octobre 2014 et septembre 2015 et J. Lencauchez, P. Dabert, AM. Pourcher, S. Merle, A. Haumont (2014). Résultats des analyses microbiologiques du digestat réalisées dans le cadre de VALDIPRO. Compilation des données IF2O, DIVA et autres sites.

⁷⁸ Solagro, IRSTEA. (2012). Etat de l'art des digestats et de leurs procédés de post-traitement, Projet DIVA. Rapport Final

⁷⁹ C. Couturier, Solagro. (2014). La méthanisation rurale, outil des transitions énergétique et agroécologique citant http://www.solagro.org/site/im_user/108devenir_micropolluants.pdf

⁸⁰V. Orzi, B. Scaglia, S. Lonati, C. Riva, G. Boccasile, G. Loris Alborali, F. Adani. (2015). The role of biological processes in reducing both odor impact and pathogen content during mesophilic anaerobic digestion. Science of the total Environment, Vol 526, September 2015, p 116-126.

Seule la **pasteurisation avant ou après le procédé de méthanisation** semble réduire les **mycobactéries** (bactéries non sporulées). Il faut cependant un **couple température et temps** bien défini, qui peut varier⁸¹. L'hygiénisation (1 h à 70°C) n'est souvent pas suffisante et de nombreuses études ont montré la persistance d'œufs, bactéries et champignons.

Au-delà de ce couple temps et température influençant largement la présence de contaminants biologiques, d'autres facteurs sont également en jeu : **le pH et la concentration en ammonium dans le digesteur, cette dernière ayant un rôle d'inhibition.**

Compte-tenu des abattements insuffisants observés en digestion anaérobie mésophile, le digestat produit est susceptible de contenir encore des agents pathogènes. Cependant, lors **du stockage**, une inactivation complémentaire des pathogènes peut être obtenue, les conditions étant non favorables à la survie du fait des stress abiotiques (aération, ensoleillement) et biotiques (prédation, compétition). En particulier, la matière organique facilement métabolisable ayant été dégradée lors du traitement de digestion anaérobie, **les phénomènes de compétition pour les nutriments entre microorganismes vont particulièrement entrer en jeu.**

Le projet PROBIOTIC (2013-2015) a confirmé le fait que **l'accessibilité chimique et la complexité de la matière organique dans le digestat** conditionnent l'activité microbienne des populations indigènes des digestats :

- ▶ La survie de **Salmonella enterica** serovar Derby dans les digestats augmente **lorsque la matière organique est plus stabilisée, moins biodégradable**, et que l'activité microbienne des populations indigènes diminue. Ainsi, *S. Derby* présente une meilleure survie dans les digestats compostés que dans les digestats bruts ou les fractions liquides.
- ▶ A l'inverse, **Listeria monocytogenes survit plus longtemps dans les digestats moins biodégradables (DL et DB)**. Dans les digestats compostés, elle semble totalement inactivée. Ce phénomène pourrait être lié à une plus grande sensibilité de cette bactérie aux agents antibactériens produits par la flore des composts.

Les connaissances sur les facteurs conditionnant la survie des pathogènes dans les digestats restent cependant parcellaires. En particulier, aucune étude ne s'est intéressée **aux facteurs biotiques** (influence de la communauté indigène) en lien avec la matière organique disponible pour les microorganismes : Orzi *et al* (2015) avancent tout de même que la méthanisation permet une réduction des pathogènes due entre autre à la compétition entre ces pathogènes et la microflore indigène, même en condition mésophile

2. Comparaison de différents modes de traitement sur les contaminants biologiques

Le collectif MAFOR a comparé différents modes de traitements de boues de STEP, avec les résultats suivants :

81 C. Haas; Groupement Sanitaire de Défenses 88. (2016). Etude méthanisation et paratuberculose (MAP). Etude réalisée entre octobre 2014 et septembre 2015.

Traitement	Niveau de contamination	
Compostage	- (+)	Très bonne efficacité si le compostage est bien conduit. Des recroissances sont possibles si le traitement n'est pas optimisé. N'élimine pas systématiquement les formes de résistance.
Chaulage	- (+)	Dépend de la température, du pH et du taux d'humidité des boues. Des recroissances ont été rapportées lors du stockage de boues chaulées lorsque le pH n'est pas maintenu basique. N'élimine pas systématiquement les formes de résistance.
Digestion anaérobie mésophile	++	Pas d'abattement significatif. Des recroissances ont été rapportées lorsque les boues sont centrifugées après la digestion. Les formes végétatives sont peu impactées
Digestion anaérobie thermophile	+	Plus efficace que la digestion anaérobie mésophile. N'élimine pas les formes de résistance.

- non détecté ; + faible, ++, élevé

Figure 13 : Impact de différents traitements des boues sur le niveau de contamination en agents pathogènes (tableau issu de l'expertise collective MAFOR ; Benoit et al., 2014)

Un compostage après méthanisation ou une simple maturation aérobie passive du digestat permettrait donc d'assainir le digestat⁸².

III. Devenir des contaminants organiques, chimiques et ETM

1. ETM

Processus biochimiques

Il faut distinguer les **teneurs de la mobilité et biodisponibilité de ces éléments** dans le sol. En effet, une fois dans les sols et suivant les conditions physico-chimiques, les ETM peuvent soit être « piégés » par la phase solide à travers différents mécanismes de précipitation et/ou de sorption, soit, s'ils sont **présents dans la solution du sol, peuvent être redistribués** vers d'autres compartiments environnementaux tels que les eaux superficielles, les nappes souterraines, les plantes ou les organismes vivants.

Certains ETM tels que Cu ou Zn font partie intégrante des cycles biogéochimiques (oligo-éléments) et ne deviennent toxiques qu'à de fortes teneurs alors que d'autres, tels que Cd ou Pb, ne sont pas nécessaires. Il est admis que la mobilité, la biodisponibilité et la toxicité des ETM dépendent davantage de leurs formes chimiques plutôt que de leur concentration totale puisque **seule une fraction de la teneur totale en éléments traces dans le sol est disponible pour les organismes vivants.**

Teneur dans le sol : directement dépendante de la concentration dans le digestat incorporé

Quel que soit le type de digestat identifié⁸³, les teneurs en ETM sont inférieures aux seuils des normes engrais ou amendement organique actuelles (NF U 44-051 et 44-095). Cependant, pour les **boues de STEP digérées, la concentration des ETM** liée à la perte de carbone durant le procédé de méthanisation

⁸² Drennan MF, Distefano TD. (2010) Characterization of the curing process from high solids anaerobic digestion. *Biores Technol* 101:537–544.doi:10.1016/j.biortech.2009.08.029

⁸³Synthèse ADEME/RITMO 2011

a été clairement identifiée, avec un **facteur 1.7 sauf pour 3 ETM : chrome, nickel et mercure dont les concentrations semblent plus faibles. Le Cu et le Zn sont toujours les ETM les plus concentrés**⁸⁴.

Pour les **biodéchets, les digestats liquides sont plus concentrés en ETM** (en proportion MS) comparé aux DS ou compostés. Enfin, comparé à du digestat séché issu de déchets ménagers, le digestat composté semblerait néanmoins plus concentré en ETM, selon Knoop *et al* (2018)⁸⁵.

Mobilité des ETM

Concernant les **digestats issus de déjections animales, la méthanisation influe peu sur la mobilité et la biodisponibilité du cuivre et du zinc pour les végétaux**. Dans certains cas, le cuivre et le zinc peuvent dépasser les seuils autorisés à l'épandage (cas des lisiers porcins et substrats provenant d'industries viticoles)⁸⁶.

Enfin, une récente étude⁸⁷ s'est intéressée plus spécifiquement à la mobilité de l'aluminium et du chrome dans l'eau porale du sol pour des digestats fortement concentrés en ces deux ETM. Un accroissement de la concentration totale du sol en Al et Cr sur les différents types de sols testés a été constatée ainsi qu'une augmentation des concentrations en aluminium dans l'eau porale du sol, entraînant potentiellement un plus fort risque de mobilité de cet élément.

Les facteurs influençant le plus la mobilité de ces éléments sont **le pH et la teneur en Carbone Organique Dissous (COD) du sol ainsi que le type de sol**.

2. Autres contaminants

Au sujet des traces de **pesticides**, la bibliographie est très peu fournie : Les travaux de Fuchs (2008) montrent la présence de moins de pesticides dans le compost de digestat solide de biodéchets que dans le compost (seul) de biodéchets. Des recherches supplémentaires sont cependant nécessaires.

Par ailleurs, des travaux se sont intéressés à l'utilisation accrue des **produits pharmaceutiques et de soins personnels**, se retrouvant notamment dans les boues de STEP qui peuvent être méthanisées et de leur persistance dans le digestat. D'après Samaras *et al.* (2013), la méthanisation permet d'abaisser considérablement le taux de certains produits pharmaceutiques comme l'ibuprofène (> 80 %), alors que d'autres produits de pharmacopée associés aux perturbateurs endocriniens sont moins affectés (< 55 %). L'impact sur les gènes de résistance aux antibiotiques n'est pas clairement établi. Le prélèvement de ces produits par les plantes, leur effet sur la flore microbienne du sol, ainsi que la bioaccumulation et la biomagnification dans l'environnement sont peu ou pas documentés à ce jour. Également, les propriétés physicochimiques diffèrent entre la multitude des produits de la pharmacopée et, par conséquent, les facteurs qui influencent leur dégradation sont variables et peu étudiés (Stasinakis, 2013)⁸⁸.

Enfin, concernant les contaminants organiques, les concentrations sont très peu documentées, en dehors des HAP et PCB. La digestion anaérobie sur boues urbaines a démontré un **potentiel de dégradation de HAP, nonylphénol et PCB**.

⁸⁴ A. R Schneider. (2016). Comportement et mobilité des éléments traces métalliques dans des sols environnant une usine de seconde fusion du plomb : Approches expérimentales et modélisation. Thèse pour obtenir le grade de Docteur de l'université de Reims Champagne-Ardenne.

⁸⁵ Christine Knoop Christina Dornack Thomas Raab. Effect of drying, composting and subsequent impurity removal by sieving on the properties of digestates from municipal organic waste. Waste management, vol 72, February 2018, pp 168-177

⁸⁶ Solagro, IRSTEA. (2012). Etat de l'art des digestats et de leurs procédés de post-traitement, Projet DIVA. Rapport Final.

⁸⁷ I. Dragicevic,, S. Eich-Greatorex,, Trine A. Sogn, S J. Horn,T. Krogstad. (2018). Use of high metal-containing biogas digestates in cereal production: Mobility of chromium and aluminium.

⁸⁸ Martel S, Desmeules X, Landry C, Lavallée S, Paré M, Tremblay F, 2013. Valeur fertilisante des digestats de méthanisation. Agrinova

IV. Devenir des molécules odorantes

Il existe peu de travaux sur l'abattement potentiel des molécules odorantes. Nicolas *et al* (2013) avance que **l'odeur disparaît 30 h après application du digestat** sur sols agricoles alors que sans méthanisation, l'odeur persiste au moins 60 h.

Riva *et al* ont compilé l'ensemble des études se rapportant à cette problématique, avec le résultat suivant :

Tableau 11 : Réduction d'émissions odorantes - Comparaison entre digestat et effluents d'élevage - Compilation de diverses études, tiré de Riva *et al* (2016)

Traitements comparés	Variations constatées sur les émissions odorantes	Références
Digestat lisier porc vs lisier porc	- 17 %	Hansen <i>et al</i> (2003)
Digestat liquide lisier porcs vs digestat brut lisier porc	- 40%	Hansen <i>et al</i> (2003)
Digestat épandu sans enfouissement vs lisier épandu sans enfouissement	- 75%	Nicolas <i>et al</i> (2013)
Digestat lisier porc épandu sans enfouissement vs lisier porc épandu sans enfouissement	- 70/80%	Pain <i>et al</i> (1990)
Digestat injecté (mélange fumier et cultures énergétiques) vs même digestat non injecté	- 13.4 %	Riva <i>et al</i> (2016)
Digestat liquide sans enfouissement (mélange fumier et cultures énergétiques) vs effluents d'élevage sans enfouissement	- 88%	Riva <i>et al</i> (2016)
Digestat liquide avec injection (mélange fumier et cultures énergétiques) vs effluents d'élevage sans enfouissement	- 82%	Riva <i>et al</i> (2016)
Digestat liquide avec injection (mélange fumier et cultures énergétiques) vs Digestat liquide sans enfouissement	+ 4%	Riva <i>et al</i> (2016)

Ainsi les études montrent toute une diminution des odeurs entre digestat et l'effluent non digéré. La fraction liquide d'un même digestat semble plus odorante que le digestat brut, dû certainement au taux important d'ammoniac. L'injection du digestat semble réduire également les odeurs, mais ceci ne semble pas vrai pour le DL. Ainsi, aucune différence significative sur les odeurs suivant le mode d'apport (pendillard ou injection) n'a été mise en évidence.

A l'inverse, Quideau *et al* (2013) ont constaté une augmentation de l'odeur d'ammoniac avec l'épandage du digestat, comparé à l'épandage d'effluents non digérés.



Synthèses de l'intérêt agronomique et des impacts environnementaux des digestats

I. Tableaux de synthèse et comparaison avec d'autres produits organiques d'origine résiduaire

Tableau 12 : Bilan des intérêts agronomiques de l'épandage de digestat en agriculture selon leur typologie, et effets environnementaux directement associés, synthèse GERES. Les valeurs chiffrées des caractéristiques agronomiques sont tirées des fiches VALDIPRO, du travail de synthèse de DIVA et du projet metha+@com. Les autres données sont issues de ce travail.

Type de digestat	Caractérisation agronomique										Distance transport préférable (km)	Effets environnementaux			
	MS % MB	MO % MS	ISMO (kg MO/ t MB)	C/N	N tot (kg/t MB)	NH ₄ ⁺ % N tot	K équ N	P total (kg/t MB)	K total (kg/t MB)	GES équ CO ₂		Pertes d'azote			
	Effet amendant				Effets engrais							CH ₄	N ₂ O	Volatilisation NH ₃	Lixiviation NO ₃
Digestat Brut	5.8%	67%	20-40*	9.1	3,3-8,2*	36-79%*	0.2-0.65***	1,2-3,7*	2.1-4.2	<10 km	175	13	270		
Digestat Liquide séparation phase	1.2-7.6%*	56%	10-20*	4	3,9-6,2*	35-87%*	0.6-0.75***	<1**	1.5-4.2*	<10 km	105	14	195		
Digestat solide séparation phase	21.9-30.2%*	70-80%*	137	15-35**	5-14**	30-40%**	0.12-0.55***	3-8 PV** 11-16 CE**	2.7	>10 km	Négligeable	5.5	Nc.	Nc.	
Digestat solide composté	35-44%*	28-63%*	354	6-12*	5-19*	4-15%*	0.1	4-19* [*]	5-7*	>10 km	Nc.	Nc.	Nc.	Nc.	
Digestat solide séché	77-95%*	>80%	313	15-30*	18-34*	3.9-20.6%*	0.17	15-62*	7-43*	>10 km	Nc.	Nc.	Nc.	Nc.	

Faible ■ Moyen ■ Fort ■

* Selon nature des intrants

** Dépend du type de séparation : Presse à vis (PV) (plus de MS, plus de NH₄⁺/N total mais moins de P₂O₅) ou centrifugeuse (CE)

*** Selon nature des intrants, cultures et période d'épandage

* Pour avoir un produit normé, la teneur en P₂O₅ ne doit pas dépasser 3 % de la MB, soit au maximum 30 kg/t MB

Nc = Non connu





Tableau 13: Bilan des intérêts agronomiques de l'épandage de plusieurs MAFOR en agriculture et sylviculture, et effets environnementaux directement associés, synthèse tirée du rapport ESCO, 2014

Mafor \ Effet	Augmentation du stock de MO du sol	Effet sur les propriétés chimiques du sol (CEC, pH, conductivité)	Effet sur la stabilité de la structure du sol	Effet sur les propriétés hydriques du sol	Effet sur l'activité biologique du sol	Valeur fertilisante N	Valeur fertilisante P	Valeur fertilisante K	Effet sur les maladies fongiques et/ou les nématodes des plantes	Emission de N ₂ O	Volatilisation de NH ₃	Lixiviation de NO ₃	Lixiviation de P	Génération de MOD
Lisiers (porc ou bovin)	-	- Conductivité, pH	-	-	+	+++	++	++	0	++	++	++	s/+	++
Fumier	++	+ pH, CEC	++	+	+++	-/+→++	++	++	+	+	+++	++	s/+	++
Fientes	-	- pH	s	s	+	+++	++	++	0	+	++	++	s/+	+
Compost d'effluent d'élevage	++	+ CEC	++	++	++	+→+++	++	++	-	+	+		s/+	+
Boues brutes	+	? - pH	+	s	+++	+++	+++	+	0	++	++	++	s/+	++
Boues compostées	+++	+ CEC	++	++	++	+→+++	++	+	-	+	++/+++	+	s/+	+
Boues chaulées	+	+++ pH	++	+	+	++	+	+	0	?	+++	+	+	+
Boues séchées thermiquement	+	s	s	?	+	+	++	+	?	?	0/s	+	+	?
Digestats bruts (liquides)	+	- Conductivité, pH ?	- ?	- ?	+	+++	++	+	0	++	++	++	+	++
Digestats solides	++	s	++	+	+	++	++	+	-	+	+/++	++	+	++
Digestats compostés	+++	+ CEC	++	++	+	+→+++	++	+	-	+	0/s	+	s	+
Composts DV	+++	+ CEC	++	++	+	s→+++	+	+	--	0	?	+	s	+
Composts Biodéchets	+++	+CEC	++	++	+	s→+++	+	+	--	+	s	+	s	+
Composts OM	++	+ pH	++	++	++	+→+++	+	+	-	+	+	+	0	++
Cendres biomasse	0	+ pH	0	0	0	0	+	+++	0	0	0	0	+	0



II. Conclusion

De nombreux paramètres influencent la valeur agronomique et l'innocuité environnementale des digestats. Les 2 facteurs prédominants sont incontestablement **la nature des intrants et les post-traitements**, influençant à la fois sur les éléments fertilisants, la concentration en éléments indésirables (ETM, polluants chimiques et organiques, etc.) et sur la composition biochimique de la MOF. D'autres éléments interfèrent également de manière positive ou négative sur la valeur agronomique et l'innocuité environnementale et sanitaire des digestats :

- ▶ Le procédé de méthanisation (technologie, efficacité de la dégradation, etc.)
- ▶ L'état initial du sol (texture, activité biologique, etc.)
- ▶ Le contexte climatique (T° , H° , etc.)
- ▶ L'échelle de temps considérée (valeur pouvant évoluer au cours du temps)
- ▶ Les systèmes de culture (Succession culturale, pratiques agricoles)
- ▶ Les modalités d'épandage (Doses, fréquences d'apports, incorporation au sol...)

La digestion anaérobie de différents substrats :

- ▶ **Stabilise la MO.** En fonction des intrants et du degré de dégradation des fractions organiques au cours de la digestion, la MO résiduelle présente un **potentiel amendant** plus ou moins intéressant. La séparation de phase permet d'isoler la phase solide, lui conférant un caractère amendant intéressant. Le compost et le séchage ont également une grande valeur amendante grâce notamment à un produit plus sec pour le digestat séché et à une étape de stabilisation de la MO supplémentaire pour le digestat composté. Les boues digérées ont donc une faible valeur amendante.
- ▶ **Augmente la valeur fertilisante** azotée, car une grande partie du N organique est minéralisée sous forme de NH_4 . Les coefficients d'équivalence engrais sont plus importants pour les digestats liquides et bruts. Ils restent relativement importants pour le DS et restent faibles pour le digestat composté et le digestat séché. Le NH_4 se trouve essentiellement dans la phase liquide du digestat, ce qui explique que le résidu solide de la séparation de phase possède une valeur fertilisante azotée moindre.
- ▶ Augmente les **pertes potentielles par volatilisation du NH_3** au stockage et à l'épandage en augmentant les teneurs en ammonium des digestats bruts et liquides comparées aux matériaux initiaux. Cette augmentation peut être partiellement compensée par la meilleure capacité d'infiltration des digestats liquides dans le sol et par des actions de couverture lors du stockage ainsi que des pratiques adéquates lors de l'épandage : enfouissement rapide, conditions climatiques sèches et températures fraîches, sol non nu, etc.). On se retrouve dans des conditions recommandées pour l'enfouissement du lisier. Cette augmentation n'est cependant pas constatée pour les DS, digestats compostés et séchés.
- ▶ **Tend à diminuer les émissions de CH_4 durant le stockage et l'épandage et le N_2O .** Les résultats sont cependant plus contrastés pour la séparation de phase, en additionnant les émissions de la fraction liquide et solide.
- ▶ **Diminue les teneurs en éléments biologiques** quand la digestion est thermophile. La digestion est cependant moins efficace que le compostage ; l'impact sur les gènes de résistance aux antibiotiques n'est pas clairement établi.
- ▶ A tendance à **augmenter les concentrations en éléments traces minéraux** via la dégradation de la matrice organique avec une tendance plus nette pour les boues d'épuration. Pour les boues d'épuration digérées, la spéciation des ETM semble évoluer vers des formes plus stables et moins disponibles au cours de la digestion.

- ▶ Est susceptible de modifier les concentrations en **contaminants organiques**. Par exemple, la méthanisation sur boues urbaines a démontré un **potentiel de dégradation de HAP, nonylphénol et PCB**.

Il est possible d'adapter le type de digestat aux caractéristiques des territoires et aux objectifs agronomiques spécifiques des agriculteurs (effet engrais notamment azote, MO, richesse en P et K, etc.). Il est cependant important de prendre en compte la problématique du digestat en amont du projet de méthanisation.

Mise en perspective au regard des particularités de la Région Provence Alpes Côte d'Azur – Premiers éléments

I. Rapide tour d'horizon de la méthanisation en Provence Alpes Côte d'Azur

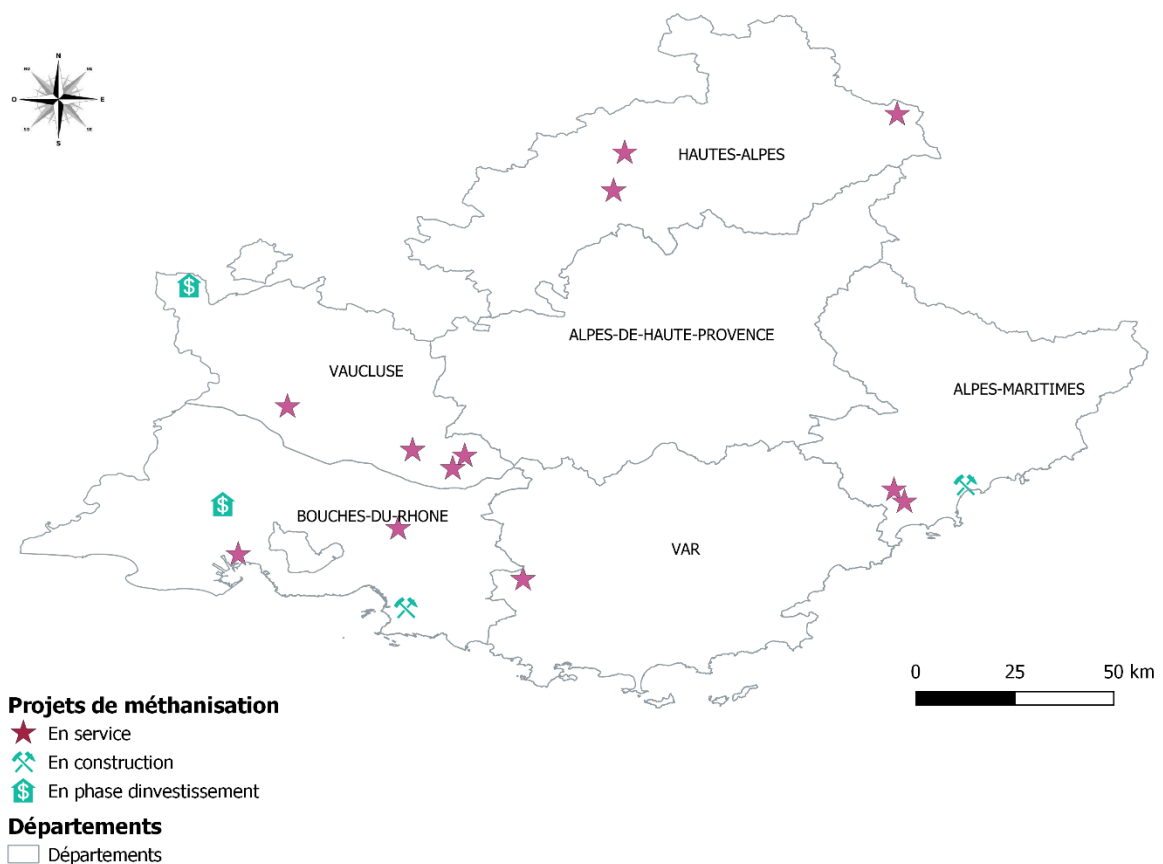


Figure 14: Projets de méthanisation en service, en cours de construction ou en phase d'investissement sur la Région Provence Alpes Côte d'Azur. Source GERES 2018

Actuellement sur le territoire, il existe 12 projets en service, principalement en cogénération (ou valorisation uniquement via chaudière pour le process de méthanisation). Les futurs projets regardent en priorité l'injection du biométhane dans le réseau. La typologie des projets en fonction des intrants est spécifiée dans la figure suivante :

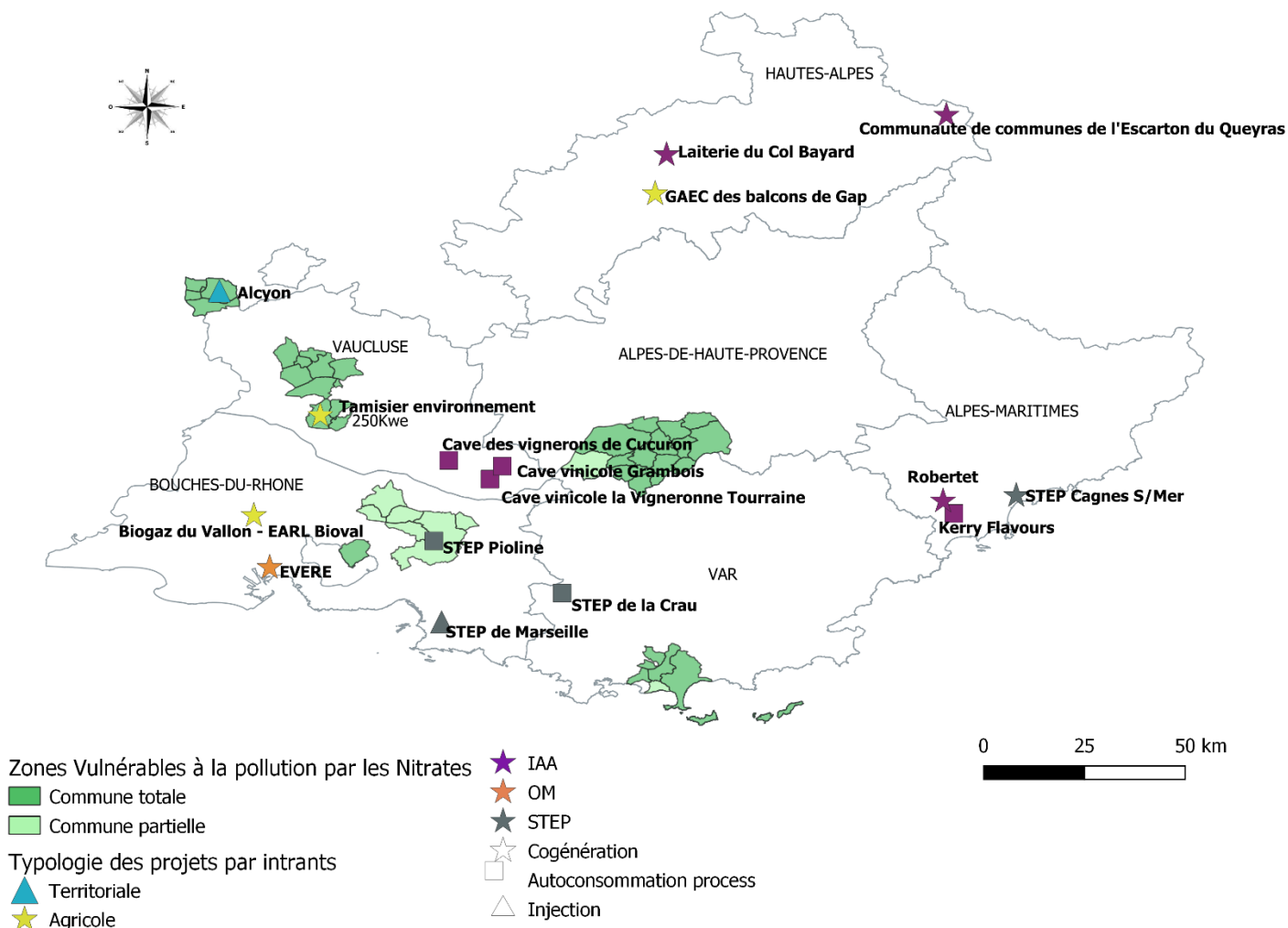


Figure 15: Typologie des projets de méthanisation en service, en cours de construction ou en phase d'investissement en fonction du type d'intrants et de la valorisation énergétique sur la Région Provence Alpes Côte d'Azur. Source GERES 2018

Aujourd'hui, nous n'avons que très peu de retours concernant la quantité de digestat produite sur le territoire et sa valorisation. Pour les 2 projets agricoles en fonctionnement, il s'agit au total de 12 300 tonnes de digestat brut à valoriser, les exploitants ne pratiquant aucun post-traitement. Ce digestat est épandu tel quel sur la SAU des agriculteurs-exploitants des unités. Concernant les industries, certaines d'entre elles réalisent un pré-traitement de leurs effluents et renvoient ces derniers après méthanisation dans les STEP communales. A noter qu'une coopérative vinicole procède à une finition des effluents digérés par aérobie, avec décantation pour séparer la phase liquide de la phase plus solide. La phase solide, représentant un volume très restreint de 10-20 m³/an, est alors compostée avec d'autres déchets organiques issus du secteurs (rafles, etc.) et proposée aux viticulteurs⁸⁹.

Même si aujourd'hui les quantités de digestat restent faibles, le tonnage est amené à largement évoluer au vu du nombre de projets en cours⁹⁰, toute étape confondue, sur la Région.

II. Mise en perspective au regard des particularités de la région

⁸⁹ Cave des vigneronns de Cucuron

⁹⁰ Au total, 35 projets répertoriés par le GERES

Au vu des spécificités des digestats et de la multiplicité des facteurs influençant sa valeur agronomique et son innocuité environnementale et sanitaire, il apparaît comme essentiel d'accompagner les agriculteurs potentiels récepteurs de ce co-produit. Aujourd'hui, aucun test au champ suivi ou biotest n'a été effectué sur la région Provence Alpes Côte d'Azur, alors qu'elle connaît des particularités en termes de productions agricoles et pédoclimatiques. Tout d'abord la région ne possède sur sa superficie totale que 25 % de Surface Agricole Utile (SAU), y compris les prairies. Ces dernières représentent d'ailleurs plus de 66 % de la SAU totale, suivies ensuite par les grandes cultures (13 % SAU totale), la viticulture (11 %) et l'arboriculture (4 %, principalement oliviers et pommiers). Une particularité concerne également la présence non négligeable de Plantes à Parfum, Aromatiques et Médicinales (PPAM) qui s'étendent sur 6 % de la SAU totale. En terme de mode de production et conduite, l'agro écologie et la culture certifiée Agriculture Biologique (AB) se développent largement avec 15,4 % de la SAU totale concernée par ses approches.

La valorisation optimale en agriculture d'un digestat liquide ou brut, relativement concentré en azote assimilable par les plantes, nécessite un matériel adapté pour son incorporation au sol (enfouisseurs de préférence) afin d'éviter les émissions ammoniacales ainsi qu'un pilotage précis en fonction des besoins des cultures. Les agriculteurs aujourd'hui ne disposent pas de tels équipements dans la Région. De plus, il est préférable de valoriser ce type de digestat sur des cultures annuelles, avec des besoins importants en azote, ce qui devrait donc rapidement être limité au vu du peu de SAU consacrées à ce type de cultures et de leur répartition géographique, cf. carte ci-après :

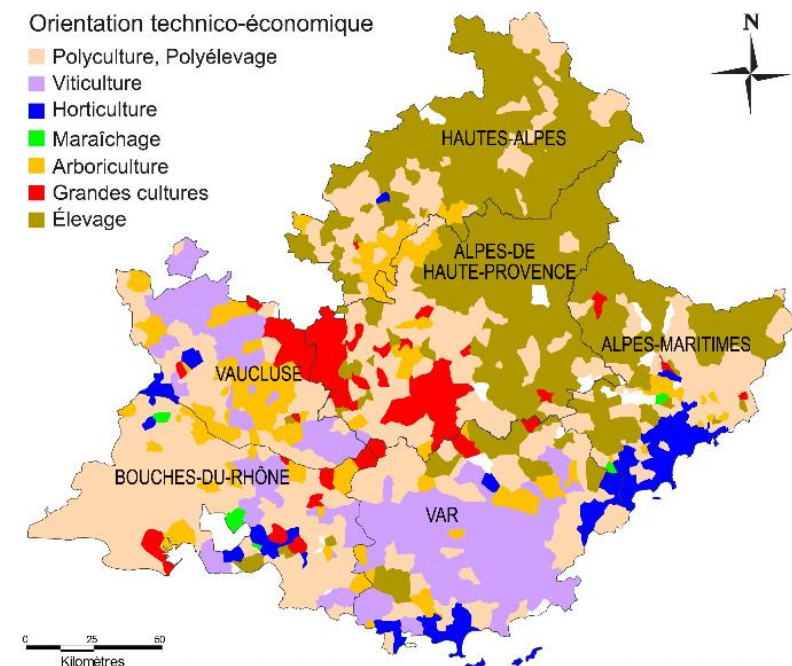


Figure 16 : Les productions agricoles en région Provence Alpes Côte d'Azur, source DRAAF 2016 et Agreste statistiques annuelles 2014

A *contrario*, on observe globalement une demande accrue de MO sur la région. En effet, la plupart des sols de Provence Alpes Côte d'Azur contiennent des taux en MO inférieurs à 2.5 %⁹¹, teneur moyenne souhaitable (fonction de la texture du sol et des cultures). Dans la pratique, il convient surtout de veiller à maintenir le stock de MO⁹². Or, la base de données RMQS mentionne une diminution de ce stock pour une grande partie du territoire (Coteaux de Provence, Massifs des Maures et Esterel, etc.). Cette

⁹¹ Pour passer de la teneur en carbone organique d'un échantillon de sol à celle en matières organiques, on utilise très couramment le facteur de conversion de 1,724.

⁹² Les fiches Matières Organiques (2012). Orgaterre et Chambre d'Agriculture régionale PACA.

demande est d'autant plus difficile à satisfaire que la dégradation de la MO (K₂, coefficient de minéralisation secondaire) sous notre climat est rapide et ne peut être compensée en totalité par des effluents d'élevage très épars sur la région et davantage concentrés en zones montagneuses. La ressource locale dépend donc essentiellement des biodéchets⁹³. Le digestat sous forme solide (séparation de phase DS, composté, etc.) pourrait pallier à ce manque de MO. A noter cependant que **hormis en maraîchage, l'apport d'amendement organique est assez peu pratiqué dans la Région, avec à titre d'exemple pour le département du Vaucluse 15 % d'utilisateurs en vigne et arboriculture**. Les raisons expliquant ce faible taux d'utilisation pour les cultures pérennes sont principalement : un taux de MO considéré comme suffisant, une restitution au sol des sarments et bois de tailles compensant les pertes annuelles en MO, une difficulté d'épandre une fois la culture en place, le coût, etc.⁹⁴. De plus, il est important d'étudier en parallèle le marché actuel des amendements organiques locaux afin de ne pas déstructurer les filières déjà existantes.

Par ailleurs, le territoire régional est couvert sur près d'un tiers de sa surface par des **formations aquifères karstiques** en relation avec les rivières ou la mer, ou drainées au niveau de sources comme la Fontaine de Vaucluse qui est la source au débit moyen annuel le plus important de France. La ressource en eau souterraine contenue dans ces réservoirs karstiques est très importante et encore mal connue pour certains. Etant donné les modes d'alimentation plus ou moins directs de cette ressource par les eaux de surface, elle peut aisément être contaminée par des excès d'éléments fertilisants ou toute autre molécule apportée par les matières fertilisantes utilisées en agriculture, y compris les digestats.

Une étude complémentaire à ce premier état de l'art ainsi que des tests de digestats sur le territoire seront réalisés pour aboutir à des préconisations de valorisation des digestats en fonction des spécificités pédoclimatiques et agricoles de la Région. **Plus précisément, en face des propriétés des sols à entretenir ou à augmenter en priorités dans les systèmes de culture de la région (capacité de rétention en eau, capacité d'échange cationique, stabilité structurale, résistance au compactage, etc.), il pourrait être possible de lister les typologies de digestats les plus adaptées pour entretenir/augmenter ses propriétés, sur la base de certaines données analytiques comme l'ISMO par exemple (voir page 24). La disponibilité en azote des digestats (fraction ammoniacale importante) reste aussi un facteur clé de leur valorisation selon les filières agricoles (par exemple céréales – demande forte en azote – versus viticulture – demande faible en azote).**

⁹³ Chambre d'Agriculture Régionale. (2017). Schéma Régional Biomasse de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur Lot 2 : Étude sur les options de valorisation matière (valorisation sous la forme d'éco-matériaux) ou énergie des résidus de culture. Rapport final volume 2. Valorisation matière des biodéchets en agriculture.

⁹⁴ Chambre d'Agriculture Régionale. (2017). Schéma Régional Biomasse de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur Lot 2 : Étude sur les options de valorisation matière (valorisation sous la forme d'éco-matériaux) ou énergie des résidus de culture. Rapport final volume 2. Valorisation matière des biodéchets en agriculture.

Liste des principaux projets cités dans la revue de littérature

- ▶ L'ANR DIVA (2011-2014) a étudié sur 5 filières de méthanisation agricole, territoriale et urbaine, l'effet de post-traitements par séparation de phase, séchage et compostage sur la qualité agronomique des digestats, en prenant en compte la valeur fertilisante et les impacts environnementaux liés aux émissions gazeuses. Les 5 filières ont été échantillonnées plusieurs fois au cours du projet. Les résultats d'analyse montrent une relative constance des analyses, ce qui confirmerait l'intérêt de définir des classes de digestats reliant leurs caractéristiques aux intrants et procédés. La séparation de phase permet de limiter les émissions de GES après épandage (Askri *et al.*, 2016). Les caractéristiques des digestats en font des substrats sensibles à la volatilisation du NH_3 à l'épandage. La maîtrise de la valeur fertilisante des digestats dépendra du développement de pratiques d'épandage permettant de limiter les émissions gazeuses et en particulier la volatilisation ammoniacale.
- ▶ Le projet CasDAR ValdiPRO (2012-2014) a travaillé sur les procédures administratives de mise en marché des digestats. Il a permis l'homologation de plusieurs digestats et leur mise sur le marché en tant que matière fertilisante.
- ▶ Plusieurs références au champ de valeurs fertilisantes azotées ont été mesurées sur des digestats bruts agricoles dans les projets VADIMETHAN (2013-2015) (3 sites expérimentaux) et VADIM (2011-2015), 6 sites expérimentaux avec en plus la synthèse nationale des données d'essais au champ sur la valeur N des digestats (Houot et Decoopman, 2017).
- ▶ Dans le projet ADEME PROLAB (2014-2017) qui visait à établir des protocoles de caractérisation des PRO pour prédire leurs effets au champ, 2 digestats agricoles ont été comparés à d'autres PRO (composts, fumiers...).
- ▶ Les travaux conduits par le LBE Narbonne sur l'impact du digesteur et des intrants sur la qualité des digestats ont permis d'initier une typologie de digestats selon leurs critères agronomiques globaux (Guilayn *et al.*, 2017).
- ▶ Le projet CasDAR MethaLAE, (2015-2018) vise à quantifier l'impact technique, économique, environnemental et social de la méthanisation sur les exploitations agricoles (résultats à venir fin 2018).
- ▶ Le CasDAR METERRI (2014-2016) a permis de produire un guide « Gestion et traitements des digestats issus de méthanisation », et a aussi abouti à l'évaluation des flux d'éléments NPK entrant et sortant de 9 digesteurs.
- ▶ Le projet EVAPRO (ADEME CORTEA, 2015-2018) se focalise sur la quantification de la volatilisation de NH_3 après épandage de différents PRO. Il met en œuvre une méthode de mesure de volatilisation au champ reposant sur l'utilisation du modèle FIDES en mode inverse (Loubet *et al.*, 2018). Des mesures en laboratoire en conditions contrôlées (Génermont *et al.*, 2013) sont menées pour les mêmes produits en parallèle au sein du projet et dans le cadre du projet EFAC-Raclage-V (ADEME CORTEA, 2015-2018). Le modèle mécaniste Volt'air (Génermont et Cellier, 1997 ; Garcia *et al.*, 2012) est ensuite testé par confrontation aux données expérimentales, et éventuellement adapté aux digestats par calage sur les mesures acquises en conditions contrôlées de laboratoire.



Annexe : synthèse de différents tests de digestats sur les rendements et la qualité du sol

Références bibliographiques	Conditions expérimentales								Résultats		
	Date des tests	Lieu	Conditions	Culture testée	Type digestat	Post traitement digestat	Effets recherchés	Comparaison_ traitement	Rendement culture	Qualité sol	Potentiel digestat
I. Sigurnjak, C. Vaneekhaute, E. Michels, B. Ryckaert, G. Ghekière, FMG Tack, E. Meers (2017). Fertilizer performance of liquid fraction of digestate as synthetic nitrogen substitute in silage maize cultivation for three consecutive years. Science of total Environment, PP 599-600 (2017) 1885-1894.	2011-2013	Wingene-Belgique	Champ	Maïs ensilage	Mélange	Fraction liquide	N	Témoin: Fertilisant de synthèse + lisier porc DL + digestat brut DL +lisier porc	DL + lisier porc meilleur rendement seulement année 1	Plus de NO ₃ -N dans le sol la troisième année avec DL + Digestat Brut	
G. Arab, D. Mc Cartney (2017). Benefits to decomposition rates when using digestate as compost co-feedstock : Part II - Focus on Pmicrobial community dynamics, Waste management.	2017	Vegreville-Canada	Labo	Aucune	Mélange	Digestat Composté	MO	FFOM	–	–	Augmentation réaction compostage si ration entre 20-40 % digestat due à un plus fort taux d'N
G. Arab, D. Mc Cartney (2017). Benefits to decomposition rates when using digestate as compost co-feedstock : Part I - Focus on physicochemical parameters. Waste management.	2017	Vegreville-Canada	Labo	Aucune	Mélange	Digestat Composté	MO	FFOM	–	–	Augmentation activité diversité microbienne dans "produit" si ration entre 20-40 % digestat due à un plus fort taux d'N





G. Maynaud, C. Druilhe, M. Daumoin, J. Jimenez, D. Patureau, M. Torrijos, AM. Pourcher, N. Wery. (2017), Characterisation of the biodegradability of post-treated digestates via the chemical accessibility and complexity organic matter, Bioresource technology, 231, pp 65-74.	2017	France- 14 échantillons digestat	Labo	Aucune	Mélange		MO	Différent post traitements digestats		Effet post traitement significatif sur stabilité MO résiduelle : MO plus stable pour digestat composté par rapport à digestat solide issu séparation phase	
Fertilisation des cultures. Quelle efficacité? Terra, 10 mars 2017. Résultats projet VADIM	2011-2015	Bretagne - France	Champ	Maïs	Mélange	Digestat Brut	N	Lisier porc			CAU équivalent au lisier porc = 0,45 Si injection avec pendillards, CAU + 30 %
Fertilisation des cultures. Quelle efficacité ? Terra, 10 mars 2017. Résultats projet VADIM	2013-2015	Bretagne et PDL - France	Champ	Blé	Mélange	Digestat Brut	N	Digestats agricoles ou mélange ou IAA			CAU dépendant intrant méthanisation : CAU IAA plus important (0,5) : Environ équivalent à CAU digestat lisier porcin (0,4) et 2 fois plus que CAU digestat fumier bovin (0,2)
Fertilisation des cultures. Quelle efficacité ? Terra, 10 mars 2017. Résultats projet VADIM	2013-2015	Bretagne et PDL - France	Champ	Colza	Mélange	Digestat Brut	N	Digestats agricoles ou mélange ou IAA			CAU dépend date apport : sortie d'hiver ~ 0,7. Semis, trop grand variabilité





Fertilisation des cultures. Quelle efficacité ? Terra, 10 mars 2017. Résultats projet VADIM	2013-2015	Bretagne et PDL - France	Champ	Prairie	Mélange	Digestat Brut	N	Digestats agricoles ou mélange ou IAA		Cau dépend de 3 facteurs : date d'apport, climat et type intrants. Prairie humide printemps, entre 0,5 et 0,7. Prairie humide, entre 0,2 et 0,6,
J.A. Alburquerque, C. de la Fuente, M. Campoy, L. Carrasco, I. Nájera, C. Baixauli, F. Caravaca, A. Roldán, J. Cegarra, M.P. (2012) Bernal, Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. European Journal of Agronomy 43 (2012) 119– 128	2009-2010	Valence - Espagne	Champ	Pastèque Choux-fleur	Mélange	Digestat Brut	N	Témoin sans fertilisation Fertilisant de synthèse Fumier bovin		Pas d'augmentation de MO dans le sol. Cas par contre pour le fumier de bovin
J.A. Alburquerque, C. de la Fuente, M. Campoy, L. Carrasco, I. Nájera, C. Baixauli, F. Caravaca, A. Roldán, J. Cegarra, M.P. (2012) Bernal, Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. European Journal of Agronomy 43 (2012) 119– 128	2009-2010	Valence - Espagne	Champ	Pastèque Choux-fleur	Mélange	Digestat Brut	MO	Témoin sans fertilisation Fertilisant de synthèse Fumier bovin	Rendements supérieurs avec digestat et fertilisant de synthèse/fumier pour la pastèque uniquement. Le digestat fourni les besoins nécessaires en N disponible pour les cultures d'été.	Accroît la biodisponibilité du P dans le sol ==> Correlation positive entre cette augmentation et les rendements agricoles pour la pastèque
L. Jordan Meille, C. Morel, X. salducci, J. Michaud. (2017). Valeur agronomique (C, N, P) de digestats d'origine agricole et agro-alimentaire de Dordogne	2015	Dordogne - France	Labo		Mélange		MO	Digestat Brut Digestat solide Digestat séché Digestat liquide		%Mo stabilisée/MO D. Séché > D. liquide > D. solide > D. Brut Mais revenu au brut, produit avec plus fort potentiel amendant : D. Séché >> D. solide > D. Brut > liquide





L. Jordan Meille, C. Morel, X. salducci, J. Michaud. (2017). Valeur agronomique (C, N, P) de digestats d'origine agricole et agro-alimentaire de Dordogne	2016	Dordogne - France	Labo		Mélange		N	Digestat Brut Digestat solide Digestat séché Digestat liquide			CAU DB 30%, moins dépendante aux doses Pas de tendance entre la dose d'azote apportée et le CAU
L. Jordan Meille, C. Morel, X. salducci, J. Michaud. (2017). Valeur agronomique (C, N, P) de digestats d'origine agricole et agro-alimentaire de Dordogne	2015	Dordogne - France	Champ	Ray grass	Mélange	Digestat Brut	N	Digestat Brut Digestat solide Digestat séché Digestat liquide	+ 10 kg de MS par kg d'N apporté,		Kéq DB : 57 à 94 %

