HAL open science

# Analyse de cycle de vie (projet MétaMétha)

Antoine Savoie

▶ To cite this version:

Antoine Savoie. Analyse de cycle de vie (projet MétaMétha). [Contrat] INRAE. 2020, 14p. hal-03222164

HAL Id: hal-03222164
https://hal.inrae.fr/hal-03222164v1

Submitted on 10 May 2021

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

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

Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

# MétaMétha

## D3-L4.3 : Analyse de cycle de vie

| | |
|---|---|
| **Projet** | MétaMétha |
| **Lot** | D |
| **Tâche ou sous-tâche** | D3 |
| **Livrable** | L4.3 : Rédaction d'une présentation synthétique comprenant l'ensemble des résultats, hypothèses et méthodologie |
| **Date de remise** | 02/06/2020 |
| **Confidentiel** | oui / ~~non~~ |

Etude réalisée par : EVEA

Partenaire responsable : INRA UE PAO
Partenaire(s) impliqué(s) dans la rédaction du livrable :
UMR ECOSYS, INRA UEPAO

Financée par *: la région Centre Val de Loire*

Dans le cadre des appels à projets *d'intérêt régional*

Version 1 – décembre 2019

# SOMMAIRE

1 CADRE DU PROJET ..... 6
1.1 Contexte ..... 6
1.2 Le projet MétaMétha ..... 6
2 OBJECTIF ET PERIMETRE DE L'ETUDE ..... 8
2.1 Objectif ..... 8
2.2 Méthodologie ..... 8
2.3 Unité fonctionnelle ..... 8
2.3.1 Choix de l'unité fonctionnelle ..... 8
2.3.2 Quantification de l'unité fonctionnelle ..... 9
2.3.3 Flux de matière fraîche et d'azote par scénario ..... 9
2.4 Scénarios et périmètre de l'étude ..... 10
2.4.1 Méthanisation avec ou sans séparation de phase ..... 11
2.4.2 Site de compostage ..... 14
2.4.3 Effluents bruts ..... 15
2.4.4 Fertilisant minéral ..... 15
3 DESCRIPTION DES MODELES : INVENTAIRES ET HYPOTHESES ..... 17
3.1 Fertilisant minéral ..... 17
3.2 Infrastructures ..... 17
3.2.1 Unité de méthanisation ..... 17
3.2.2 Site de compostage ..... 18
3.2.3 Plateforme de stockage des effluents bruts ..... 18
3.3 Fonctionnement ..... 18
3.3.1 Consommations ..... 18
3.3.2 Emissions ..... 19
3.4 Epandage ..... 20
3.5 Emissions au champ ..... 21
3.5.1 Caractérisation des effluents épandus ..... 21
3.5.2 Emissions et stockage de $CO_2$ biogénique ..... 22
3.5.3 Emissions d'azote ..... 23
3.5.4 Emissions de phosphore ..... 24
3.5.5 Emissions d'Eléments Traces Métalliques ..... 24
4 PRESENTATION DES RESULTATS ..... 26

4.1 Description des indicateurs retenus ..... 26
4.2 Comparaison des scénarios ..... 27
4.2.1 Vue globale ..... 27
4.2.2 Vue détaillée par indicateur ..... 28
4.2.3 Focus sur les scénarios d'épandage de solide et de liquide ..... 29
4.2.4 Focus sur les émissions d'azote lors de l'épandage ..... 31
4.2.5 Focus sur les émissions d'Eléments Traces Métalliques (ETM) ..... 32
4.3 Analyse de sensibilité ..... 33
4.3.1 Valorisation du biogaz ..... 33
4.3.2 Fuites de biogaz ..... 34
4.3.3 Mode d'épandage des effluents liquide ..... 35
4.3.4 Apport complémentaire en $P_2O_5$ ..... 37
4.3.5 Temps d'occupation des sols ..... 38
4.3.6 Distance entre le site de traitement et la parcelle ..... 40
5 CONCLUSION ..... 41
6 BIBLIOGRAPHIE ..... 43
7 ANNEXES ..... 45
7.1 ANNEXE : Synthèse de la collecte de données de la méthanisation ..... 46
7.2 ANNEXE : Calcul de membrane pour la lagune ..... 47
7.3 ANNEXE : Choix des processus pour la modélisation ..... 48
7.4 ANNEXE : Paramètres de la modélisation ..... 53
7.5 ANNEXE : Détermination des caractéristiques des intrants ..... 55
7.6 ANNEXE : Emissions lors de la méthanisation ..... 57
7.7 ANNEXE : Facteurs de caractérisation des émissions d'azote ..... 58
7.8 ANNEXE : Flux d'ETM vers le sol ..... 59

# LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Flux d'effluents ..... 9
Tableau 2 : Répartition de l'électricité produite ..... 18
Tableau 3 : Emissions lors du stockage des substrats ..... 19
Tableau 4 : Récapitulatif des émissions lors de la méthanisation ..... 19
Tableau 5 : Emissions lors du compostage ..... 20
Tableau 6 : Emissions de stockage du fumier composté ..... 20
Tableau 7 : Matériel utilisé pour l'épandage ..... 21
Tableau 8 : Caractéristiques des effluents épandus en carbone, azote et phosphore ..... 21
Tableau 9 : Teneurs en ETM des effluents épandus ..... 22
Tableau 10 : Emissions d'azote au champ ..... 24
Tableau 11 : Présentation des indicateurs retenus ..... 26
Tableau 12 : ETM lixiviés ..... 32
Tableau 13 : Seuils réglementaire d'ETM dans le sol ..... 32
Tableau 14 : Teneurs moyennes des sols de culture arables en ETM en France ..... 32
Tableau 15 : Nombre d' "épandages" possibles ..... 33
Tableau 16 : Plage de variation théorique des dates de récolte ..... 39
Tableau 17 : Variation des ETM émis dans le sol selon le temps d'occupation des sols ..... 39
Tableau 18 : Variation des ETM lixiviés selon le temps d'occupation des sols ..... 39
Tableau 19 : Données issues de la collecte de données sur la méthanisation ..... 46
Tableau 20 : Modélisation du N390 ..... 48
Tableau 21 : Modélisation du $P_2O_5$ ..... 48
Tableau 22 : Modélisation des infrastructures et équipements ..... 48
Tableau 23 : Modélisation des intrants pour process ..... 48
Tableau 24 : Modélisation de la consommation de diesel ..... 49
Tableau 25 : Modélisation des émissions de process ..... 50
Tableau 26 : Modélisation de l'électricité et du gaz naturel substitués ..... 50
Tableau 27 : Matériel utilisé pour l'épandage ..... 50
Tableau 28 : Modélisation des émissions d'azote au champ ..... 52
Tableau 29 : Modélisation des émissions d'ETM au champ ..... 52
Tableau 30 : Modélisation des émissions de phosphore au champ ..... 52
Tableau 31 : Modélisation du transport site de traitement-parcelle ..... 52
Tableau 32 : Paramètres de la modélisation ..... 53
Tableau 33 : Impacts des émissions lors de la méthanisation ..... 57
Tableau 34 : Facteurs de caractérisation des émissions azotées au champ ..... 58
Tableau 35 : Emissions d'ETM dans le sol pour t=349j ..... 59
Tableau 36 : Emissions d'ETM dans le sol pour t=344j ..... 59
Tableau 37 : Emissions d'ETM dans le sol pour t=386j ..... 59

## Liste des Figures

Figure 1 : Cycle de l'azote simplifié ..... 6
Figure 2 : Modalités d'expérimentation MétaMétha ..... 7
Figure 3 : Mâts et badges utilisés ..... 7
Figure 4 : Résultats de l'étude INRA sur le stockage de carbone dans le sol ..... 23
Figure 5 : Flux d'ammoniac en temps réel ..... 23
Figure 6 : Comparaison des scénarios sur les indicateurs privilégiés - Vue globale ..... 27
Figure 7 : Vue détaillée des impacts par scénario ..... 28
Figure 8 : Comparaison des contributions des effluents solides et liquides ..... 30
Figure 9 : Décomposition des émissions d'azote au champ ..... 31
Figure 10 : Analyse de sensibilité sur le biogaz valorisé ..... 34
Figure 11 : Analyse de sensibilité sur les fuites de biogaz ..... 35
Figure 12 : Comparaison de différents modes d'épandage des effluents liquides ..... 36
Figure 13 : Analyse de sensibilité sur le mode d'épandage des effluents liquides ..... 36
Figure 14 : Analyse de sensibilité sur l'apport en phosphore pour la fertilisation minérale ..... 38
Figure 15 : Méthaniseur sur le site de Nouzilly ..... 47
Figure 16 : Répartition des impacts des émissions lors de la méthanisation ..... 57

## ACRONYMES

ACV : Analyse de Cycle de Vie
C : Carbone
DB : Digestat brut
DL : Digestat liquide
DS : Digestat solide
ETM : Eléments Traces Métalliques
N : Azote
MB : Matière brute, ou fraîche
MF : Matière fraîche, ou brute
MO : Matière organique
MS : Matière sèche

# 1 Cadre du projet

Cette partie présente la situation de la méthanisation en France et l'origine du projet MétaMétha.

## *1.1 Contexte*

La méthanisation est un processus biologique transformant la matière organique (MO) en biogaz et digestat, tous deux valorisables. Le premier est une énergie renouvelable pouvant être utilisée pour produire de l'électricité, ou encore de la chaleur. Le second peut servir de fertilisant pour l'agriculture. Ainsi, la méthanisation permet de traiter les déchets organiques et de les valoriser sous deux produits qui permettraient aux exploitations de devenir autonomes, à la fois en énergie, avec une production continue contrairement aux filières comme l'éolien ou le solaire, et en fertilisant, en valorisant le méthane et l'azote contenus dans les déchets. Cela est d'autant plus intéressant pour les agriculteurs qu'elle leur fournirait également un complément de revenus et qu'elle diminuerait l'incertitude liée aux prix des engrais qui est forte en raison de la dépendance aux engrais importés.

Au vu de leurs bénéfices environnementaux potentiels, les projets de méthanisation sont soutenus par l'ADEME depuis 2007 avec les fonds déchets et fonds chaleur. Le secteur fournit des solutions pour atteindre différents objectifs de la transition énergétique pour la croissance verte, que ce soit l'énergie, la gestion de déchets ou la diminution des gaz à effet de serre, et atteindre les objectifs du plan Climat de la France qui vise la neutralité carbone en 2050. En effet, la loi de transition énergétique fixe l'objectif que 10% du gaz soit d'origine renouvelable en 2030. Cela éviterait l'équivalent de 3% de nos émissions. Le Plan Energie Méthanisation Autonomie Azote de 2013 a d'ailleurs pour objectif le développement de 1 000 méthaniseurs à la ferme à l'horizon 2020 contre 90 fin 2012, et 236 en Janvier 2016. La méthanisation est donc fortement encouragée par l'Etat et les conclusions du groupe de travail « Méthanisation » encouragent la facilitation des démarches afin d'accélérer le développement des installations.

## *1.2 Le projet MétaMétha*

L'azote contenu dans les effluents organiques épandus au champ permettent de fertiliser la plante en remplaçant les engrais minéraux azotés. Il peut être présent sous forme organique, nitrique, ammoniacale, uréique… Chaque forme d'azote a ses propriétés, mais aussi ses risques. Par exemple, l'azote sous forme nitrique ($NO_3^-$) ou ammoniacale ($NH_4^+$) fertilise les cultures à court-terme car les nitrates sont absorbés directement par la plante. L'ammonium quant à lui est consommé par la plante directement ou transformé en nitrate auparavant. Lors de ce processus, des pertes d'azote se font sous forme de protoxyde d'azote ($N_2O$), un puissant gaz à effet de serre, et d'oxyde d'azote (NO). De plus, les nitrates sont peu retenus par le sol et peuvent être perdus par lixiviation. Des émissions de protoxyde d'azote peuvent également survenir suite à l'action de bactéries dénitrifiantes en absence d'air, comme dans le sol, sur les ions nitrates. L'azote contenu sous forme organique quant à lui, sera transformé sous forme d'ammoniac ou de nitrate par des décomposeurs. Lors de ces transformations, du $NH_3$, du $N_2O$ et du NO peuvent être également être émis dans l'air.

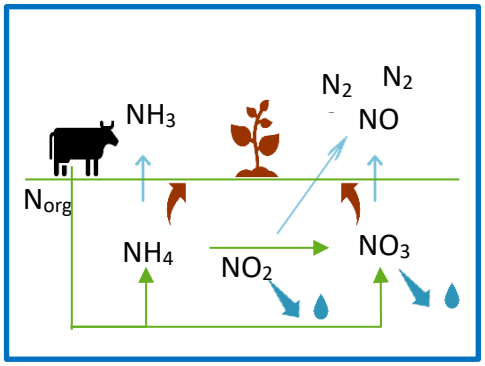


*Figure 1 : Cycle de l'azote simplifié*

Mais la fertilisation azotée par épandage de digestat est plus difficile à maîtriser que par des apports d'engrais minéraux et les digestats sont riches en azote ammoniacal. Des questions restent donc en suspens quant aux effets de l'épandage des digestats au champ : Quels avantages présentent la qualité des digestats par rapport à du fumier composté ou des effluents bruts ? Les pertes d'azote polluantes sont-elles maîtrisées ? En effet, une partie de l'azote ammoniacal des digestat peut se volatiliser lors de l'épandage.

C'est pourquoi, le projet MétaMétha a pour but d'évaluer l'impact de l'insertion de la méthanisation sur le bilan en Carbone (C) et en Azote (N) en exploitation polyculture élevage. Ainsi, les impacts de différents modes de traitement des effluents (compost, digestats, effluents bruts) seront comparés.

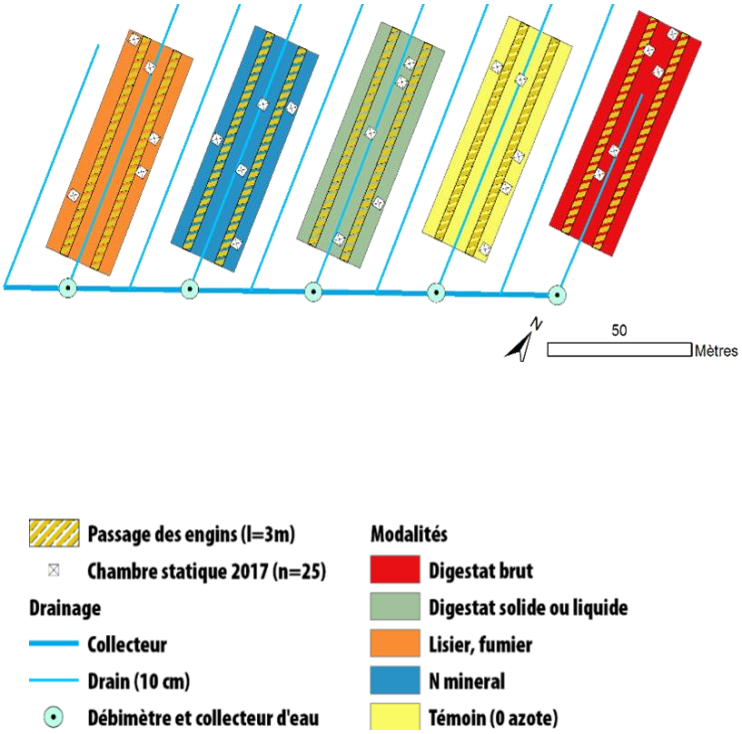



*Figure 2 : Modalités d'expérimentation MétaMétha*

Dans le cadre de ce projet, l'INRA a mis en place une expérimentation sur 5 parcelles, comme le montre la Figure 2. Chaque parcelle est également équipée de 3 mâts munis de badges capteurs d'ammoniac, badges alpha, pour déterminer les émissions d'ammoniac par volatilisation au champ.

Dans la mesure du possible, le projet s'appuiera sur des données réelles. Entre autres, des valeurs spécifiques de caractérisation des effluents épandus et de volatilisation d'ammoniac au champ ont été utilisées à partir des expérimentations de l'INRA. Les digestats sont issus du méthaniseur de l'INRA, géré par Cap Vert Energie, qui lui permet de valoriser ses effluents d'élevage. L'installation traite également des boues et des sous-produits de l'industrie agroalimentaire extérieurs à l'INRA.

*Figure 3 : Mâts et badges utilisés*

# 2 Objectif et périmètre de l'étude

Cette partie précise le cadre de l'étude.

## *2.1 Objectif*

Les résultats de la présente étude doivent donc permettre de comparer différents scénarios de traitement et épandage d'effluents sur différents indicateurs (Changement Climatique, Formation d'ozone photochimique, Eutrophisation Marine, Acidification, Matière particulaire fine, Demande d'Energie Cumulée et Utilisation d'eau) à partir de l'inventaire des flux, notamment en termes d'azote. Cela permettra d'avoir une vision des effets de l'épandage des digestats au champ et de comparer l'épandage de digestats, fumier composté, effluents bruts et fertilisant minéral.

Les scénarios à comparer, présentés en détail au paragraphe §2.4, sont les suivants :

- L'épandage de digestat liquide et solide
- L'épandage de digestat brut
- L'épandage de compost (lisier et fumier composté)
- L'épandage d'effluents bruts (lisier et fumier bovins)
- L'épandage de fertilisant minéral N390

## *2.2 Méthodologie*

Dans le cadre du projet MétaMétha, une Analyse de Cycle de Vie (ACV) est réalisée. L'ACV est une méthode d'évaluation quantifiée des impacts des produits et services sur toutes les étapes du cycle de vie (de l'extraction des matières premières à la fin de vie) à partir de l'inventaire des flux entrants et sortants d'un système et de facteurs de caractérisation des impacts. L'ACV est une approche encadrée par les normes ISO 14040 [1] et 14044 [2] et un outil de prise de décision qui permet d'éviter les transferts de pollutions. En effet, l'ACV présente l'intérêt d'être :

- Multi-étapes : Toutes les étapes du cycle de vie sont couvertes.
- Multi-composants : Tous les éléments qui interviennent dans le cycle de vie d'un produit doivent être pris en compte (ex : les équipements agricoles…)
- Multi-indicateurs : Les résultats seront analysés selon différents indicateurs pour avoir une vue globale

## *2.3 Unité fonctionnelle*

### 2.3.1 Choix de l'unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est l'unité de référence qui permet de comparer différents systèmes en les rapportant à une performance quantifiée commune.

Dans le cadre de l'étude d'une activité agricole et de traitement des déchets, 3 unités fonctionnelles peuvent être envisagées :

- Cultiver une parcelle de X hectares avec une rotation A-B-C sur 3 ans
- Traiter X tonnes d'effluents
- Apporter une quantité d'azote X au champ

La première proposition est adaptée pour étudier les stratégies de rotation des cultures. Elle a l'avantage d'être au plus près des besoins des exploitations en intégrant des rendements agricoles. Elle a d'ailleurs été utilisée dans des ACV à l'échelle d'une exploitation agricole dans son ensemble, c'est-à-dire le système d'élevage, le système fourrager et le système de culture [3], et dans l'étude de successions culturales [4]. Mais cet aspect n'est pas l'objectif de cette étude. En effet, l'attention est portée sur l'apport au champ, quel que soit le type de culture. Contrairement aux deux propositions suivantes, elle ne convient pas à l'étude d'effluents.

La seconde proposition est utilisée dans des études axées sur le traitement des effluents, plus que leur devenir. Elle permet donc de comparer des scénarios de gestion des effluents, par exemple afin de déterminer si le traitement des effluents présente des performances environnementales intéressantes grâce à la valorisation du digestat et du biogaz [5]. Cette unité fonctionnelle ne se focalise pas sur la qualité de différents types d'amendements apportés au champ mais sur la quantité d'intrant.

La troisième proposition est tournée vers l'apport d'azote, élément central de l'étude. Elle a notamment été utilisée par F.Thirion pour l'évaluation de la qualité environnementale des épandages agricoles [6] : engrais minéraux, lisier, fumier.
**C'est pourquoi cette ACV s'appuiera sur cette unité fonctionnelle.**

### 2.3.2 Quantification de l'unité fonctionnelle

La quantification de cette performance peut être faite grâce à la « Directive Nitrates » qui impose de ne pas dépasser un apport de 170kg d'azote d'origine organique par hectare et par an.
Or les parcelles de l'INRA de Nouzilly font 1968m², ce qui correspond à un apport d'azote $mN$ de 33,5 kg.
L'unité fonctionnelle est donc :

**« Apporter 170kg/ha d'azote total au champ,**
**soit 33,5 kg d'azote total sur une parcelle de 1968 m² ».**

### 2.3.3 Flux de matière fraîche et d'azote par scénario

Chaque type d'amendement ayant ses caractéristiques en azote, les flux d'azote et de matière fraîche sont les suivants :

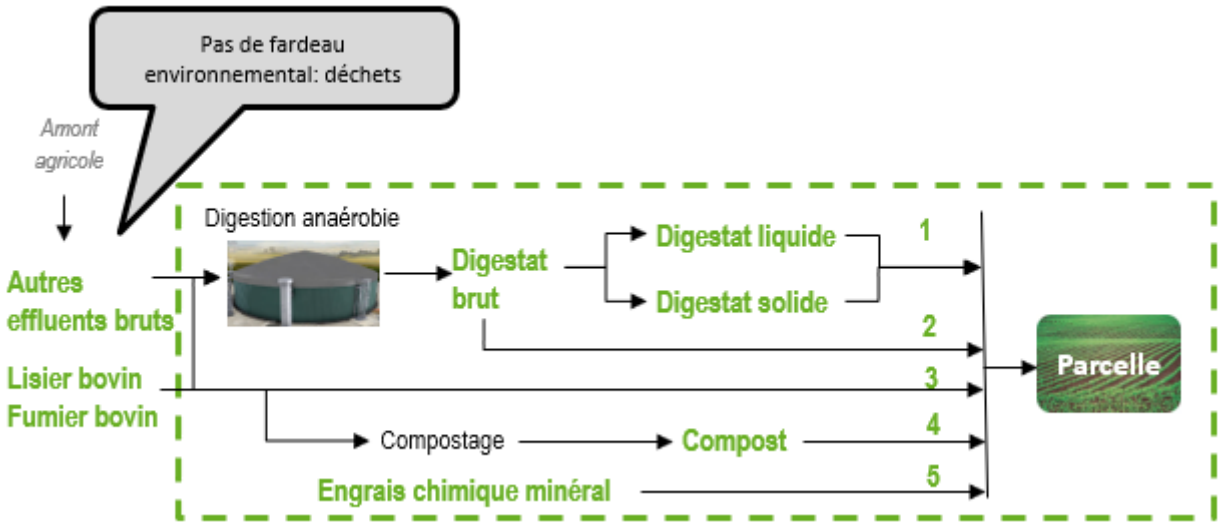
*Tableau 1 : Flux d'effluents*

| Scénario | Type | Azote total | Matière fraiche épandue (/ha) sur la parcelle | Matière fraiche entrante (/ha) en amont des process |
|---|---|---|---|---|
| **Méthanisation avec séparation de phase** | **Digestat solide**<br>**Digestat liquide** | 6,52 kg/t MF<br>4,24 kg/t MF | 9,24 t<br>25,9 t | 41,3 t |
| **Méthanisation sans séparation de phases** | **Digestat brut** | 4,83 kg/t MF | 35,2 t | 41,4 t |
| **Compostage** | **Fumier composté** | 7,72 kg/t MF | 11,1 t | 33,4 t |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | **Lisier** | 2,75 kg/t MF | 30,9 t | 30,9 t |
| **Effluents bruts** | **Fumier**<br>**Lisier** | 7,72 kg/t MF<br>2,75 kg/t MF | 11,0 t<br>30,9 t | 11,0 t<br>30,9 t |
| **Fertilisation minérale** | **Azote minéral** | 300 kg/t | 567 kg | 567 kg |

## *2.4 Scénarios et périmètre de l'étude*

Les scénarios comparés sont décrits ci-dessous :




Les éléments inclus dans les frontières des systèmes étudiés sont décrits ci-dessous.
Le transport des intrants vers le site de traitement n'est pas considéré dans cette étude dans la mesure où ils constituent des déchets.
Dans un premier temps, le transport entre le site de stockage des effluents à épandre et la parcelle n'est pas inclus dans les frontières des systèmes à étudier. En effet, les parcelles sont proches du site de traitement dans le cas de l'INRA de Nouzilly. Cet aspect sera néanmoins abordé dans les analyses de sensibilité afin d'évaluer l'impact environnemental de l'éloignement, lié notamment aux consommations de carburant des tracteurs.

*<u>NB</u> : Les abréviations utilisées dans les figures décrivant chaque système sont les suivantes :*

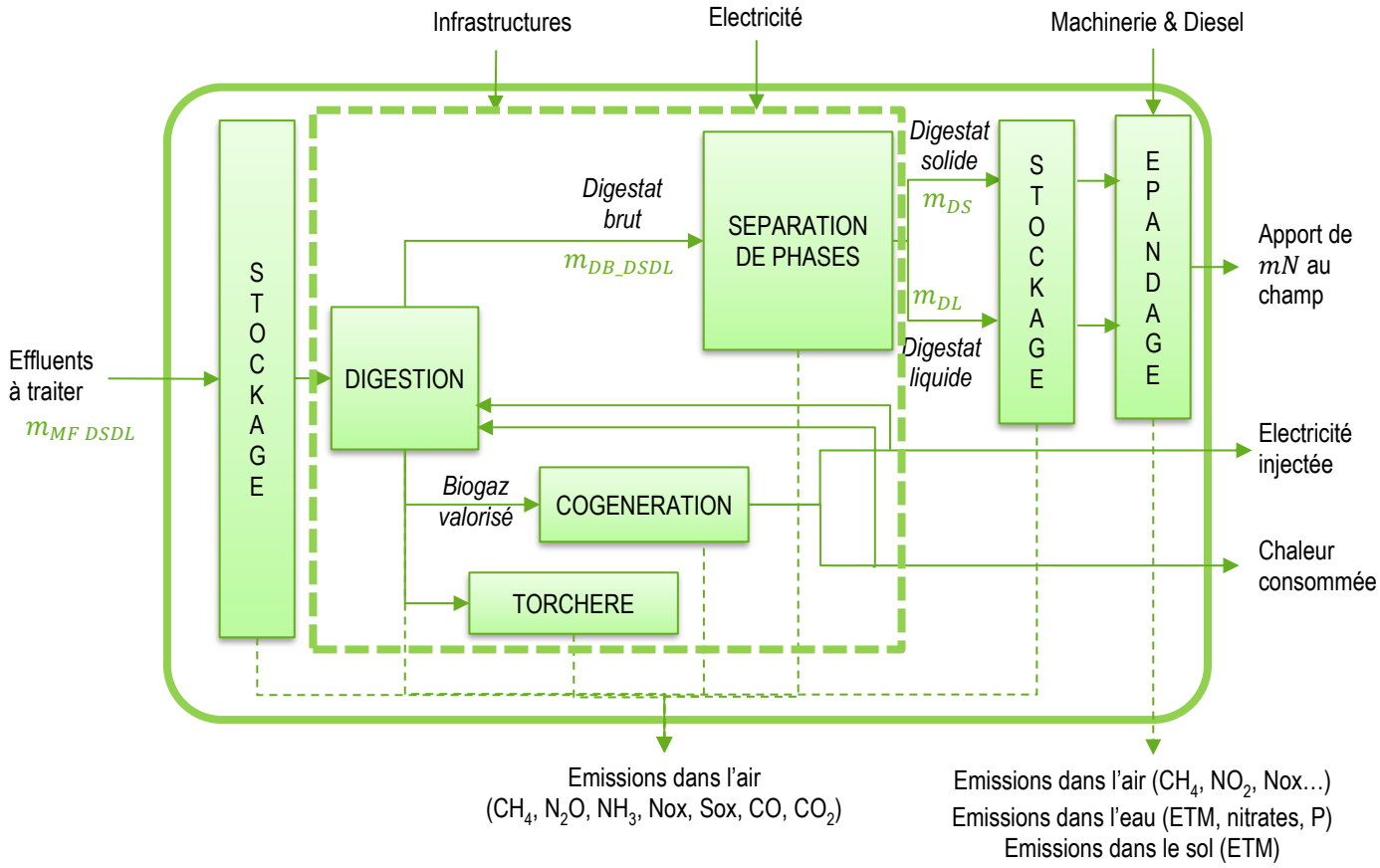
- $MF$ *: Matière Fraîche*
- $DB$ *: Digestat brut*
- $DS$ *: Digestat solide*
- $DL$ *: Digestat liquide*
- $mN$ *: masse d'azote épandue (kg)*
- $mN_x$ *: masse d'azote dans l'effluent x*
- $m_{x\,DSDL}$ *: masse d'effluent x dans le scénario méthanisation avec séparation de phase*
- $m_{x\,DB}$ *: masse d'effluent x dans le scénario de méthanisation sans séparation de phase*
- $qN_x$ *: quantité d'azote dans l'effluent x (kg/t)*

*Les éléments inconnus sont notés en vert.*

### 2.4.1 Méthanisation avec ou sans séparation de phase

Les intrants sont aujourd'hui incorporés par un bol mixeur et arrosés par du digestat liquide pour dilution. Le méthaniseur est composé d'une cuve de digestion et d'un maturateur. Concernant la valorisation du biogaz produit, l'unité de méthanisation comporte une unité de cogénération avec un rendement de 44,5% pour la production d'électricité en 2018. Il n'y a pas d'injection. La chaleur est utilisée pour le chauffage de l'INRA en hiver et le fonctionnement d'un séchoir à fourrage en été.
Les informations collectées auprès de Cap Vert Energie utilisées sont résumées dans le tableau en annexe 7.1.

Les fractions solide et liquide du digestat sont séparées par une presse à vis puis stockées. Le site dispose également d'une lagune de stockage pour le digestat liquide.




$$mN = qN_{DS} \times m_{DS} + qN_{DL} \times m_{DL}$$

Afin de pouvoir résoudre cette équation, il est nécessaire de lier les deux inconnues (en vert).

Soit $p_s$ la part de Digestat Solide :

$$p_s = \frac{m_{DS}}{m_{DS}+m_{DL}}$$

Alors :

$$m_{DS} = p_s m_{DB\ DSDL} \quad \text{et} \quad m_{DL} = (1-p_s) m_{DB\ DSDL}$$

Or : $mN = qN_{DS} \times m_{DS} + qN_{DL} \times m_{DL} = \left(qN_{DS} \times p_s + qN_{DL} \times (1-p_s)\right) m_{DB\ DSDL}$

Donc : $m_{DB\ DSDL} = \frac{mN}{(qN_{DS} \times p_s + qN_{DL} \times (1-p_s))}$

Soit $\eta_{métha}$ la quantité de digestat brut en sortie du méthaniseur par tonne de matière fraîche entrante :
$m_{MF\ DSDL} = \frac{m_{DB\ DSDL}}{\eta_{métha}}$. Sa valeur numérique sera connue à partir de la collecte de données.

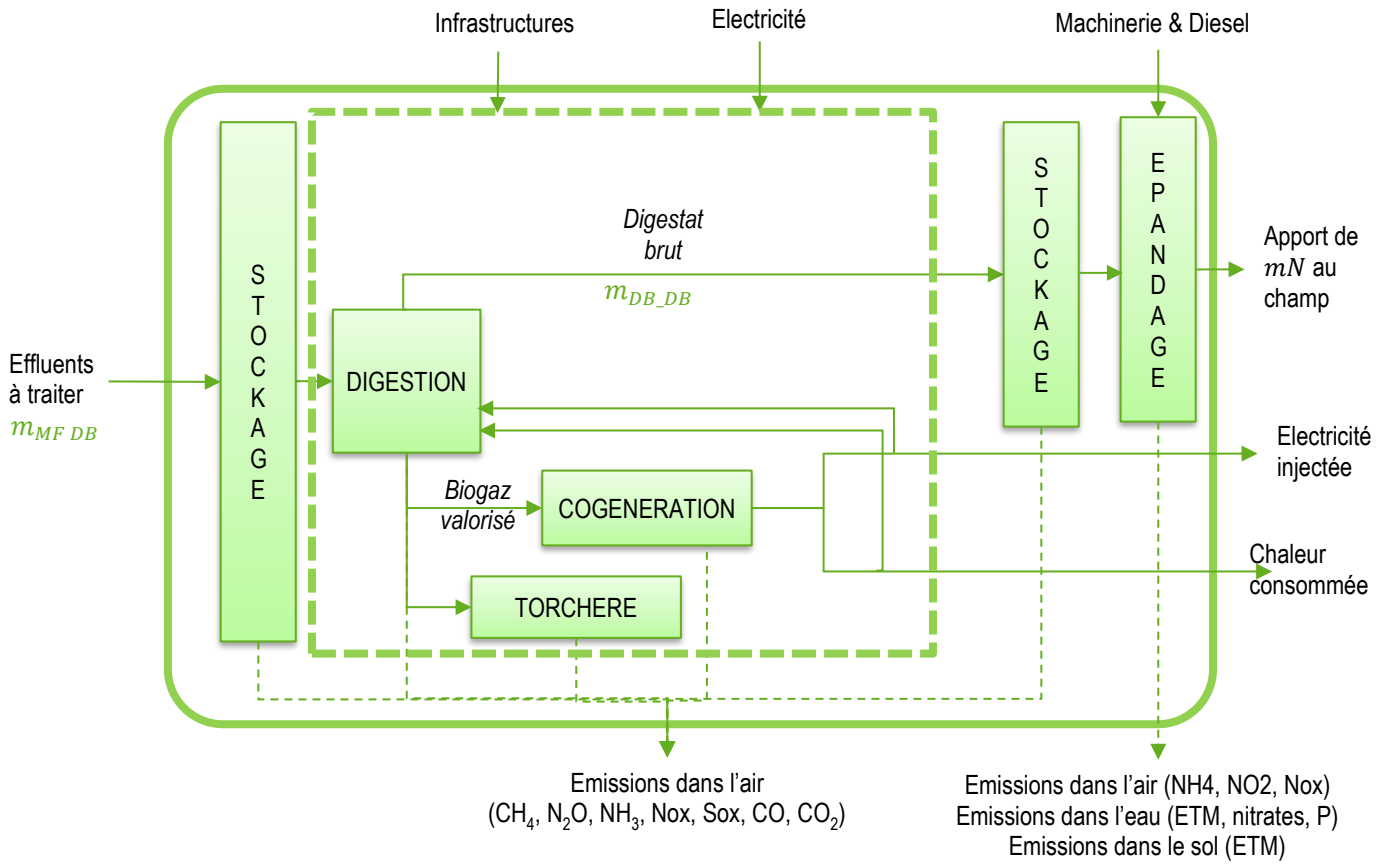
Le scénario proposé est un plan d'épandage correspondant à l'exploitation : 100% des digestats solide et liquide produits sont épandus sur l'exploitation.

Du digestat brut peut également être prélevé avant séparation de phase puis épandu directement sur la parcelle. Il n'y a donc pas de séparation de phase.

L'électricité injectée a été substituée à de l'électricité selon le mix électrique français générique. Selon l'Agence Internationale de l'Energie, le mix électrique français en 2014, année de construction de la donnée utilisée, était composé de la façon suivante [7] :

- 75,1% d'énergie nucléaire,
- 12% d'hydroélectricité,
- 3% d'éolien,
- 2,4% de charbon,
- 2,3% de gaz naturel
- 1,1% de pétrole

1,6% de l'électricité est importée.




$mN = qN_{DB} \times m_{DB\ DB}$

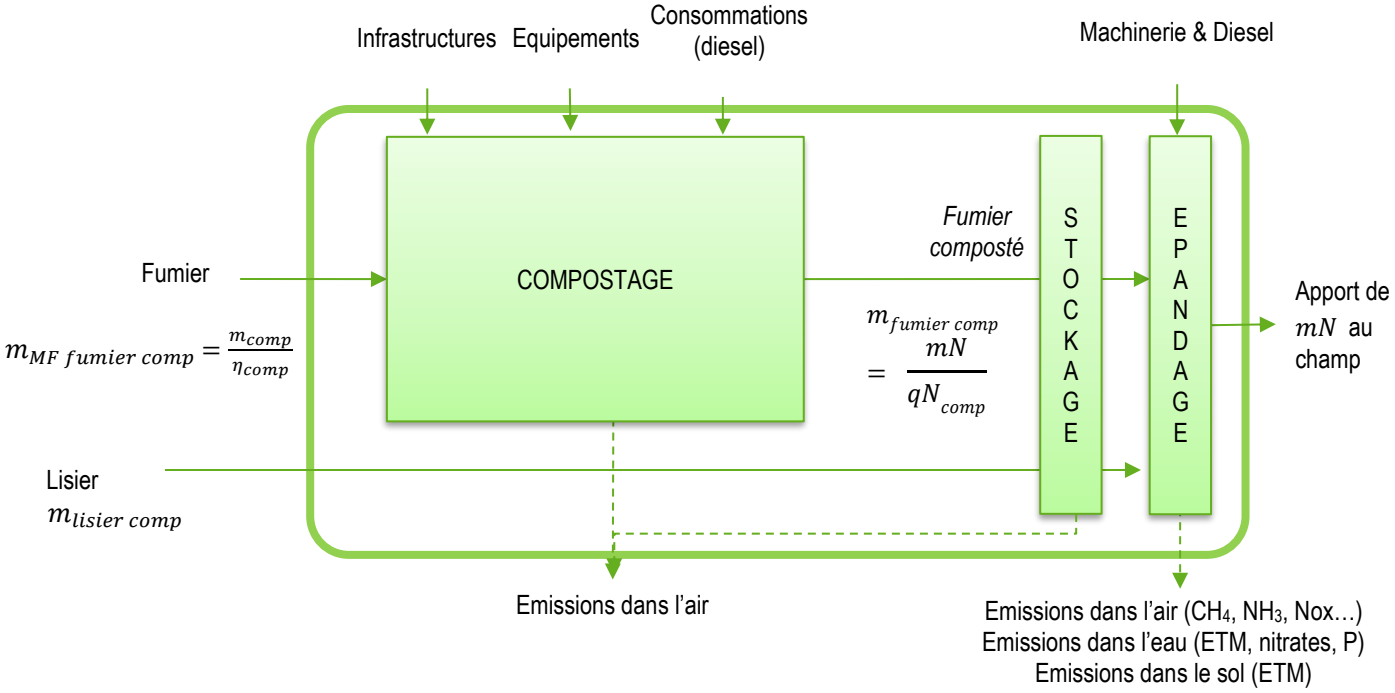
Donc : $m_{DB\ DB} = \frac{mN}{qN_{DB}}$

Soit $\eta_{métha}$ la quantité de digestat brut en sortie du méthaniseur par tonne de matière fraîche entrante :

$m_{MF\ DB} = \frac{m_{DB\ DB}}{\eta_{métha}}$

### 2.4.2 Site de compostage

La plateforme de compostage de l'INRA, qui consiste en une dalle de béton, est utilisée pour modéliser la plateforme de compostage d'une ferme. En effet, plateformes de compostage à la ferme ne sont pas aussi complexes que des plateformes de compostage industriel. Les tas de fumier sont directement posés sur la plateforme jusqu'au prochain retournement d'andain prévu. Il n'y a pas de consommations d'eau ou de d'électricité. La plateforme standard est dimensionnée pour traiter environ 3500 t/an.
Dans ce scénario, seul le fumier est composté.




$$mN = qN_{comp} \times m_{fumier\ comp} + qN_{Lisier} \times m_{lisier\ comp}$$

De même que pour la méthanisation avec séparation de phase, il est nécessaire de lier les deux inconnues (en vert) pour résoudre l'équation.

Soit $p_{s\ comp}$ la part de fumier dans les effluents bruts épandus :

Alors : $p_{s\ comp} = \frac{m_{fumier\ comp}}{m_{fumier\ comp} + m_{lisier\ comp}}$

Par facilitation, le ratio $ps$ digestat solide/digestat liquide est conservé. Celui-ci sera l'objet d'une analyse de sensibilité ultérieurement.

D'où $m_{lisier\ comp} = m_{fumier\ comp} \frac{1 - p_{s\ comp}}{p_{s\ comp}}$

$$mN = qN_{comp} \times m_{fumier\ comp} + qN_{lisier} \times m_{lisier\ comp}$$

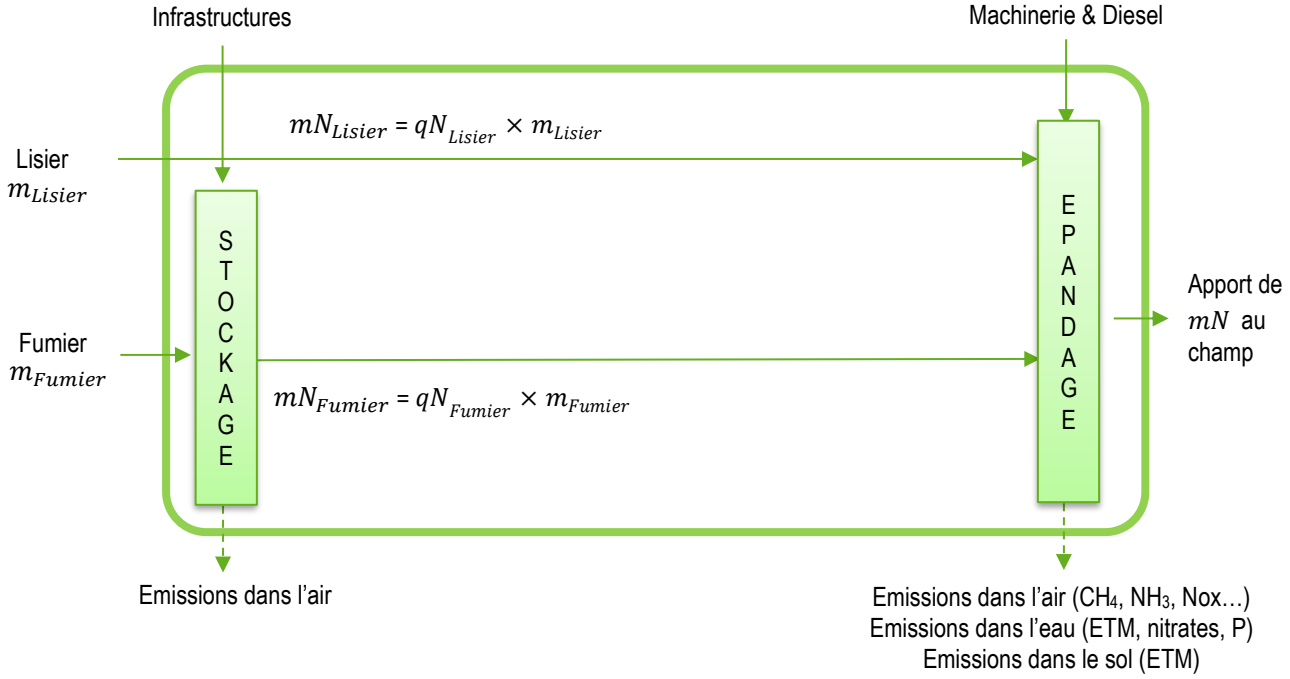
$$mN = qN_{comp} \times m_{fumier\ comp} + qN_{Lisier} \times m_{fumier\ comp} \frac{1 - p_{s\ comp}}{p_{s\ comp}}$$

$$m_{comp} = \frac{mN}{qN_{comp} + qN_{Lisier} \times \frac{1 - p_{s\ comp}}{p_{s\ comp}}}$$

$\eta_{comp}$ est supposé être égal à 1/3 en masse [7].

### 2.4.3 Effluents bruts

Les lisiers et fumiers bovins de l'INRA peuvent également être stockés puis épandus, sans subir de traitement. L'apport d'azote se fait donc à la fois sous forme solide et liquide.




$$mN = qN_{Fumier} \times m_{Fumier} + qN_{Lisier} \times m_{Lisier}$$

De même que pour la méthanisation avec séparation de phase, il est nécessaire de lier les deux inconnues (en vert) pour résoudre l'équation.

Soit $p_{fumier\ lisier}$ la part de fumier dans les effluents bruts épandus :

Alors : $p_{fumier\ lisier} = \frac{m_{Fumier}}{m_{Fumier}+m_{Lisier}}$

Par facilitation, le ratio $ps$ digestat solide/digestat liquide est conservé. Celui-ci sera l'objet d'une analyse de sensibilité ultérieurement.

D'où $m_{Lisier} = m_{Fumier} \frac{1-p_{fumier\ lisier}}{p_{fumier\ lisier}}$

$$mN = qN_{Fumier} \times m_{Fumier} + qN_{Lisier} \times m_{Lisier}$$

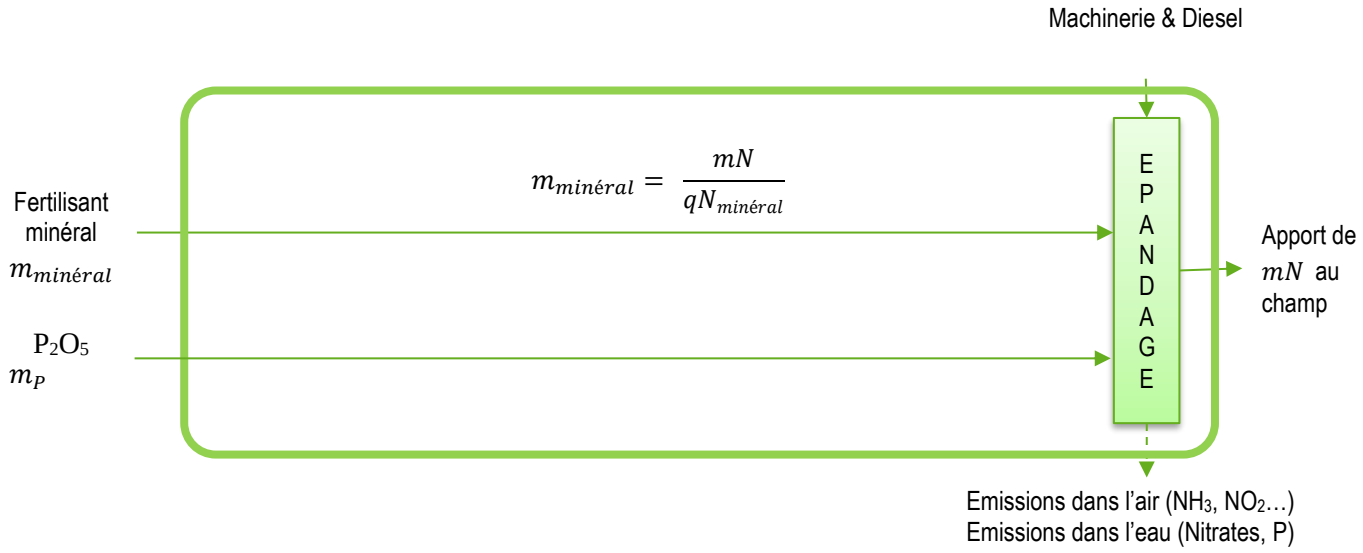
$$= qN_{Fumier} \times m_{Fumier} + qN_{Lisier} \times m_{fumier} \frac{1 - p_{fumier\ lisier}}{p_{fumier\ lisier}}$$

$$m_{Fumier} = \frac{mN}{qN_{Fumier} + qN_{Lisier} \times \frac{1 - p_{fumier\ lisier}}{p_{fumier\ lisier}}}$$

### 2.4.4 Fertilisant minéral

Le dernier scénario étudié est la fertilisation minérale avec un apport de solution liquide de N390, qui se présente sous la forme d'une solution de nitrate d'ammonium et d'urée. Toutes les étapes de son cycle de vie sont prises en compte, notamment l'extraction des matières, la production et l'acheminement du produit.

Afin de ne pas pénaliser les scénarios d'épandage d'effluents organiques contenant du phosphore, un ajout de phosphore sous la forme de $P_2O_5$ a été considéré pour le fertilisant minéral [6].



# 3 Description des modèles : Inventaires et hypothèses

Cette partie répertorie les données collectées et hypothèses faites pour modéliser les différents scénarios étudiés.
Des informations réelles ont pu être collectées auprès de l'INRA et de Cap Vert Energie, exploitant du méthaniseur présent sur le site de Nouzilly. Des données d'origine bibliographiques et hypothèses, en discussion avec l'INRA, ont été utilisées pour les informations manquantes.
La collecte de données concernait notamment les infrastructures, les consommations pour le fonctionnement des installations de traitement, les modes d'application au champ et les valeurs fertilisantes des effluents.

## *3.1 Fertilisant minéral*

Le fertilisant minéral utilisé est du N390, qui se présente sous la forme d'une solution de nitrate d'ammonium et d'urée. Il est composé de :

- 7,3% d'azote nitrique
- 7,3% d'azote ammoniacal
- 15,4% d'azote uréique

Comme précisé précédemment, un ajout de phosphore sous la forme de $P_2O_5$, noté $mP$ a été considéré pour le fertilisant minéral. Sa valeur est, par hypothèse, égale à la valeur moyenne des teneurs en $P_2O_5$ de chacun des scénarios (digestat solide/liquide, digestat brut, compost, fumier/lisier). Une analyse de sensibilité sur cet ajout de phosphore sera conduite au paragraphe §4.3.4 afin de déterminer si les conclusions de l'étude varient fortement en fonction de ce paramètre.

## *3.2 Infrastructures*

### 3.2.1 Unité de méthanisation

La durée de vie de l'installation est supposée être de 30 ans.
D'après les données de CapVert Energie, l'unité de méthanisation est composée des éléments suivants :

- 1 Cuve de digestion en béton de 1 790 m$^3$ avec un diamètre intérieur $Dint$ de 19,5 m, donc une hauteur $h$ de 6 m, ainsi que des voiles d'épaisseur $e_{voiles}$ 20 cm et un radier de hauteur $h_{radier}$de 15 cm
- 1 Cuve de maturation en béton de 800 m$^3$ avec une diamètre intérieur $Dint$ de 13 m, donc une hauteur $h$ de 6 m, ainsi que des voiles d'épaisseur $e_{voiles}$ 20 cm et un radier de hauteur $h_{radier}$ de 15 cm
- 1 Lagune pour le stockage de digestat liquide de 3 500 m$^3$

Les cuves sont supposées reposant sur une hauteur $h_{fondations}$ d'1m de fondations.
Ainsi, le volume de béton nécessaire pour chacune des cuves est calculé comme suit :

$$V_{béton} = [V_{extérieur} - V_{intérieur}] + V_{fondations\ et\ radier}$$

$$V_{béton} = \left[\pi\left(\frac{Dint}{2} + e_{voiles}\right)^2 h - \pi\left(\frac{Dint}{2}\right)^2 h\right] + \pi\left(\frac{Dint}{2} + e_{voiles}\right)^2 (h_{radier} + h_{fondations})$$

Le calcul de la masse de membrane nécessaire pour la lagune (stockage de digestat liquide ou de digestat brut selon si une séparation de phase est considérée) est décrit en annexe 7.2.

En complément, les éléments suivants ont également été inclus dans la modélisation pour prendre en compte les équipements de l'unité de méthanisation, afin de ne pas avantager ce scénario en raison d'une modélisation incomplète :

- 1 Moteur à gaz de 206 kW d'une durée de vie de 10 ans, soit 3 sur le cycle de vie
- 2 Pompes de 15 kW d'une durée de vie de 5 ans, soit 12 sur le cycle de vie
- 2 Tapis roulants d'une durée de vie de 10 ans, soit 6 sur le cycle de vie
- 1 petit broyeur de 30 kW d'une durée de vie de 10 ans, soit 3 sur le cycle de vie

### 3.2.2 Site de compostage

Un site de compostage à la ferme étant technologiquement plus simple qu'une plateforme industrielle, les données du site de compostage de l'INRA ont été utilisées. Celle-ci est constituée d'une plateforme en béton de 120x20x0,1m et est dimensionnée pour traiter 3500t de fumier par an. La durée de vie du site de compostage est supposée être de 30 ans.

Les retournements sont assurés par un retourneur d'andains attelé à un tracteur de 130 à 140cv. Avant le retournement, les andains sont relevés grâce à un chariot télescopique type Manitou.

### 3.2.3 Plateforme de stockage des effluents bruts

Un bâtiment est considéré pour le stockage des effluents bruts en attendant l'épandage. Celui-ci est supposé identique à celui nécessaire au compostage. Sa durée de vie est supposée être de 30 ans.

## *3.3 Fonctionnement*

### 3.3.1 Consommations

Concernant le fonctionnement du méthaniseur, l'installation a une puissance de 219 kWth et 250 kWel. Aucun apport de chaleur n'est nécessaire dans la mesure où l'autoconsommation couvre ses besoins. Une partie de l'électricité est également autoconsommée (les auxiliaires comme les pompes et compresseurs utilisent environ 3 – 4% de l'électricité produite) mais 316 MWh/an supplémentaires d'électricité sont nécessaires sur le site pour traiter 6700 t d'effluents en 2018.

*Tableau 2 : Répartition de l'électricité produite*

| | Quantité (MWh/an) |
|---|---|
| **Electricité injectée** | 1270 |
| **Electricité consommée** | 316 |

Aucune information n'a été communiquée sur la presse à vis utilisée pour la séparation de phase. La consommation électrique liée à ce poste étant faible par rapport à celle liée aux autres dépenses, la consommation électrique est supposée égale dans les deux scénarios.
De plus, il n'y a aucun rejet d'eau dans le milieu naturel car l'eau circule en circuit fermé. L'eau propre (rétention) et l'eau souillée (plateforme de stockage, voirie) sont envoyées en tête de process.

La valorisation du biogaz produit permet d'éviter :

- 1270 MWh d'électricité, qui sont injectés sur le réseau
- 94283 kWh de chaleur sont vendus à l'INRA pour le chauffage de ces bâtiments

En été, une partie de la chaleur produite est également fournie gratuitement à l'INRA pour son séchoir à fourrage. Néanmoins, cette donnée est inconnue. La consommation liée est néanmoins très faible par rapport à la chaleur vendue car le séchoir ne fonctionne qu'environ deux semaines par an. Cet aspect a donc été négligé.

Concernant le scénario de compostage, d'après les estimations de l'INRA, le retournement des andains demande l'intervention des machines 50 heures par an ; ce qui correspond à 850 litres de diesel nécessaires par an pour le retournement des andains.

### 3.3.2 Emissions

Des émissions sont considérées pour le stockage des effluents et pour les process à partir de données bibliographiques :

*Tableau 3 : Emissions lors du stockage des substrats*

| | $CH_4$ | $CO_2$ | $N_20$ | $NH_3$ | Source |
|---|---|---|---|---|---|
| **Stockage substrats** | 19,4% $C_{total}$ | 53,3% $C_{total}$ | 0,032% $N_{total}$ | 4,3% $N_{total}$ | Trackyleaks [8] |

Les émissions de stockage sont nulles dans les cas suivants :

- Avant le compostage car le fumier est supposé être déposé directement sur la plateforme de compostage après le curage des bâtiments, environ tous les mois, jusqu'au prochain retournement. Les émissions sont donc considérées comme des émissions de fermentation lors du compostage. En revanche, des émissions de stockage du fumier après compostage seront prises en compte.
- Pour le lisier (compostage et effluents bruts) car celui-ci est stocké dans une fosse couverte et n'est pas à l'air libre. Dans le scénario de méthanisation, des émissions globales sont prises en compte pour tout ce qui entre dans le méthaniseur, les émissions du lisier ne sont alors pas différenciables. De plus, cette part ne représente pas une part majeure des intrants du méthaniseur.

*Tableau 4 : Récapitulatif des émissions lors de la méthanisation*

| | $CH_4$ | $CO_2$ | CO | $NH_3$ | $N_20$ | NOx | SOx | Source |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Digestion** | 5%* $CH_4$ produit | | | | | | | Trackyleaks [8] |
| **Torchère** | 8,2 g/m³ | 1626,5 g/m³ | 21,5 g/m³ | | | 0,0002 g/m³ | 0,0005 g/m³ | Trackyleaks [8] |
| **Cogénération** | 2,5% du volume de gaz valorisé | | | | | | | INERIS (2012) |
| **Stockage digestat** | 5,6% $C_{total}$ | 5,6% $C_{total}$ | | 19,2% $N_{total}$ | 1,6% $N_{total}$ | | | Trackyleaks [8] |

*Les fuites de méthane lors de la digestion étant mal documentées et variables, elles feront l'objet d'une analyse de sensibilité au paragraphe §4.3.2.

*Tableau 5 : Emissions lors du compostage*

| | $CH_4$ | $CO_2$ | $NH_3$ | $N_20$ | Source |
|---|---|---|---|---|---|
| **Fermentation / Maturation** | 0,7% MS | 15,5% MS | 0,02% MS | 0,1% MS | Trackyleaks [8] |

Par analogie avec les émissions de stockage des intrants pour la méthanisation, des émissions de stockage du fumier composté ont été comptabilisées :

*Tableau 6 : Emissions de stockage du fumier composté*

| | $CH_4$ | $CO_2$ | $N_20$ | $NH_3$ | Source |
|---|---|---|---|---|---|
| **Stockage fumier composté** | 19,4% $C_{total\ fumier\ composté}$ | 53,3% $C_{total\ fumier\ composté}$ | 0,032% $N_{total\ fumier\ composté}$ | 4,3% $N_{total\ fumier\ composté}$ | Trackyleaks [8] |

Les émissions de digestion, de la torchère et cogénération pour la méthanisation et de fermentation/maturation pour le compostage seront rassemblées sous « Emissions process » lors de l'analyse des résultats.
Le lixiviat est supposé collecté et réutilisé pour l'humidification dans le process de compostage.

Les caractéristiques détaillées de tous les intrants n'étant pas connues, les hypothèses suivantes ont été faites :

- Pour la méthanisation :
  - La quantité de carbone considérée dans les substrats en entrée est égale au double de celle contenue dans le digestat brut car la comparaison des rapports C/N des rations et des digestats diminue de 50% [8].
  - La quantité d'azote en entrée de méthanisation est considérée égale à celle du digestat brut, en sortie de méthanisation
- Pour le fumier et le lisier :
  - Les caractéristiques avant stockage et épandage ont été déduites des caractérisations des fumiers et lisiers épandus en procédant à un bilan massique pour le carbone puis l'azote.
  - Le pourcentage de matière sèche du fumier est supposé égal à celui du fumier entrant en méthanisation (moyenne pondérée), soit 41%.

La démarche suivie est expliquée avec un exemple en annexe 7.5.

*NB : Les flux de $CO_2$ biogénique sont bien pris en compte dans la modélisation mais le facteur de caractérisation de ce flux dans la méthode de calcul est nul. Les flux de méthane biogénique ont quant à eux un facteur de caractérisation non nul.*

## 3.4 Epandage

Le transport entre le site de stockage des effluents/amendements et la parcelle n'a pas été pris en compte car il est considéré identique pour chacun des scénarios.

Le matériel utilisé par l'INRA pour l'épandage et les hypothèses de débit de chantier sont présentés ci-dessous :

*Tableau 7 : Matériel utilisé pour l'épandage*

| Type de produit épandu | Matériel utilisé par l'INRA | Débit de chantier [9] |
|---|---|---|
| **Fertilisant minéral** | Pulvérisateur automoteur<br>36 m de largeur<br>210 cv | Pulvérisateur automoteur suspend de grande capacité de cuve et de rampe 36m<br>210 cv<br>20 ha/h |
| **Produits liquides** | Tonne Mauguin - cuve de 15,5 $m^3$<br>12 m de largeur<br>2 essieux<br>Rampe à pendillards équipée d'un broyeur répartiteur<br>Tracteur 130-170 cv | Tonne 15,5 $m^3$ standard<br>Rampe de 12m pendillards<br>Capacité 30 $m^3$/ha<br>150 cv<br>1,07 ha/h |
| **Produits solides** | Epandeur Rock 17 $m^3$<br>Hérissons verticaux<br>Tapis 1 essieu<br>Tracteur de 140-150 cv | Epandeur 16 $m^3$ avec 25t/ha<br>2 hérissons verticaux<br>1 essieu grandes roues<br>1,20 ha/h |

Concernant les scénarios où du solide et du liquide sont épandus (méthanisation avec séparation de phase et effluents bruts), l'épandage est fait sur toute la parcelle pour le solide et pour le liquide.

## *3.5 Emissions au champ*

Les émissions au champ considérées sont les suivantes :

- $NH_3$ dans l'air
- $N_2O$ dans l'air
- Nox dans l'air
- Nitrates dans l'eau
- Eléments Trace Métalliques (ETM) dans le sol et dans l'eau par lixiviation
- Phosphore dans l'eau par lixiviation

### 3.5.1 Caractérisation des effluents épandus

Une caractérisation des effluents épandus dans la cadre du projet MétaMétha a été fournie par l'INRA sur la base de 3 ans de collecte. Un ou plusieurs épandages ont été fait pour chaque effluents. Une caractérisation de chaque effluent a été réalisée avant épandage. Dans le cas où plusieurs caractérisations ont été faites pour un même épandage d'un effluent, une moyenne a été calculée.
Concernant le lisier brut, les valeurs de 2017 n'ont pas été prises en compte : les valeurs auraient faussé la moyenne, celui-ci ayant été dilué avec des eaux de lavage cette année-là.

*Tableau 8 : Caractéristiques des effluents épandus en carbone, azote et phosphore*

| Caractéristique (kg/ t MF) | $C_{organique}$ | $N_{total}$ | $N_{organique}$ | $N_{ammoniacal}$ | $N_{nitrique}$ | $P_2O_5$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Digestat solide** | 1,16E+02 | 6,52E+00 | 4,89E+00 | 1,63E+00 | 4,00E-03 | 5,66E+00 |
| **Digestat liquide** | 1,44E+01 | 4,24E+00 | 1,96E+00 | 2,29E+00 | 4,00E-03 | 2,12E+00 |
| **Digestat brut** | 2,23E+01 | 4,83E+00 | 2,23E+00 | 2,60E+00 | 3,99E-03 | 2,18E+00 |
| **Fumier/Compost** | 1,26E+02 | 7,72E+00 | 6,96E+00 | 7,59E-01 | 5,31E-03 | 4,73E+00 |
| **Lisier** | 1,76E+01 | 2,75E+00 | 1,22E+00 | 1,53E+00 | 4,00E-03 | 8,04E-01 |
| **Fertilisant minéral** | - | 3,00E+00 | 1,54E+00 | 7,30E+00 | 7,30E+00 | * |

*Un complément de $P_2O_5$ complémentaire a été considéré afin de ne pas avantager la fertilisation minérale. Celui-ci est modélisé par un produit moyen. La teneur exacte en phosphore n'est pas connue. La masse ajoutée est supposée être égale à la masse moyenne des apports en $P_2O_5$ des autres scénarios $mP$ , et fera l'objet d'une analyse de sensibilité :

$$mP = \frac{(m_{fumier}*qP_{fumier}+m_{lisier}*qP_{lisier})+(mDS*qP_{DS}+mDL*qP_{DL})+m_{DB\ DB}*qP_{DB}+(m_{fumiercomp}*qP_{comp}+m_{lisier\ comp}*qN_{lisier})}{4}$$

Les émissions étant données en fonction des caractéristiques des intrants, celles-ci ont été déduites des caractérisations des effluents épandus.

*Tableau 9 : Teneurs en ETM des effluents épandus*

| Teneur (kg/t MF) | Digestat solide | Digestat liquide | Digestat brut | Compost / Fumier | Lisier | Fertilisant (N390) | Fertilisant $P_2O_5$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Cadmium** | 3,66E-02 | 2,79E-01 | 3,27E-01 | 2,64E-02 | 0,00E+00 | 2,00E-04 | 1,53E-02 |
| **Chrome** | 2,67E+00 | 1,33E+01 | 1,11E+01 | 8,23E-01 | 2,78E-01 | 0,00E+00 | 1,54E-01 |
| **Cuivre** | 9,15E+00 | 5,98E+01 | 8,77E+01 | 4,47E+00 | 5,46E+00 | 3,00E-04 | 1,64E-02 |
| **Nickel** | 1,28E+00 | 5,56E+00 | 5,25E+00 | 5,37E-01 | 3,26E-01 | 1,00E-04 | 2,74E-02 |
| **Plomb** | 1,03E+00 | 5,35E+00 | 7,55E+00 | 6,12E-01 | 3,08E-01 | 2,00E-04 | 2,86E-03 |
| **Zinc** | 3,13E+01 | 1,91E+02 | 2,31E+02 | 2,13E+01 | 2,71E+01 | 1,70E-03 | 2,26E-01 |

Sans valeur de teneur de mercure pour deux des effluents étudiés, celui-ci a été exclu de l'étude.

### 3.5.2 Emissions et stockage de $CO_2$ biogénique

La minéralisation du carbone se poursuivant après épandage au champ, des émissions de $CO_2$ biogénique ont été prises en compte dans les émissions au champ.
Celles-ci s'élèvent à 92% du Carbone total des intrants d'après Trackyleaks [8].

*<u>NB</u> : Les flux de $CO_2$ biogénique sont bien pris en compte dans la modélisation mais le facteur de caractérisation de ce flux dans la méthode de calcul est nul. Les flux de méthane biogénique ont quant à eux un facteur de caractérisation non nul.*

La matière organique stable contenue dans les effluents organiques a un temps de résidence supérieur à 100 ans. Ainsi, une partie du carbone contenu dans les effluents organiques est stockée dans le sol pendant de longues périodes. Ce carbone peut donc être considéré comme un puits de $CO_2$ biogénique donc comme une émission de $CO_2$ biogénique évitée.

En raison de l'export de la paille, seuls les apports organiques permettent un stockage de carbone dans le sol, ce qui n'est pas le cas dans le scénario de fertilisation minérale, comme l'illustre la figure ci-contre.

Les processus au sol peuvent néanmoins différer selon le type d'effluent épandu. Cela peut influer sur le rendement des cultures, qui n'est pas l'objet de cette étude.

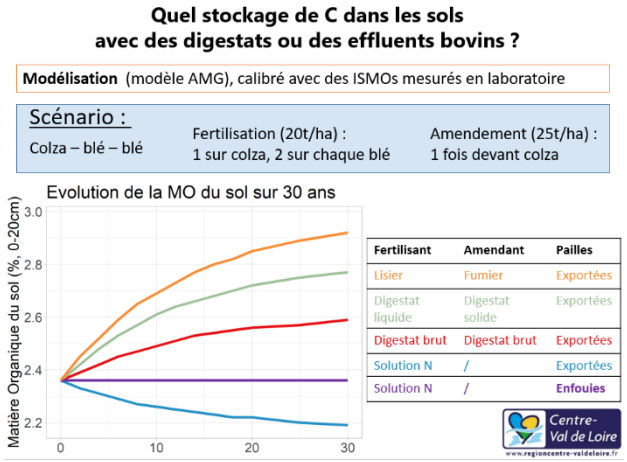



*Figure 4 : Résultats de l'étude INRA sur le stockage de carbone dans le sol*

Ainsi, cet aspect d'émission de carbone évitée n'est pas pris en compte dans le modèle. Cela est conforté par l'INRA car cette diminution de carbone dans le sol n'est pas compensée par un apport complémentaire de matière organique par exemple dans le scénario de fertilisation minérale.

### 3.5.3 Emissions d'azote

L'ammoniac volatilisé a été estimé par l'INRA à partir de mesures de terrain grâce à des badges capteurs d'ammoniac placés sur des mâts et des mesures de la vitesse du vent par anémomètre sonique. Après détermination des concentrations en ammoniac des badges, les flux d'ammoniac sont ensuite modélisés selon la méthode FIDES inverse (Flux Interpretation by Dispersion and Exchange over the Short-range). Cette méthode de détermination des émissions d'ammoniac lors de l'épandage a notamment été utilisée dans le projet EVAPRO qui avait pour objectif de déterminer ces émissions lors de l'épandage de produits organiques [10].

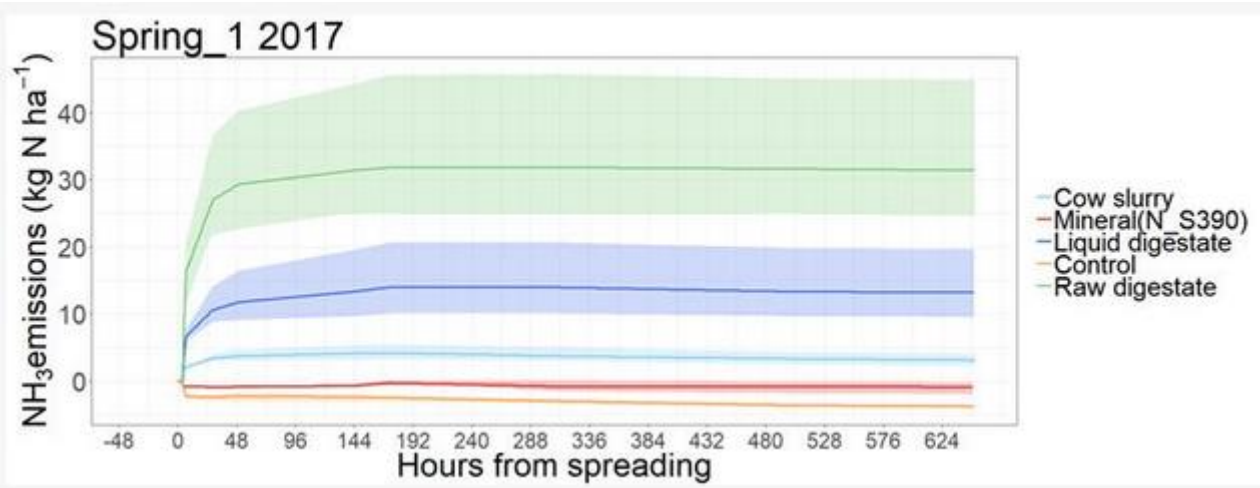



*Figure 5 : Flux d'ammoniac en temps réel*

Les émissions de $N_2O$, $NO_2$ et $NO_3^-$ lors de l'épandage du fertilisant minéral sont calculées à partir des paramètres d'émissions moyens du modèle IPCC. Celles des effluents organiques sont calculées à partir du modèle de calcul des équivalents en fertilisant minéral RESCONREC de l'INRA [11].

Les facteurs d'émissions sont présentés dans le tableau ci-dessous :

*Tableau 10 : Emissions d'azote au champ*

| Emissions | Digestat solide (kg/t MF) | Digestat liquide (kg/t MF) | Digestat brut (kg/t MF) | Compost / Fumier (kg/t MF) | Lisier (kg/t MF) | Fertilisant minéral (kg/ha) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **$NH_3$ – air** | 1,47E+00 | 4,64E-01 | 8,25E-01 | 6,64E-01 | 3,82E-01 | 7,80E+00* |
| **$N_2O$ – air** | 1,25E-01 | 8,74E-02 | 9,93E-02 | 1,39E-01 | 5,52E-02 | 3,54E+00 |
| **$NO_2$ – air** | 6,93E-02 | 4,03E-02 | 4,59E-02 | 8,91E-02 | 2,71E-02 | 7,43E-01 |
| **$NO_3$- – eau** | 3,20E+00 | 2,08E+00 | 2,37E+00 | 3,79E+00 | 1,35E+00 | 2,26E+02 |

*Cette valeur a été calculée à partir du facteur d'émission fourni par l'INRA, en kg/kg $N_{total}$ et de la quantité d'azote apportée au champ, soit 170 kg $N_{total}$/ha.

### 3.5.4 Emissions de phosphore

Les émissions de phosphore dans l'eau par lixiviation sont calculées à partir du modèle simplifié SALCA-P utilisé par AGRIBALYSE V1.3 [12] :

$$P_L = P_{LM} \times F_{CLB} \times t$$

Où :

$P_L$ : Phosphore lixivié (en kg/ha/an)

$P_{LM}$ : Quantité moyenne de phosphore lixivié (en kg/ha/an) en fonction de la catégorie d'occupation des terres, pour une terre arable (cultures de blé tendre et colza dans le cas de MétaMétha), $P_{LM} = 0{,}07$

$F_{CLB}$ : Facteur de correction pour la fertilisation avec lisier et/ou boues (avec des engrais liquides) :

$$F_{CLB} = 1 + 0{,}2\left(\frac{P_2O_{5\ lisier\ et\ boues}}{80}\right)$$

avec $P_2O_{5_{lisier\ et\ boues}}$ : $apports\ annuels\ en\ P_2O_5 (kg/ha)$

$t$ : Temps d'occupation (nombre de jours/365), fixé à 349/365j (déterminé à partir des dates de récoltes 2017 et 2018 du projet MéthaMétha : 20/07/2017 et 04/07/2018, soit 349 jours)

Ce paramètre fera l'objet d'une analyse de sensibilité au §4.3.5 au cas où cette valeur ne serait pas représentative. Les résultats de l'analyse de sensibilité permettront de déterminer l'influence de ce paramètre sur les impacts étudiés.

Le phosphore perdu par le ruissellement vers les rivières n'est pas modélisé car la pente calculée par l'INRA à partir des relevés topographiques est de 2% (car inférieure à 3% [12]).

### 3.5.5 Emissions d'Eléments Traces Métalliques

Les émissions d'ETM sont calculées à partir du modèle SALCA-ETM-F utilisé dans AGRIBALYSE v1.3 [12]. En absence de données sur le sol, les sortants par ruissellement vers l'eau de surface et par érosion ne sont pas considérés. Le ruissellement n'est pas pris en compte par souci de cohérence avec l car la pente de la parcelle est de 2% (donnée INRA) et la part de sol érodé inconnue.

Les teneurs d'ETM des différents effluents épandus sont issues des analyses effectuées par l'INRA.

Pour chaque ETM, noté $x$, les émissions de $x$ vers le sol $F_x$ sont calculées de la façon suivante :

$$F_x = \sum_y Q_{intrant\ y} \times Ty_{\ x} - \left(\sum_z Q_{sortant\ z} \times Tz_{\ x}\right) \times Alloc_x$$

Où :

$x$ : ETM considéré, parmi : Cadmium, Cuivre, Zinc, Plomb, Nickel, Chrome, Mercure

$y$ : Intrants du type : Semence, Engrais (minéraux, organiques, de ferme, boues), produits phytosanitaires, intrants divers (déjections lors du pâturage)

$Q_{intrant\ y}$ : Quantité de l'intrant $y$ contenant $x$

$Ty_{\ x}$ : Teneur en $x$ de l'intrant $y$

$z$ : Sortant du type : Produit récolté (y compris coproduits et résidus exportés), Lixiviation vers la nappe, Ruissellement vers l'eau de surface par érosion

$Q_{sortant\ z}$ : Quantité de sortant $z$ contenant $x$

$Tz_{\ x}$ : Teneur en $x$ du sortant $y$

$Alloc_x$ : Facteur d'allocation du flux sortant $x$

Avec $Alloc_x = \frac{\sum_y Q_{intrant\ y} \times Ty_{\ x}}{\sum_y Q_{intrant\ y} \times Ty_{\ x} + Dep_x}$

où $Dep_x$ : Retombées atmosphériques de $x$, les valeurs utilisées sont celles d'AgriBalyse pour la France

Seuls les apports par l'engrais et les sorties par lixiviation ont été modélisées.

# 4 Présentation des résultats

Les différents scénarios ont été modélisés sous SimaPro 9, logiciel d'Analyse de Cycle de Vie, et des bases de données ecoinvent 3.5 et AGRIBALYSE V1.3. Les processus utilisés pour la modélisation sont donnés en annexe 7.3 et les paramètres en annexe 7.4.

## *4.1 Description des indicateurs retenus*

L'objectif de cette étude est principalement porté sur la méthanisation et sur les effets de l'épandage de différents effluents azotés au champ. Les indicateurs énergétiques et d'eutrophisation ont donc été privilégiés, pour mettre en évidence les impacts liés à la production de biogaz et à l'épandage d'azote respectivement. Un nombre important d'indicateurs environnementaux peut être utilisé en ACV. Afin de garder de la lisibilité dans les résultats, les indicateurs retenus dans le cadre de MétaMétha sont les suivants :

*Tableau 11 : Présentation des indicateurs retenus*

| Indicateur | Description | Unité |
|---|---|---|
| **Changement climatique** | Quantification des émissions de gaz à effet de serre ($CO_2$, méthane…) qui contribuent au phénomène de réchauffement climatique à l'horizon de 100 ans | kg $CO_2$ eq |
| **Acidification atmosphérique** | Evaluation des émissions de composés acidifiants (notamment : transports) | Molc H+ eq |
| **Eutrophisation** | Quantification des émissions de substances vers la mer responsables du phénomène de prolifération des algues vertes | kg N eq |
| **Formation d'ozone photochimique** | Pollution causée par la transformation de polluants primaires, des précurseurs chimiques, en espèces oxydantes sous l'effet des rayonnements solaires. | kg COVNM eq |
| **Emission de particules** | Les matières particulaires (Particulate Matter) désignent les particules en suspension dans l'atmosphère terrestre, elles sont classées cancérigènes | kg $PM_{2.5}$ eq |
| **Consommation d'eau** | Consommation d'eau | $m^3$ d'eau |
| **Consommation totale d'énergie** | Consommation d'énergie fossile, nucléaire, biomasse sur l'ensemble du cycle de vie | MJ |

Les méthodes de calculs suivent la méthode EF2018 du JRC.

## *4.2 Comparaison des scénarios*

### 4.2.1 Vue globale

Les résultats d'impacts pour les cinq scénarios d'épandage étudiés sont présentés dans cette partie. Les impacts totaux correspondent à la somme des impacts dégradant l'environnement, comptés positivement, et des bénéfices liés à l'utilisation du biogaz sous forme d'électricité et de chaleur pour l'INRA, comptés négativement.

*NB : Le terme « significatif » caractérise un impact ou un écart supérieur à 20%.*

*NB : La méthanisation avec séparation de phase est notée « Métha DS/DL » et celle sans séparation de phase est notée « Métha DB ».*

*NB : Les flux de $CO_2$ biogénique sont bien pris en compte dans la modélisation mais le facteur de caractérisation de ce flux dans la méthode de calcul est nul. Les flux de méthane biogénique ont quant à eux un facteur de caractérisation non nul.*

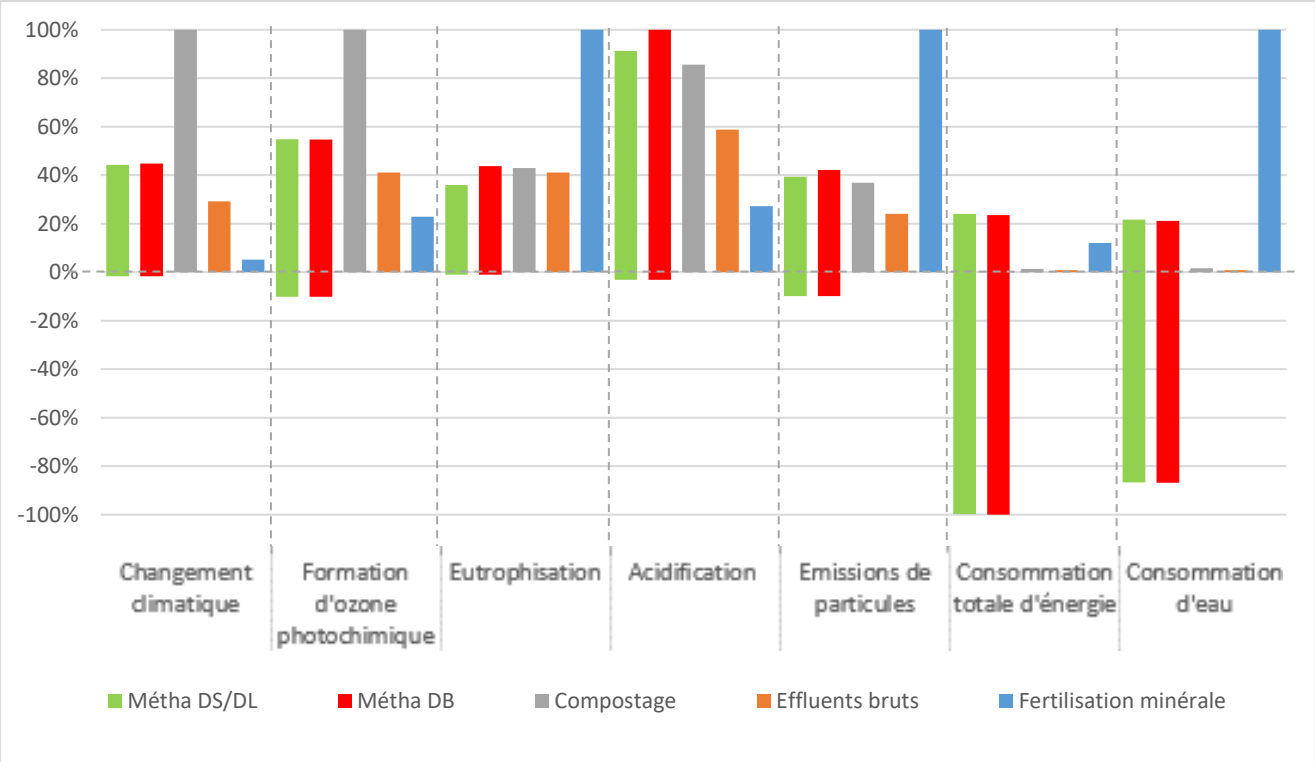



*Figure 6 : Comparaison des scénarios sur les indicateurs privilégiés - Vue globale*

Ces premiers résultats ne permettent pas de dégager une tendance générale. En effet, le compostage ressort comme le scénario le plus impactant sur l'environnement sur trois des indicateurs étudiés, en particulier le changement climatique et la formation d'ozone photochimique. Le scénario de fertilisation minérale est également le plus impactant sur trois autres indicateurs. Concernant le scénario de méthanisation, l'utilisation de ce procédé aboutit à des bénéfices environnementaux significatifs sur les deux indicateurs d'utilisation de ressources (demande en énergie cumulée et utilisation d'eau) grâce à la valorisation du biogaz. De plus, les différences d'impacts que la méthanisation se fasse avec ou sans séparation de phase sont non significatifs. L'acidification est par

ailleurs le seul indicateur pour lequel la méthanisation est le scénario le plus impactant. Les écarts avec la méthanisation le compostage n'est toutefois pas significatif.

Ainsi, la méthanisation est moins impactante que les autres scénarios sur les indicateurs de consommation de ressources (énergie et eau). De plus, sur le réchauffement climatique, l'eutrophisation marine, la formation d'ozone photochimique et la matière particulaire fine, elle est moins impactante que le pire des scénarios.

### 4.2.2 Vue détaillée par indicateur

Afin d'identifier les causes des impacts et leur importance, les impacts ont été décomposés par poste pour chaque indicateur :

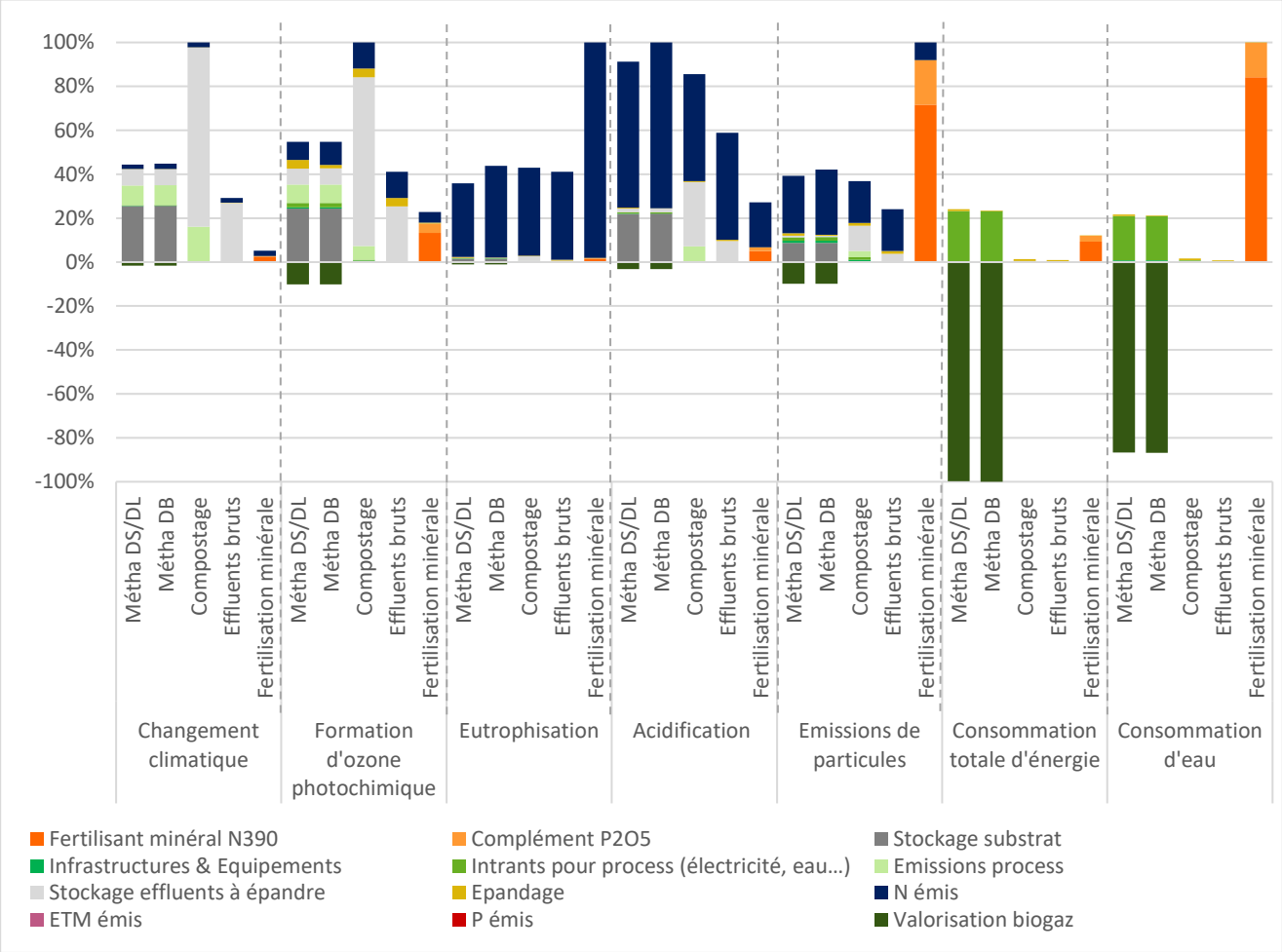



*Figure 7 : Vue détaillée des impacts par scénario*

Sur les indicateurs de changement climatique et de formation d'ozone photochimique, l'impact de tous les scénarios, hormis la fertilisation minérale, est majoritairement dû au stockage des substrats et des effluents prêts à être épandus, ainsi qu'aux émissions de process (méthanisation et compostage).
Les impacts sur le réchauffement climatique du compostage sont significativement plus importants que ceux des autres scénarios car : d'une part, la teneur en carbone organique des effluents solides est plus élevée que celle des effluents liquides et, d'autre part, le fumier composté est supposé avoir

les mêmes caractéristiques que le fumier brut. En raison du rendement du compostage, trois fois plus de matière fraîche est également nécessaire en entrée.
Sur l'indicateur de changement climatique, les impacts sont notamment dus aux émissions de $N_2O$ dans l'air. Dans le cas du compostage, ces émissions sont importantes car le retournement est fait à l'air libre, contrairement à la méthanisation. En revanche, ces émissions azotées se retrouvent dans la méthanisation sur les indicateurs d'eutrophisation marine et acidification. Il y a donc transfert d'impact entre les indicateurs entre ces scénarios.
Dans les émissions de méthanisation, le poste le plus émetteur est les fuites de biogaz, lors de la digestion ou lors de l'utilisation de la torchère (fuites et biogaz brûlé) selon les indicateurs. Sur les émissions de particules, l'acidification et l'eutrophisation, la torchère constitue 100% des impacts. Sur le changement climatique et la création d'ozone photochimique, la digestion représente plus de 60% des impacts. Ces résultats sont décrits en détail en annexe 7.6.
Sur l'indicateur de formation d'ozone photochimique, le compostage est plus impactant que les autres scénarios (60% supplémentaires au moins). Cela est dû principalement aux émissions de stockage du fumier composté.
En ce qui concerne la fertilisation minérale, l'impact est principalement dû au produit N390 (production et acheminement), de 47% à 84% des impacts du scénario, hormis sur les indicateurs d'eutrophisation marine et acidification où les émissions azotées au champ représentent respectivement 98 et 75% des impacts.

Les principaux contributeurs à l'impact sur l'eutrophisation marine, l'acidification et de façon moindre les émissions de particules sont les émissions d'azote au champ. Sur ce dernier indicateur, dans le cas de la fertilisation minérale, les impacts des émissions azotées restent néanmoins inférieurs à ceux de la production et l'approvisionnement du N390 et de l'engrais phosphoré.

En ce qui concerne les consommations de ressources, les impacts des process des scénarios de méthanisation représentent moins de 25% des bénéfices liés à la valorisation et utilisation du biogaz produit. Les impacts dégradant l'environnement sont principalement dus au process, plus précisément la consommation d'électricité. Ces impacts sont nuls dans le cas d'épandage d'effluents bruts en absence de traitement. Le bénéfice sur l'indicateur d'utilisation d'eau dans le cas de la méthanisation s'explique par la production d'électricité évitée. Celle-ci étant produite en majorité par des centrales nucléaires qui utilisent de l'eau pour être refroidies.

Les bénéfices liés à la valorisation du biogaz sont dus à 75% à la production d'électricité évitée concernant le changement climatique et plus de 90% sur les autres indicateurs. Le bénéfice est particulièrement notoire sur l'utilisation d'eau. Il reste faible sur le changement climatique car le mix électrique français repose essentiellement sur l'énergie nucléaire, qui demande beaucoup d'eau pour le refroidissement, mais cause moins d'émissions de gaz à effet de serre que des centrales à charbon par exemple.

### 4.2.3 Focus sur les scénarios d'épandage de solide et de liquide

Les scénarios de méthanisation avec séparation de phase et d'épandage d'effluents bruts font intervenir une partie solide et une partie liquide. Pour rappel, la partie solide représente environ 23% des effluents épandus dans chaque scénario (en matière fraîche). Les graphiques ci-dessous permettent de mettre en évidence la part des impacts dus à chacune des fractions.

*NB : Bien que les émissions d'ETM et de phosphore soient différenciables selon si elles sont causées par la partie solide ou la partie liquide épandues, ces émissions sont comptabilisées dans la catégorie « autres » car très faibles par rapport aux autres impacts.*

*NB : Les émissions liées au stockage des digestats liquides et solides ne pouvant être différenciées, le poste « stockage des effluents à épandre » n'a pas pu être décomposé sur le graphique ci-dessous.*

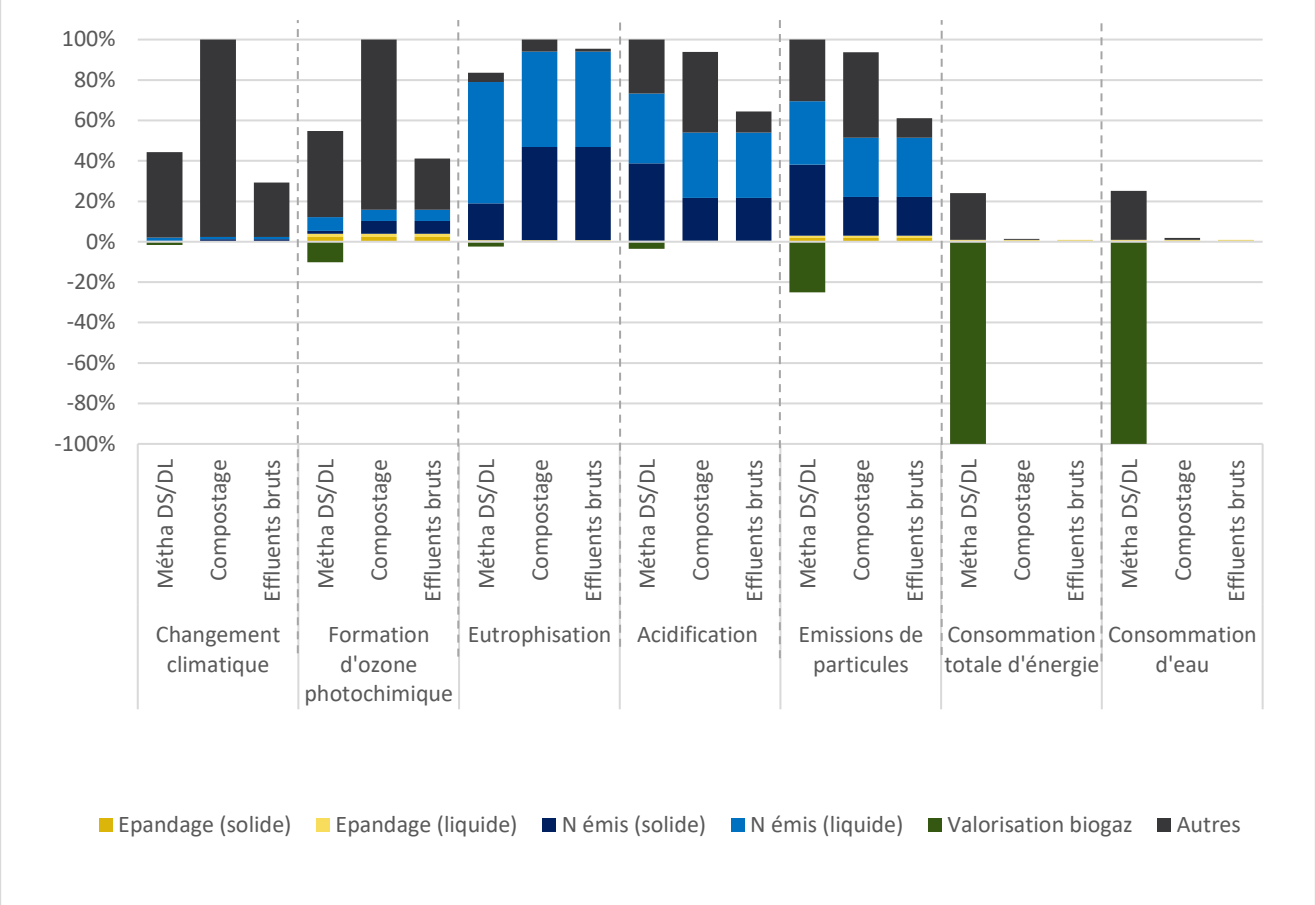



*Figure 8 : Comparaison des contributions des effluents solides et liquides*

La contribution de la part solide aux émissions liées au fonctionnement des machines pour l'épandage, est plus importante que celle de la part liquide. L'impact de l'épandage étant proportionnel à la surface de la parcelle, l'impact est identique dans tous les scénarios comportant les deux phases : l'épandage de la partie solide représente au moins 62% de l'impact de l'épandage, bien que seulement un quart de la matière fraîche épandue soit solide. L'impact de l'épandage reste cependant faible au regard des impacts des process de la méthanisation et de ses bénéfices liés à la production de biogaz pour les indicateurs de demande énergétique et d'utilisation d'eau.

Sur les indicateurs d'eutrophisation marine, acidification et matière particulaire où les impacts sont majoritairement dus aux émissions azotées, les conclusions sont différentes. En tenant compte des proportions dans lesquelles chaque fraction est épandue, l'impact de la fraction solide est supérieur à celui de la part liquide, sauf pour l'impact sur l'eutrophisation pour l'épandage de digestats liquides et solides.

### 4.2.4 Focus sur les émissions d'azote lors de l'épandage

Les émissions d'azote au champ peuvent être de plusieurs natures. Celles prises en compte dans le cadre de cette étude sont les émissions d'ammoniac ($NH_3$), de protoxyde d'azote ($N_2O$) et d'oxydes d'azote (NOx) dans l'air et de nitrates ($NO_3^-$) dans l'eau. Ces émissions sont calculées à partir de données théoriques sauf pour la volatilisation de l'ammoniac, dont des mesures ont été faites sur les parcelles expérimentales du projet MétaMétha.
Les émissions d'azote ont donc été décomposées dans les graphiques suivants :

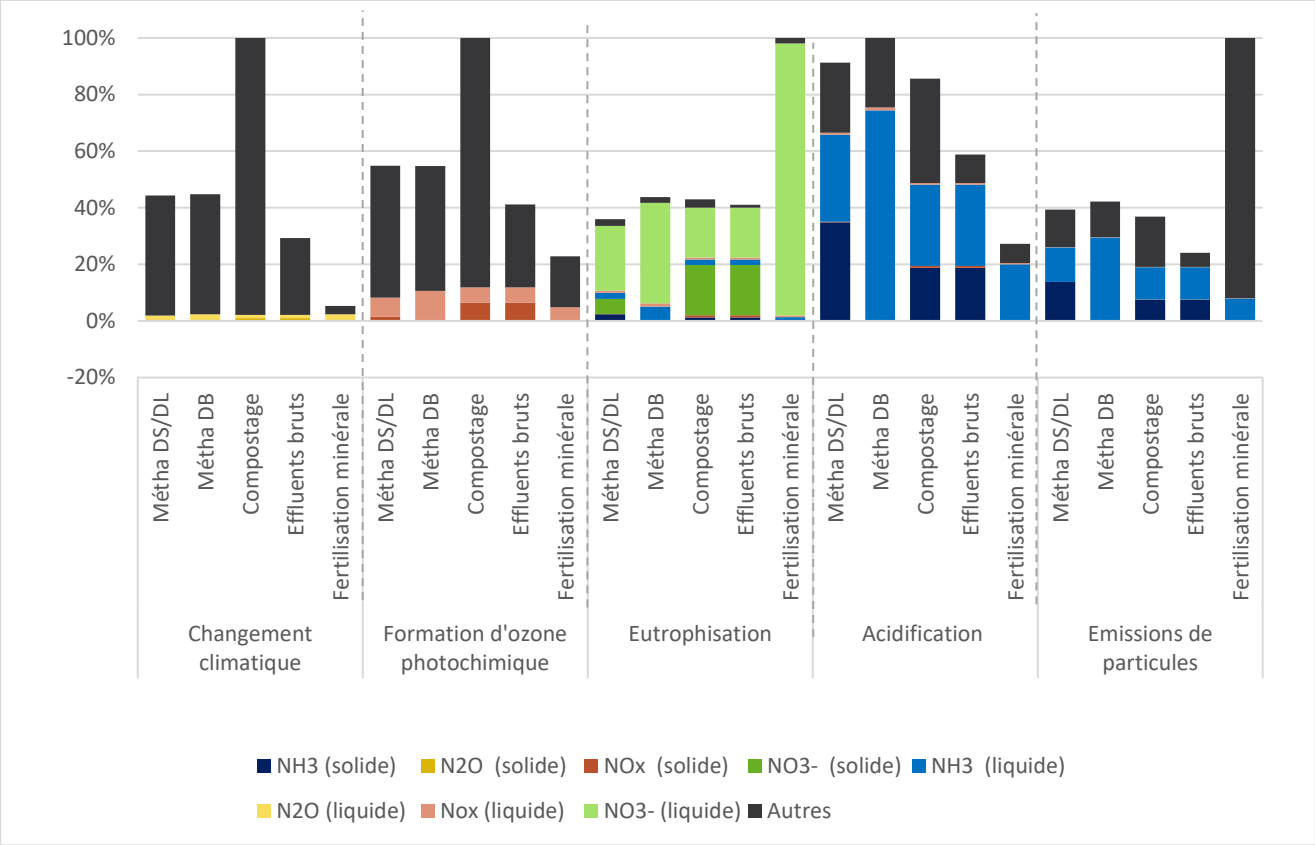



*Figure 9 : Décomposition des émissions d'azote au champ*

Les émissions d'azote contribuant aux impacts diffèrent selon les indicateurs. Ainsi, alors que le changement climatique est plutôt influencé par les émissions de protoxyde d'azote, les émissions azotées contributrices aux impacts sur la formation d'ozone photochimique sont plutôt les émissions d'oxydes d'azote. Ces contributions restent néanmoins très faibles en comparaison des autres postes. Sur les scénarios de méthanisation, compostage et effluents bruts, elles contribuent à moins de 10% sur le changement climatique et sur la formation d'ozone photochimique. Sur les autres indicateurs, les impacts des émissions azotées représentent la majorité des impacts totaux, en particulier les nitrates sur l'eutrophisation marine et l'ammoniac sur l'acidification et les émissions de particules. Pour ce dernier indicateur, les scénarios de compostage et de fertilisation minérale sont peu influencés par les émissions azotées au champ : en effet, elles représentent respectivement 21% et 8% des impacts du scénario.
En complément, les facteurs de caractérisation des émissions azotées au champ sont donnés en annexe 7.6.

### 4.2.5 Focus sur les émissions d'Eléments Traces Métalliques (ETM)

L'épandage étant notamment soumis à une réglementation sur la teneur en ETM dans le sol, les apports en ETM au sol, dus à l'épandage des effluents, est étudié.

Une partie des ETM est lixiviée et est donc émise dans l'eau. Les flux d'ETM lixiviés sont identiques pour tous les scénarios dans la mesure où la teneur en ETM des lixiviats est donnée par le modèle utilisé, indépendamment de la teneur de l'effluent épandu. Ces émissions d'ETM dans l'eau sont décrites dans le tableau ci-dessous :

*Tableau 12 : ETM lixiviés*

| ETM | Cadmium | Chrome | Cuivre | Nickel | Plomb | Zinc |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Emissions dans l'eau (kg/ha)** | 4,78E-05 | 2,03E-02 | 3,44E-03 | 0,00E+00 | 5,74E-04 | 3,16E-02 |

Ces valeurs d'ETM lixiviés permettent de calculer les flux vers le sol pour chacun des ETM étudiés.

L'arrêté du 08/01/98, en application du décret n°97-1133 fixe les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles. Celui-ci fixe des seuils d'ETM dans le sol à ne pas dépasser afin de pouvoir épandre. Ces seuils sont les suivants :

*Tableau 13 : Seuils réglementaire d'ETM dans le sol*

| ETM | Cadmium | Chrome | Cuivre | Nickel | Plomb | Zinc |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Seuil (mg/kg MS)** | 2 | 150 | 100 | 50 | 100 | 300 |

Afin de pouvoir comparer ces seuils avec les valeurs d'émissions d'ETM dans le sol issues du modèle SALCA-ETM-F exprimées en kg/ha, il est nécessaire de les convertir. La formule suivante a donc été appliquée :

$$ETM_{kg/ha} = (1-p) \times [1000\ \rho\ \ (10\ 000 \times e)]\ \ ETM_{mg/kg\ MS} \times 10^{-6}$$

Où :
$p$ : $teneur\ en\ eau\ massique\ du\ sol, ici\ 21{,}22\%\ en\ moyenne\ (donnée\ INRA)$
$\rho$ : $densité\ apparente\ du\ sol, ici\ 1{,}45\ (donnée\ INRA)$
$e$ : $profondeur\ de\ sol\ pour\ le\ prélèvement, ici\ 20\ cm$
Une valeur de 20 cm a été définie pour la profondeur de sol pour le prélèvement afin de rester cohérent avec les conditions de mesure de l'humidité du sol. Par ailleurs, cette valeur se-situe entre 0 et 30cm [13], correspondant à la fourchette de valeur pour les échantillons prélevés dans la région Centre, et à celle conseillée pour des terres labourées (la profondeur du labour est d'environ 20 cm) [14].

Il faut également tenir compte du fait qu'une certaine concentration d'ETM est déjà présente dans le sol. Les valeurs ci-dessous sont issues des cultures arables d'après les valeurs moyennes pour la France [12].

*Tableau 14 : Teneurs moyennes des sols de culture arables en ETM en France*

| ETM | Cadmium | Chrome | Cuivre | Nickel | Plomb | Zinc |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Teneur du sol (mg/kg MS)** | 0,318 | 55,162 | 20,939 | 24,121 | 29,461 | 69,745 |

Le nombre d'épandage théorique possible selon chaque scénario a été calculé d'après la formule suivante et les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous :

$$Nombre\ d'épandage = \frac{Seuil\ réglementaire_i - ETM\ dans\ le\ sol_i}{Flux\ d'ETM\ vers\ le\ sol_i}$$

Où $i$ : $ETM\ étudié$

*Tableau 15 : Nombre d' "épandages" possibles*

| ETM (kg/ha) | Métha DS/DL | Métha DB | Compostage | Effluents bruts | Fertilisation minérale |
|---|---|---|---|---|---|
| **Cadmium** | 4,87E+02 | 3,17E+02 | 1,41E+04 | 1,41E+04 | 2,68E+00 |
| **Chrome** | 5,52E+02 | 4,91E+02 | -1,19E+04* | -1,19E+04* | 1,31E+01 |
| **Cuivre** | 1,03E+02 | 5,45E+01 | 7,94E+02 | 7,94E+02 | 1,13E+02 |
| **Nickel** | 2,95E+02 | 1,67E+02 | 2,67E+03 | 2,67E+03 | 1,77E+01 |
| **Plomb** | 9,33E+02 | 7,73E+02 | 9,46E+03 | 9,46E+03 | 5,50E+02 |
| **Zinc** | 9,36E+01 | 5,96E+01 | 4,76E+02 | 4,76E+02 | 2,35E+01 |

*Compte tenu des incertitudes du modèle, les valeurs négatives ne peuvent être interprétées comme des effets positifs sur l'environnement [12].

*NB : Le compost étant assimilé à du fumier et les proportions de matière fraîche épandue solide et liquide étant identiques, les valeurs des scénarios « Compostage » et « Effluents bruts » sont identiques.*

Ainsi, plus ce nombre est petit, plus l'épandage selon ce type de scénario est problématique. En effet, le seuil sera donc rapidement atteint et l'épandage interdit sur la parcelle. D'après les résultats obtenus par le modèle, hormis pour le cuivre, le scénario le plus limitant est la fertilisation minérale, notamment pour le cadmium, le chrome et le nickel. Par exemple, le flux de cadmium vers le sol correspond à un tiers de ce qui peut être émis dans le sol avant de dépasser le seuil réglementaire. Sur les apports organiques, le scénario le plus limitant est la méthanisation sans séparation de phase, notamment pour le cuivre et le zinc, avec des apports équivalents de 1/773 à 1/54 du seuil réglementaire.

## 4.3 Analyse de sensibilité

Afin de tester la robustesse des conclusions de l'étude, différentes analyses de sensibilité ont été conduites sur les hypothèses clés du modèle ainsi que sur les points sur lesquels des leviers d'action sont possibles.

### 4.3.1 Valorisation du biogaz

Des problèmes sur le réseau de distribution de la chaleur vers l'INRA ont été récemment résolus. Une augmentation de la quantité de chaleur vendue à l'INRA l'hiver peut donc être attendue. Ainsi, une augmentation de cette part a été modélisée.
D'après le dimensionnement de l'infrastructure [15], l'unité de méthanisation devrait pouvoir fournir 2,1 GWh d'électricité et 0,85 GWh de gaz naturel si elle fonctionnait avec 12000t d'effluents entrant.

Les quantités de biogaz produit et valorisé et la quantité de chaleur fournie à l'INRA ont été modifiées en conséquence.

Ce scénario a donc été modélisé :

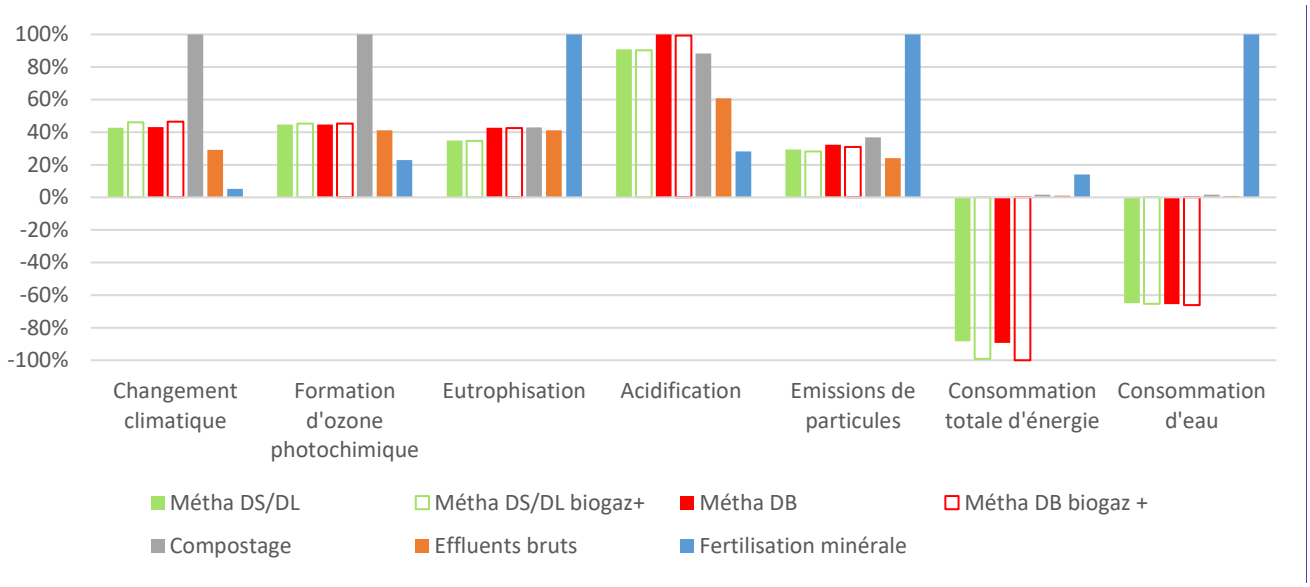



*Figure 10 : Analyse de sensibilité sur le biogaz valorisé*

La meilleure valorisation du biogaz améliore l'impact des scénarios de méthanisation sur tous les indicateurs sauf pour le changement climatique, en raison des émissions de process pour produire le digestat et le biogaz. Un gain de 10% sur la demande en énergie cumulée peut être constaté. Cependant, ces améliorations ne suffisent pas à modifier les tendances globales des conclusions initiales.

### 4.3.2 Fuites de biogaz

Les fuites de biogaz peuvent fortement varier d'une étude à une autre. Dans le scénario de base, le scénario « normal » proposé par Trackyleaks[8] avait été adopté. En utilisant le taux de fuites du scénario extrême, soit 22,16% du $CH_4$ produit (scénario « fuites + ») au lieu de 5%, les conclusions de l'étude sont les suivantes :

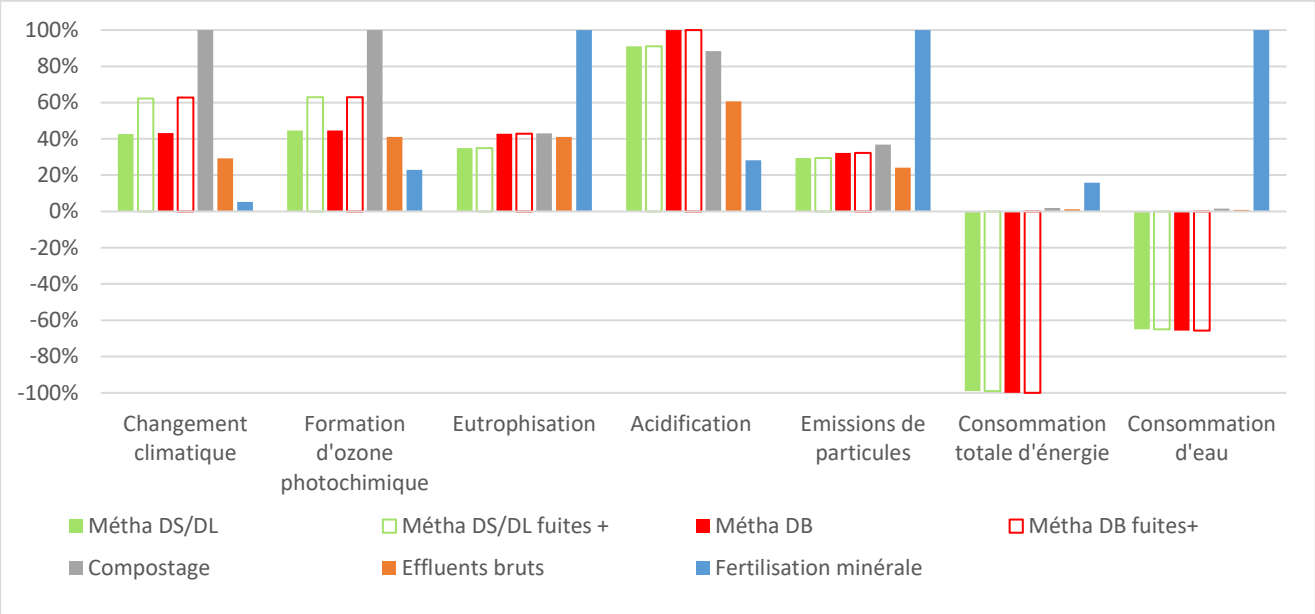



*Figure 11 : Analyse de sensibilité sur les fuites de biogaz*

Le passage de 5 à 22,16% de fuites dégrade fortement l'impact de la méthanisation sur le changement climatique et de façon moindre sur la formation d'ozone photochimique. Les conclusions ne changent cependant pas suite à cette variation. Bien que les fuites de biogaz soient mal documentées, ce scénario est un cas extrême, donc peu probable. Trackyleaks [8] propose un scénario dit « problématique » avec un taux de fuite de 18% qui serait probablement plus réaliste.

### 4.3.3 Mode d'épandage des effluents liquide

Les résultats ont montré que les émissions d'azote lors de l'épandage étaient les principaux contributeurs aux impacts sur l'appauvrissement en ozone stratosphérique, les émissions de particules ainsi que l'acidification et l'eutrophisation marine. Afin de les limiter, différentes solutions d'épandage peuvent être envisagées :

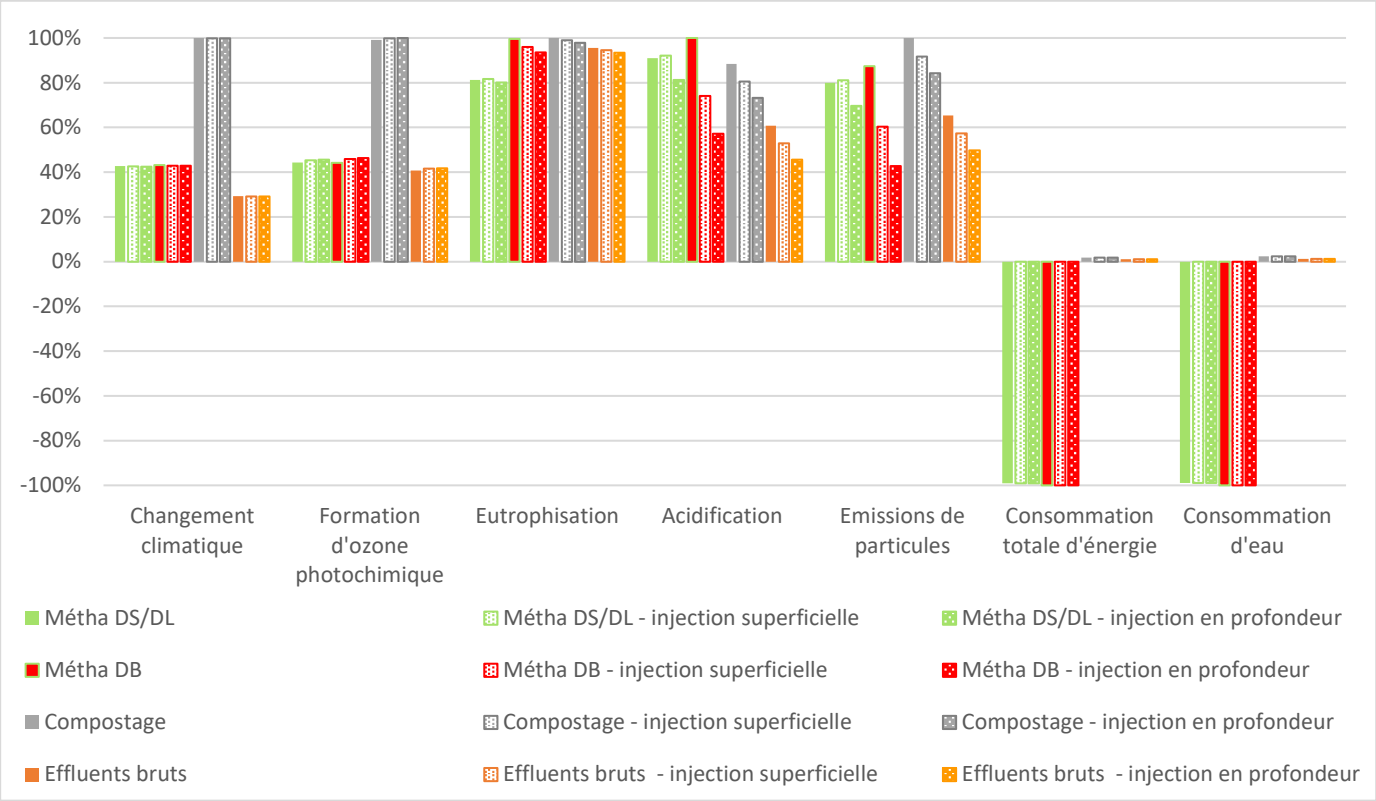



*Figure 12 : Comparaison de différents modes d'épandage des effluents liquides*

La meilleure alternative, c'est-à-dire l'injection en profondeur sur les indicateurs d'eutrophisation, d'acidification et émissions de particules, a été comparée aux différents scénarios afin de déterminer si le gain maximal permis par le changement de mode d'épandage des effluents liquides peut changer les conclusions de l'étude.

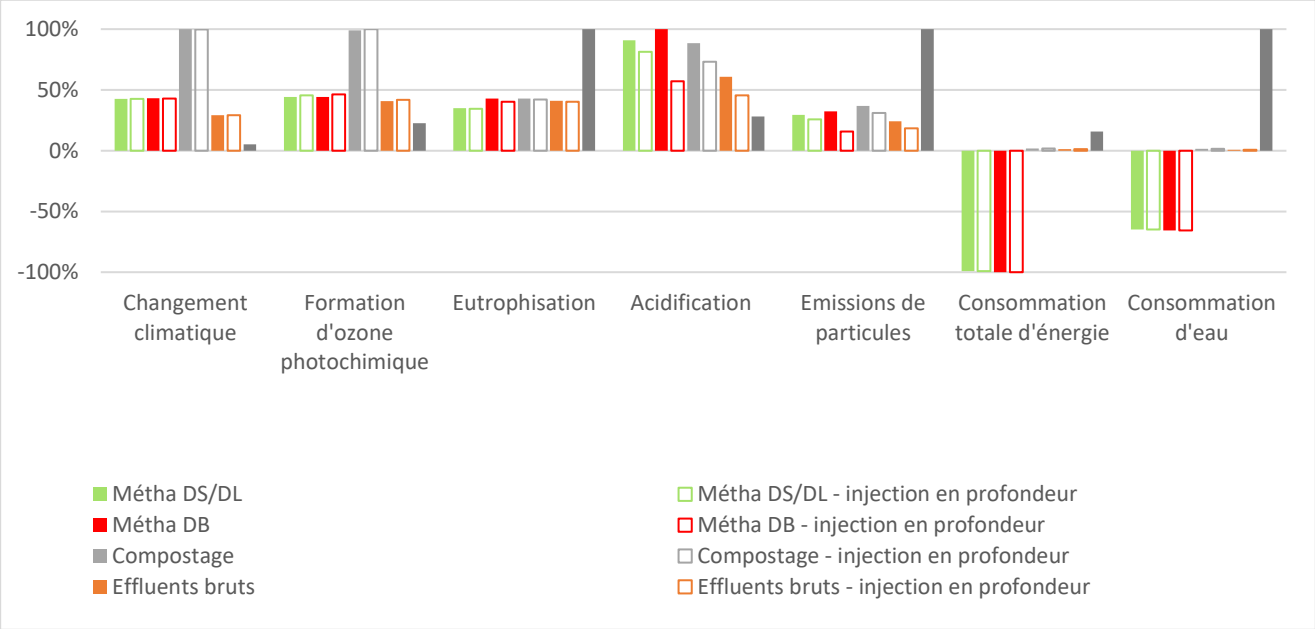



*Figure 13 : Analyse de sensibilité sur le mode d'épandage des effluents liquides*

Les résultats montrent que pour les indicateurs de changement climatique, de formation d'ozone photochimique, de demande en énergie et utilisation d'eau, les impacts restent sensiblement les mêmes. En revanche, le changement de mode d'épandage permet de diminuer les impacts, comme attendu, sur les indicateurs d'eutrophisation marine, acidification et émissions de particules. Ce gain n'est que de 1 à 3% sur l'eutrophisation marine mais l'impact de la méthanisation sans séparation de phase diminue de 43% sur l'indicateur d'acidification et de 16% sur les émissions de particules. Pour les effluents bruts, le gain est de 15% et 6% respectivement.
Néanmoins, utiliser l'injection en profondeur comme mode d'application des effluents liquides ne permet pas de changer significativement les conclusions présentées précédemment.

### 4.3.4 Apport complémentaire en $P_2O_5$

Le phosphore a des impacts visibles sur l'eutrophisation de l'eau douce en raison des pertes par lixiviation au champ. De plus, l'apport en $P_2O_5$ complémentaire appliqué au scénario de fertilisation minérale a un impact notable sur les indicateurs d'émissions de particules. Afin de prendre en compte d'autres caractéristiques de la matière organique intéressantes du point de vue de l'objet de l'étude, comme la teneur en phosphore, la valeur moyenne des apports en phosphore des autres scénarios avait été appliquée. Néanmoins, dans la pratique, un apport tous les 3-4 ans est réalisé. Dans certains cas, il n'y a aucun apport. En effet, pour des raisons économiques, certains agriculteurs se reposent sur les réserves en phosphore apporté depuis 40 ans. La valeur proposée dans un premier temps peut donc être fortement pénalisante.
La dose de phosphore dépend notamment des réserves en phosphore du sol et des exportations par la plante. En faisant l'hypothèse que l'apport en phosphore compense les exportations de phosphore par les cultures, la dose à appliquer serait comprise entre 44 et 313 kg/ha pour 3 ans (données fournies par l'INRA pour la rotation étudiée).

Différents scénarios de fertilisation minérale avec des variations d'apports de phosphore ont été comparés :

- Une dose maximale de 104,3 kg/ha (Pmax)
- Une dose moyenne par rapport aux autres scénarios d'épandage (Pref)
- Une dose minimale de 14,7 kg/ha (Pmin)
- Un apport nul (Pnul)

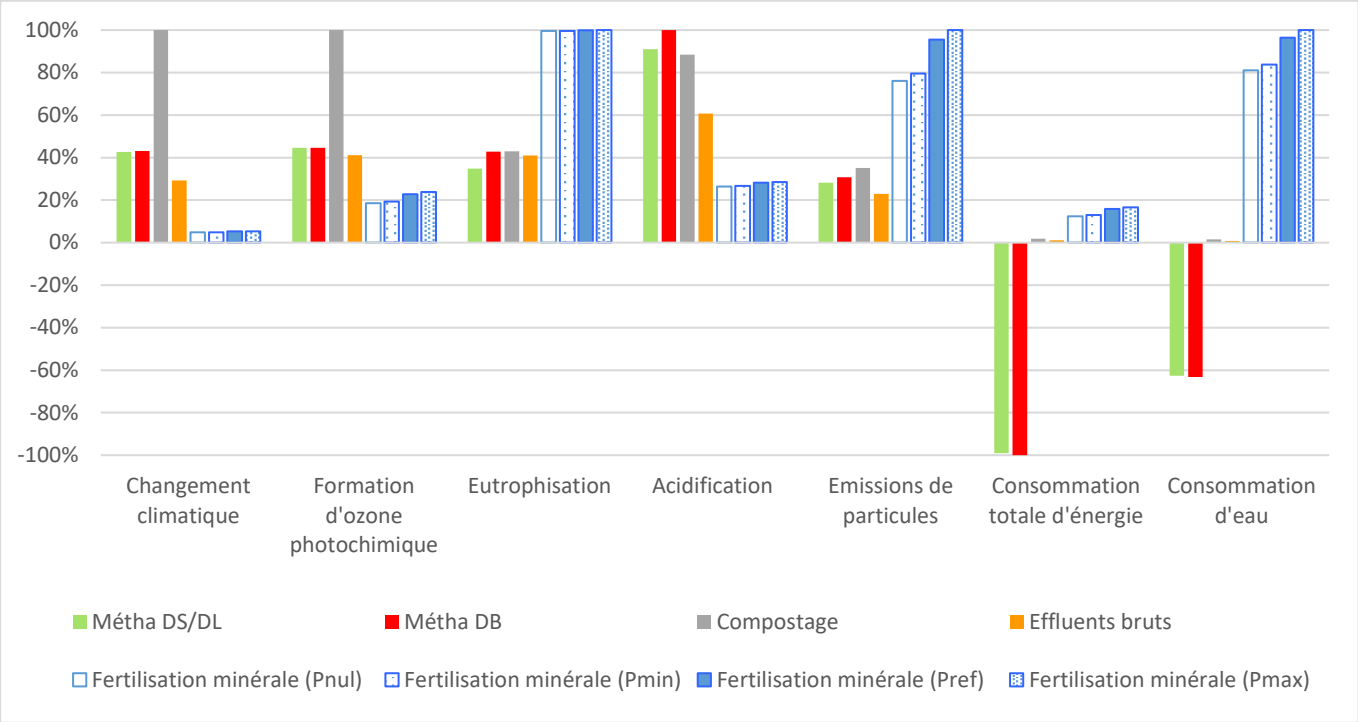



*Figure 14 : Analyse de sensibilité sur l'apport en phosphore pour la fertilisation minérale*

Des écarts significatifs peuvent être constatés sur les indicateurs d'émissions de particules et consommation d'eau entre les scénarios de fertilisation minérale. Néanmoins, la conclusion reste identique selon l'apport considéré.

### 4.3.5 Temps d'occupation des sols

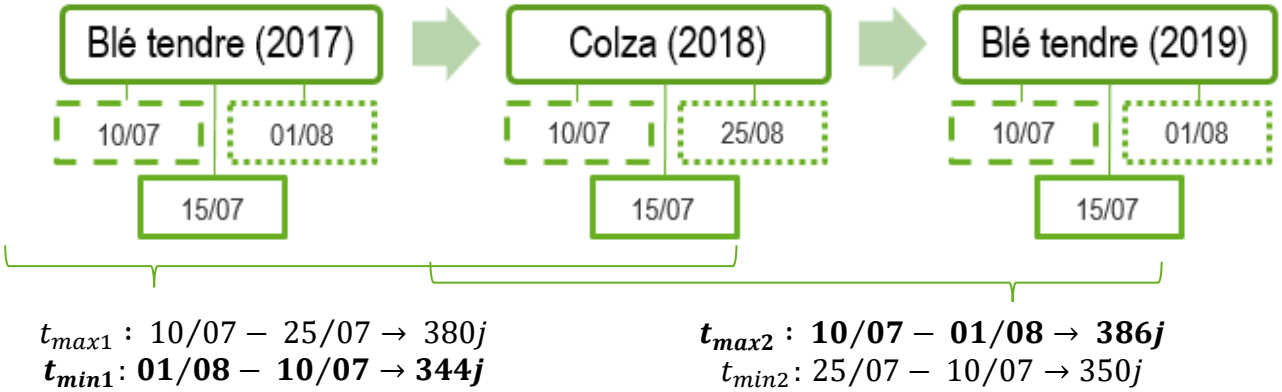
D'après les données de l'INRA, les récoltes ont eu lieu le 20/07/2017 et le 04/07/2018, soit en réalité 349 jours pour l'unique valeur expérimentale disponible.
Ce temps d'occupation des sols influe sur les flux d'ETM et de phosphore vers le sol et l'eau. Cet aspect est particulièrement important car les ETM peuvent être des éléments limitants pour l'épandage (seuils à ne pas dépasser). De plus, le phosphore a de forts impacts sur l'eutrophisation de l'eau douce. Cet aspect ne sera toutefois pas abordé car les flux de phosphore lixiviés n'impactent pas les indicateurs étudiés.

Cette durée est variable selon le type de culture mais également selon les années. Pour les cultures utilisées lors du projet MétaMétha, les dates théoriques de récolte sont :

*Tableau 16 : Plage de variation théorique des dates de récolte*

| | Récolte | Récolte précoce | Récolte tardive |
|---|---|---|---|
| **Colza (précédent blé)** | 15/07 | 10/07 | 25/07 |
| **Blé (précédent blé ou colza)** | 15/07 | 10/07 | 01/08 |

Le temps d'occupation des sols est donc théoriquement compris entre 344 et 386 jours :




$t_{max1}$ : $10/07 - 25/07 \rightarrow 380j$
$\boldsymbol{t_{min1}}$ : $\mathbf{01/08 - 10/07 \rightarrow 344j}$

$\boldsymbol{t_{max2}}$ : $\mathbf{10/07 - 01/08 \rightarrow 386j}$
$t_{min2}$ : $25/07 - 10/07 \rightarrow 350j$

En adaptant le temps d'occupation dans cette fourchette, les flux d'ETM varient de la façon suivante :

*Tableau 17 : Variation des ETM émis dans le sol selon le temps d'occupation des sols*

| ETM | Métha DS/DL | Métha DB | Compostage | Effluents bruts | Fertilisation minérale |
|---|---|---|---|---|---|
| **Cadmium** | 0,04% | 0,00% | 1,16% | 1,16% | 2,21% |
| **Chrome** | 1,20% | 0,54% | 22,73% | 22,73% | 0,00% |
| **Cuivre** | 0,02% | 0,00% | 0,14% | 0,14% | 0,00% |
| **Nickel** | 0,00% | 0,00% | 0,12% | 0,12% | 0,00% |
| **Plomb** | 0,03% | 0,00% | 0,26% | 0,26% | 0,00% |
| **Zinc** | 1,16% | 0,00% | 0,59% | 0,59% | 0,00% |

Les plus gros écarts constatés concernent les émissions de chrome, notamment pour les scénarios de compostage et d'effluents bruts. Des écarts moindres peuvent être constatés sur le cadmium et le zinc.
Les flux d'ETM vers le sol sont donnés pour chaque valeur de temps d'occupation du sol par type d'effluent en annexe 7.8.

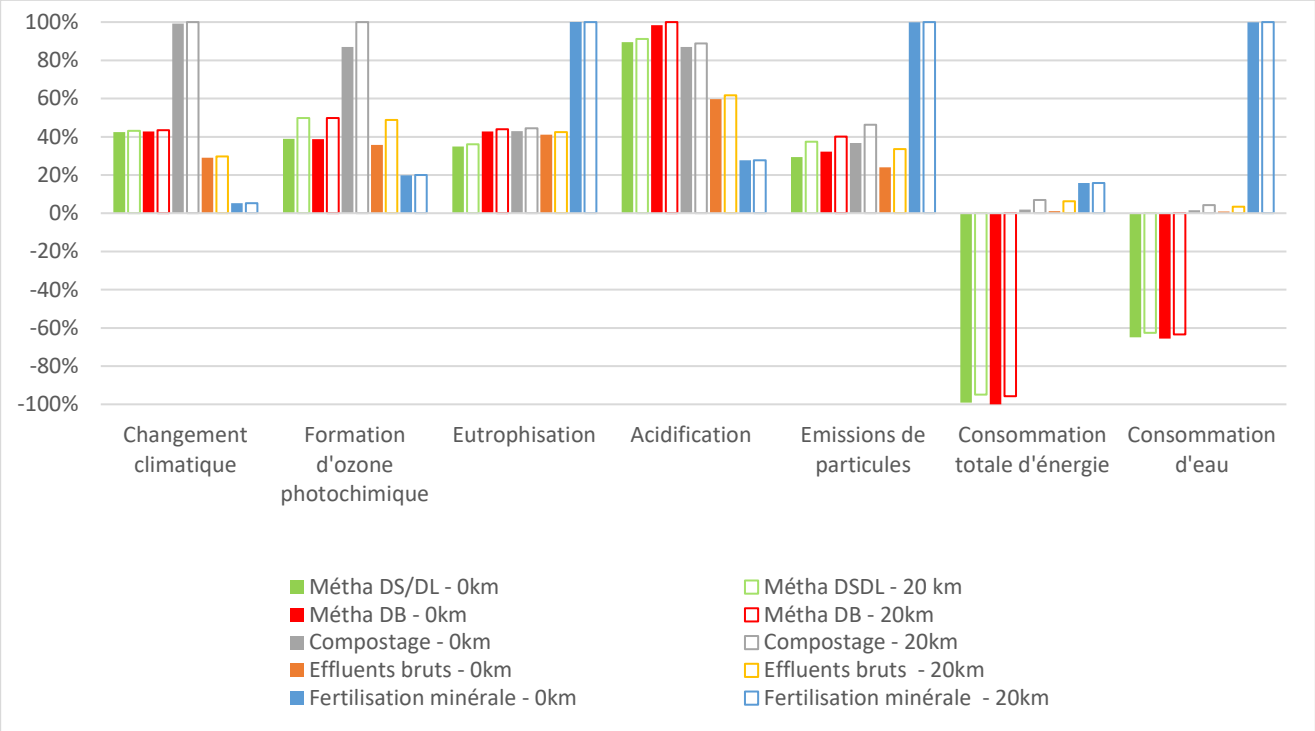
Concernant les ETM lixiviés, la variation maximale est d'environ 10% pour chacun des ETM, comme le montre le tableau ci-dessous :

*Tableau 18 : Variation des ETM lixiviés selon le temps d'occupation des sols*

| ETM (kg/ha) | Cadmium | Chrome | Cuivre | Nickel | Plomb | Zinc |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **344 j** | 4,71E-05 | 2,00E-02 | 3,39E-03 | 0,00E+00 | 5,65E-04 | 3,11E-02 |
| **349 j** | 4,78E-05 | 2,03E-02 | 3,44E-03 | 0,00E+00 | 5,74E-04 | 3,16E-02 |
| **386 j** | 5,29E-05 | 2,24E-02 | 3,81E-03 | 0,00E+00 | 6,35E-04 | 3,49E-02 |
| **Variation** | 11% | 10% | 11% | 0% | 11% | 10% |

### 4.3.6 Distance entre le site de traitement et la parcelle

Selon les exploitations, la distance jusqu'à la parcelle peut fortement différer. Cela représente un enjeu majeur pour les agriculteurs pour lesquels le transport est également synonyme de consommation de carburant et d'usure du tracteur. De plus, le compostage a l'avantage de concentrer la matière organique, ce qui permet aux agriculteurs de faire moins de trajet.
D'après l'INRA, cette distance peut atteindre jusqu'à 20km.




Comme attendu, le transport impacte plus fortement les scénarios faisant appel à de la matière organique que le scénario de fertilisation minérale dans la mesure où la masse de fertilisant minéral à épandre est plus faible. L'analyse de sensibilité montre néanmoins que la prise en compte du transport site de traitement-parcelle ne change pas les conclusions de l'étude.

# 5 Conclusion

L'objet de cette ACV était de comparer différents scénarios de traitement et d'épandage d'effluents afin de mieux connaître les forces et les faiblesses de l'épandage de digestats (brut ou solide et liquide) issus de la méthanisation. Ce scénario de référence a été comparé à des scénarios alternatifs : épandage de lisier et fumier composté et de lisier, d'effluents bruts (fumier et lisier) et d'engrais minéral. Le cycle de vie entier a été étudié sur sept indicateurs environnementaux. Une attention particulière était portée sur les impacts liés à une mauvaise maîtrise des pertes azotées, dues à la volatilisation de l'azote ammoniacal ou à la lixiviation des nitrates.

Les résultats globaux de l'étude indiquent que les scénarios de méthanisation se positionnent de façon intermédiaire vis-à-vis des autres scénarios. Les émissions de nitrates en font le pire scénario pour l'acidification alors que la valorisation énergétique en fait le meilleur en consommation d'eau et d'énergie. Ces résultats tendraient à montrer que ce type de traitement des déchets n'est pas défavorable environnementalement tout en apportant un apport énergétique par rapport aux autres scénarios.

Ces résultats bruts sont toutefois à mettre en perspective avec des hypothèses liées au scénario de compostage et d'épandage d'effluents bruts.
En effet, le scénario de compostage est le plus impactant sur plusieurs indicateurs. Néanmoins, les hypothèses ayant été utilisées ne sont pas optimales. Notamment, le produit caractérisé en sortie de compostage a été assimilé à du fumier brut. Pour être au plus près des impacts réels de ce scénario, une caractérisation avant et après le procédé serait sans doute nécessaire.
D'un autre côté, des fonctions complémentaires du scénario de méthanisation pourraient améliorer ses impacts totaux. En effet, ce procédé permet de traiter d'autres intrants que les effluents d'élevage (boues de stations d'épuration des eaux usées par exemple). Les impacts liés au traitement de ces intrants ainsi évités ne sont pas pris en compte. Dans le cas contraire, cela augmenterait les bénéfices environnementaux de ces scénarios en comparaison du compostage, des effluents bruts et de la fertilisation minérale. Cette fonction n'a pas été intégrée à l'étude car celle-ci ne répond pas à l'objectif de l'étude qui est d'appréhender la maîtrise des émissions d'azotées.

L'étude a également permis de détailler les impacts liés au scénario de méthanisation.
Les infrastructures ont ainsi peu d'impact sur le cycle de vie de la méthanisation comme sur celui du compostage.
La valorisation énergétique (électricité et chaleur) a, quant à elle, une influence importante sur la consommation d'énergie et d'eau mais relativement peu sur le changement climatique. Ce dernier point est à relativiser par le contexte énergétique français qui utilise majoritairement l'énergie nucléaire qui est décarbonée. Une étude spatialisée hors de France ou régionalisée, en prenant une consommation électrique réelle d'une région pourrait être utile pour mieux évaluer l'impact local d'une production énergétique d'un système de méthanisation.

L'impact des émissions d'azote à l'épandage était un des principaux objectifs de cette étude. Plusieurs informations ont pu être mises en avant.
Notamment, le protoxyde d'azote lors de l'épandage joue un rôle mineur dans les impacts sur le changement climatique pour tous les scénarios. Les émissions, en comparaison élevées, de $CO_2$ fossile et de $CH_4$ sur le cycle de vie complet relativisent ces émissions de $N_2O$.

De plus, la méthanisation est le scénario émettant le plus d'émissions azotées ($NH_3$ et $NO_3^-$ notamment) en épandage. Néanmoins, il y en a peu lors du processus anaérobie. Avoir une vision cycle de vie est donc importante. Cela permet de noter que les émissions azotées sont importantes lors du procédé de compostage mais modérées lors de l'épandage.

La robustesse de l'étude, et notamment ses hypothèses, a également été testée grâce à des analyses de sensibilités.
Une variation du taux de fuite en méthanisation, du temps d'occupation des sols et du mode d'épandage a ainsi été étudiée sans montrer de véritables différences.

Avec les données terrain recueillies lors de l'épandage, le modèle se base sur des données réelles et fiables. Néanmoins, afin d'améliorer le modèle et d'être ainsi au plus près de la réalité, des mesures complémentaires pourraient être envisagées. Une caractérisation de chaque effluent avant d'être méthanisé ou composté, en sortie de process et juste avant épandage permettrait, par exemple, une meilleure précision de la modélisation. De la même manière, en plus des émissions d'ammoniac, une caractérisation des émissions de nitrate permettrait de s'affranchir des modèles utilisés dans cette étude.
Une mise à jour de l'étude avec un processus de méthanisation optimisé pourrait également être intéressant. De même, il pourrait être envisagé d'injecter le biogaz produit directement dans le réseau. Cette voie de valorisation pourrait avoir des bénéfices différents selon les indicateurs. Enfin, afin de compléter cette étude, il serait intéressant d'intégrer la dimension de seuils à respecter pour épandre (ETM, phosphore…). La diminution du carbone stocké dans le sol, dans le cas de la fertilisation minérale, avec l'export de la paille pourrait notamment influer sur les rendements. Ces caractéristiques pouvant fortement varier géographiquement, il faudrait compléter les résultats avec des analyses des sols.

# 6 Bibliographie


[1] «ISO 14040:2006 - Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Principes et cadre».

[2] «ISO 14044:2006 : Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Exigences et lignes directrices».

[3] M. Pradel et A. De Gervillier, «L'analyse du cycle de vie à l'échelle d'une exploitation agricole : méthode et premiers résultats,» Sciences Eaux & Territoires, 2011.

[4] S. Dauguet, A. Tailleur, J. Lebas de Lacour, H. van der Werf et J. Auberger, «Evaluation de cultures associées et successions culturales par analyse du cycle de vie - Projet ACV-Bio,» 2018.

[5] L. Aissani, A. Collet et F. Béline, «Détermination de l'intérêt environnemental via l'analyse de cycle de vie du traitement des effluents organiques par méthanisation au regard des contraintes territorales,» Sciences Eaux & Territoires, 2013.

[6] F. Thirion, «Evaluation de la qualité environnementale des épandages agricoles : une nouvelle approche à l'aide de l'analyse de cycle de vie,» *Ingénieries - E A T, IRSTEA,* pp. 67-77, 2006.

[7] Agence Internationale de l'Energie, «Data and statistics - Electricity - France - 2014,» [En ligne]. Available: https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tables?country=FRANCE&energy=Electricity&year=2014.

[8] [En ligne]. Available: https://fr.wikipedia.org/wiki/Compostage_(biologie)#cite_note-:2-6.

[9] ADEME, «Trackyleaks - Développement d'une méthode d'identification et de quantification des émissions fugitives de biogaz - Application aux installations de méthanisation,» (p : 36-37), Février 2018.

[10] B. Ravard, «Evaluation du potentiel méthanogène de différentes rations et des effets des digestats (fraction sèche et fraction liquide) sur des indicateurs de fonctionnement biologique du sol en lien avec le service de fertilité.».

[11] Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt et des Chambres d'agriculture - France, «Référentiel Coûts des Opérations Culturales 2017 des Matériels Agricoles».

[12] «2015-2018 EVAPRO : Evaluation des pertes par Volatilisation Ammoniacale après l'épandage de Produits Résiduaires Organiques,» [En ligne]. Available: https://www6.versailles-grignon.inra.fr/ecosys/Recherche/Projets/EVAPRO.

[13] Brockmann et Helias, «Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent».

[14] P. KOCH et T. SALOU, «AGRIBALYSE (R) : RAPPORT METHODOLOGIQUE V1.3,» 2016.

[15] D. Baize, C. Daniau, C. Raoul et A. Mathieu, «Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluation des risques sanitaires,» Environnement, Risques & Santé, Mars-Avril 2008.

[16] H. Roebroeck, «Le prélèvement de terre : quels acquis méthodologiques?,» Rencontres de Blois : Fertilisation raisonnée et analyse de terre : Quoi de neuf en 2009?.

[17] [En ligne]. Available: https://www.euro-energie.com/cap-vert-energie-lance-la-construction-de-sa-premiere-unite-de-methanisation-r-nouzilly-n-4038.

[18] CIRAIG, «Rapport final – Développement et application d'un outil d'évaluation des scénarios de gestion des matières résiduelles».

[19] ADEME, «Audit de plateformes de compostage,» 2007.

[20] «Données de dimensionnement de plateformes existantes (Cabourg (14), Arvor (56))».

[21] J. Martínez-Blanco, J. Colón, x. Gabarrell et Font X, «The use of life cycle assess-ment for the comparison of biowaste composting at homeand full scale.,» Waste Manage 30:983–994., doi:10.1016/j.wasman.2010.02.023, 2010.

[22] Martínez-Blanco et al. (2013 a) , «Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review.,» Agronomy for Sustainable Development, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA pp.721-732, 2013.

[23] E. Favoino et D. Hogg, «The potential role of compost in reducing greenhouse gases.,» Waste manage Res 26:61–69. doi:10.1177/0734242X08088584, 2008.

# 7 ANNEXES

## *7.1 ANNEXE : Synthèse de la collecte de données de la méthanisation*

*Tableau 19 : Données issues de la collecte de données sur la méthanisation*

| Donnée | Valeur | Unité |
|---|---|---|
| **Capacité de traitement annuelle** | 12 000 | t |
| **Tonnage traité (2018)** | 6 700 | t |
| **Electricité consommée (2018)** | 316 | MWh/an |
| **Digestat liquide (2018)** | 4 200 | t/an |
| **Digestat solide (2018)** | 1 500 | t/an |
| **Electricité injectée (2018)** | 1 270 | MWh/an |
| **Chaleur vendue à l'INRA (2018)** | 94 283 | kWh th/an |
| **Teneur en méthane du biogaz (2018)** | 56,80 | % |
| **Biogaz produit (2018)** | 690 850 | $m^3$ /an |
| **Biogaz valorisé (2018)** | 571 883 | $m^3$/an |
| **Volume utile méthaniseur** | 1 790 | $m^3$ |
| **Diamètre intérieur méthaniseur** | 19,5 | m |
| **Volume utile cuve de maturation** | 800 | $m^3$ |
| **Diamètre intérieur cuve de maturation** | 13 | m |
| **Epaisseur voiles** | 20 | cm |
| **Epaisseur radier** | 15 | cm |
| **Volume utile lagune** | 3 500 | $m^3$ |

## *7.2 ANNEXE : Calcul de membrane pour la lagune*

La lagune est supposée être recouverte d'un film de polyéthylène haute densité de 1,5 mm d'épaisseur [16] et de densité 0,95. Les dimensions de la lagune ont été estimées à partir de Google Maps :

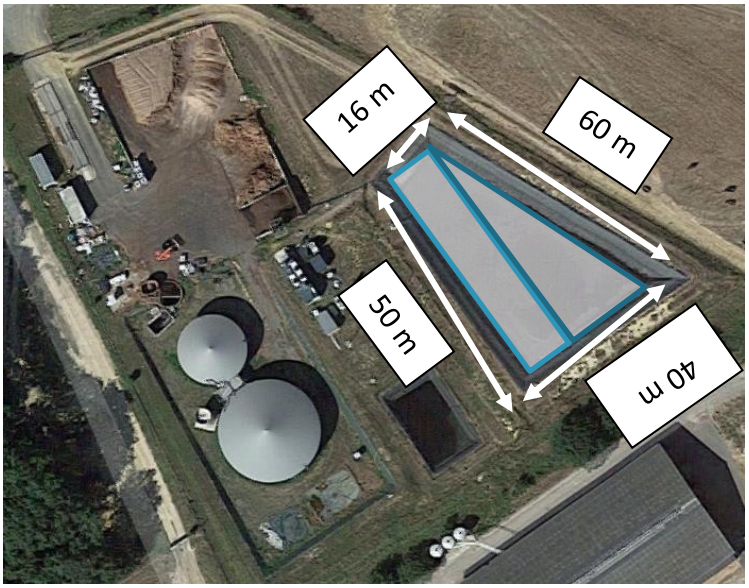



*Figure 15 : Méthaniseur sur le site de Nouzilly*

La surface $S_{lagune}$ de la lagune est approximée de la façon suivante :

$$S_{lagune} = 16 \times 50 + \frac{(40 - 16) \times 50}{2} = 1\,400\ m^2$$

Or la capacité de la lagune $Capacité_{lagune}$ est de 3 500 m$^3$, d'où sa hauteur $h$ :

$$h_{lagune} = \frac{Capacité_{lagune}}{S_{lagune}} = 2{,}5\ m$$

La surface de géomembrane $S_{geomembrane}$ est donc égale à :

$$S_{geomembrane} = S_{lagune} + h_{lagune} \times (50 + 16 + 60 + 40)$$

La masse de géomembrane $m_{geomembrane}$nécessaire à la réalisation de la lagune est donc de :

$$m_{geomembrane} = S_{géomembrane} \times e_{géomembrane} \times densité_{PEHD}$$

## *7.3 ANNEXE : Choix des processus pour la modélisation*

**MODELISATION DU FERTILISANT MINERAL**

1kg de fertilisant minéral N390 est modélisé de la façon suivante :

*Tableau 20 : Modélisation du N390*

| Processus ecoinvent | Source | Quantité | Unité |
|---|---|---|---|
| Ammonium nitrate, as N {GLO}\| market for \| APOS, U | ecoinvent | 2*7,3% | kg |
| Urea, as N {GLO}\| market for \| APOS, U | ecoinvent | 15,4% | kg |

Le complément en phosphore est modélisé par le processus ci-dessous :

*Tableau 21 : Modélisation du $P_2O_5$*

| Processus ecoinvent | Source | Quantité | Unité |
|---|---|---|---|
| Phosphate fertiliser, as P2O5 {GLO}\| market for | ecoinvent | $mP$ | kg |

**MODELISATION DES INFRASTRUCTURES ET EQUIPEMENTS**

Les différents éléments constituants les infrastructures et équipements ont été modélisés de la façon suivante :

*Tableau 22 : Modélisation des infrastructures et équipements*

| Elément modélisé | Process | Source | Unité |
|---|---|---|---|
| **Bâtiments Et Cuves** | Concrete, normal {CH}\| market for | ecoinvent | $m^3$ |
| | Waste reinforced concrete {CH}\| market for waste reinforced concrete | ecoinvent | kg |
| **Lagune** | Polyethylene, high density, granulate {GLO}\| market for \| APOS, U | ecoinvent | kg |
| **Retourneur d'andains** | General machinery, with tires, LT 2,500-5,000h production/FR/I U | ABRIBALYSE | t |
| **Tracteur** | Tractor, 4-wheel, agricultural {GLO}\| market for \| APOS, S | ecoinvent | t |
| **Chariot télescopique** | General machinery, with tires, LT >5,000h production/FR/I U | ABRIBALYSE | t |
| **Tapis roulant** | Conveyor belt {RER}\| production \| APOS, S | ecoinvent | m |
| **Compresseur d'air** | Air compressor, screw-type compressor, 300kW {GLO}\| market for \| APOS, U | ecoinvent | p |
| **Pompe** | Pump, 40kW {CH}\| production \| APOS, U | ecoinvent | p |
| **Moteur à gaz** | Gas motor, 206kW {RER}\| production \| APOS, U | ecoinvent | p |
| **Broyeur** | General machinery, without tires, LT 8,000h production/FR/I U | AGRIBALYSE | t |

**MODELISATION DES INTRANTS POUR PROCESS**

*Tableau 23 : Modélisation des intrants pour process*

| Processus ecoinvent | Source | Unité |
|---|---|---|
| Electricity, medium voltage {FR}\| market for \| APOS, U | ecoinvent | kg |
| diesel, burned in platform compost equipment EURO 4 {RoW}\| transport, passenger car, large size, diesel, EURO 4 \| APOS, U | * | kWh |

*Cette donnée est construite de la façon suivante pour 1 kWh :

*Tableau 24 : Modélisation de la consommation de diesel*

| Processus ecoinvent | Compartiment | Source | Quantité | Unité |
|---|---|---|---|---|
| **Entrée connue de la technosphère** | | | | |
| Diesel, low-sulfur {RoW}\| market for \| APOS, U | | ecoinvent | 8,45E-02 | kg |
| **Emissions vers l'air** | | | | |
| Acetaldehyde | high. pop. | ecoinvent | 2,77E-06 | kg |
| Acetone | high. pop. | ecoinvent | 1,26E-06 | kg |
| Acrolein | high. pop. | ecoinvent | 1,53E-06 | kg |
| Ammonia | high. pop. | ecoinvent | 1,35E-06 | kg |
| Benzaldehyde | high. pop. | ecoinvent | 3,68E-07 | kg |
| Benzene | high. pop. | ecoinvent | 8,47E-07 | kg |
| Butane | high. pop. | ecoinvent | 4,70E-08 | kg |
| Cadmium | high. pop. | ecoinvent | 8,45E-10 | kg |
| Carbon dioxide, fossil | high. pop. | ecoinvent | 2,65E-01 | kg |
| Carbon monoxide, fossil | high. pop. | ecoinvent | 7,43E-05 | kg |
| Chromium | high. pop. | ecoinvent | 4,23E-09 | kg |
| Chromium IV | high. pop. | ecoinvent | 8,45E-12 | kg |
| Copper | high. pop. | ecoinvent | 1,44E-07 | kg |
| Cyclohexane | high. pop. | ecoinvent | 2,78E-07 | kg |
| Dinitrogen monoxide | high. pop. | ecoinvent | 4,23E-06 | kg |
| Ethane | high. pop. | ecoinvent | 1,41E-07 | kg |
| Ethylene oxide | high. pop. | ecoinvent | 4,69E-06 | kg |
| Formaldehyde | high. pop. | ecoinvent | 5,13E-06 | kg |
| Heptane | high. pop. | ecoinvent | 8,55E-08 | kg |
| Lead | high. pop. | ecoinvent | 6,97E-15 | kg |
| Mercury | high. pop. | ecoinvent | 1,69E-12 | kg |
| Methane | high. pop. | ecoinvent | 2,56E-06 | kg |
| Methyl ethyl ketone | high. pop. | ecoinvent | 5,13E-07 | kg |
| m-Xylene | high. pop. | ecoinvent | 2,61E-07 | kg |
| Nickel | high. pop. | ecoinvent | 5,92E-09 | kg |
| Nitrogen oxides | high. pop. | ecoinvent | 6,38E-04 | kg |
| NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin | high. pop. | ecoinvent | 2,27E-05 | kg |
| o-Xylene | high. pop. | ecoinvent | 1,15E-07 | kg |
| PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons | high. pop. | ecoinvent | 1,56E-08 | kg |
| Particulates, < 2.5 um | high. pop. | ecoinvent | 4,43E-05 | kg |
| Pentane | high. pop. | ecoinvent | 1,71E-08 | kg |
| Propane | high. pop. | ecoinvent | 4,70E-08 | kg |
| Propylene oxide | high. pop. | ecoinvent | 1,54E-06 | kg |
| Selenium | high. pop. | ecoinvent | 8,45E-10 | kg |
| Styrene | high. pop. | ecoinvent | 1,58E-07 | kg |
| Sulfur dioxide | high. pop. | ecoinvent | 1,69E-06 | kg |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Toluene | high. pop. | ecoinvent | 2,95E-07 | kg |
| Zinc | high. pop. | ecoinvent | 8,45E-08 | kg |
| **Sortant connu vers la technosphère** | | | | |
| Tyre wear emissions, passenger car {GLO}\| market for \| APOS, U | | ecoinvent | 1,42E-04 | kg |

## MODELISATION DES EMISSIONS DE PROCESS

*Tableau 25 : Modélisation des émissions de process*

| Type | Processus ecoinvent | Compartiment | Source | Unité |
|---|---|---|---|---|
| **$CH_4$** | Methane, biogenic | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| **$CO_2$** | Carbon dioxide, biogenic | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| **CO** | Carbon monoxide, biogenic | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| **$NH_3$** | Ammonia | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| **$N_20$** | Nitrogen oxides | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| **NOx** | Nitrogen oxides | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| **SOx** | Sulfur dioxide | Low.pop. | ecoinvent | kg |

## MODELISATION DE L'ELECTRICITE ET GAZ NATUREL SUBSTITUES

*Tableau 26 : Modélisation de l'électricité et du gaz naturel substitués*

| Processus ecoinvent | Source | Unité |
|---|---|---|
| Electricity, low voltage {FR}\| market for \| APOS, U | ecoinvent | kWh |
| Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland}\| market for heat, central or small-scale, natural gas \| APOS, U | ecoinvent | kWh |

## MODELISATION DES SCENARIOS D'EPANDAGE

*Tableau 27 : Matériel utilisé pour l'épandage*

| Type de produit épandu | Matériel utilisé par l'INRA | Modélisation AGRIBALYSE | Quantité | Unité |
|---|---|---|---|---|
| **Fertilisant minéral** | Pulvérisateur automoteur<br>36 m de largeur<br>210 cv | Fertilizing or plant protection, with sprayer, 2500 l/FR U | 1/20 | h/ha |
| **Produits liquides** | Tonne Mauguin - cuve de 15,5 $m^3$<br>12 m de largeur<br>2 essieux<br>Rampe à pendillards équipée d'un broyeur répartiteur<br>Tracteur 130-170 cv | Fertilizing, slurry, with tanker/FR U | 1/1,07 | h/ha |
| **Produits solides** | Epandeur Rock 17 $m^3$<br>Hérissons verticaux<br>Tapis 1 essieu<br>Tracteur de 140-150 cv | Fertilizing, solid manure (charging and spreading), with 8-10t spreader/FR U | 1/1,20 | h/ha |

## MODELISATION DES EMISSIONS AU CHAMP

*Tableau 28 : Modélisation des émissions d'azote au champ*

| Type | Processus ecoinvent | Compartiment | Source | Unité |
|---|---|---|---|---|
| **Emissions dans l'air** | Ammonia | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| | Dinitrogen monoxide | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| | Nitrogen oxides | Low.pop. | ecoinvent | kg |
| **Emissions dans l'eau** | Nitrate | groundwater | ecoinvent | kg |

*Tableau 29 : Modélisation des émissions d'ETM au champ*

| Type | Processus ecoinvent | Compartiment | Source | Unité |
|---|---|---|---|---|
| **Emissions dans le sol** | Cadmium | agricultural | ecoinvent | kg |
| | Copper | agricultural | ecoinvent | kg |
| | Zinc | agricultural | ecoinvent | kg |
| | Lead | agricultural | ecoinvent | kg |
| | Nickel | agricultural | ecoinvent | kg |
| | Chromium | agricultural | ecoinvent | kg |
| **Emissions dans l'eau** | Cadmium | groundwater | ecoinvent | kg |
| | Copper | groundwater | ecoinvent | kg |
| | Zinc | groundwater | ecoinvent | kg |
| | Lead | groundwater | ecoinvent | kg |
| | Nickel | groundwater | ecoinvent | kg |
| | Chromium | groundwater | ecoinvent | kg |

*Tableau 30 : Modélisation des émissions de phosphore au champ*

| Type | Processus ecoinvent | Compartiment | | Unité |
|---|---|---|---|---|
| **Emissions dans l'eau** | Phosphorus (n° de CAS 007723-14-0) | groundwater | ecoinvent | kg |

## MODELISATION DU TRANSPORT SITE DE TRAITEMENT-PARCELLE

*Tableau 31 : Modélisation du transport site de traitement-parcelle*

| Processus ecoinvent | Source | Unité |
|---|---|---|
| Transport, tractor and trailer, agricultural {CH}\| processing \| APOS, S | ecoinvent | tkm |

## 7.4 ANNEXE : Paramètres de la modélisation

*NB : Les abréviations utilisées dans les figures décrivant chaque système sont les suivantes :*

- $MF$ *: Matière Fraîche*
- $DB$ *: Digestat brut*
- $DS$ *: Digestat solide*
- $DL$ *: Digestat liquide*
- $mN$ *: masse d'azote épandue (kg)*
- $mN_x$ *: masse d'azote dans l'effluent x*
- $m_{x\,DSDL}$ *: masse d'effluent x dans le scénario méthanisation avec séparation de phase*
- $m_{x\,DB}$ *: masse d'effluent x dans le scénario de méthanisation sans séparation de phase*
- $qN_x$ *: quantité d'azote dans l'effluent x (kg/t)*
- $qP_x$ *: quantité de phosphore dans l'effluent x (kg/t)*
- $q_ammoniac_x$ *: quantité d'ammoniac volatilisé au champ pour l'effluent x (kg/t)*
- *DVR : Durée de vie du site (de méthanisation ou de compostage)*
- *Ctot_intrant_x : Carbone total dans l'effluent x intrant*
- *Ntot_intrant_x : Azote total dans l'effluent x intrant*

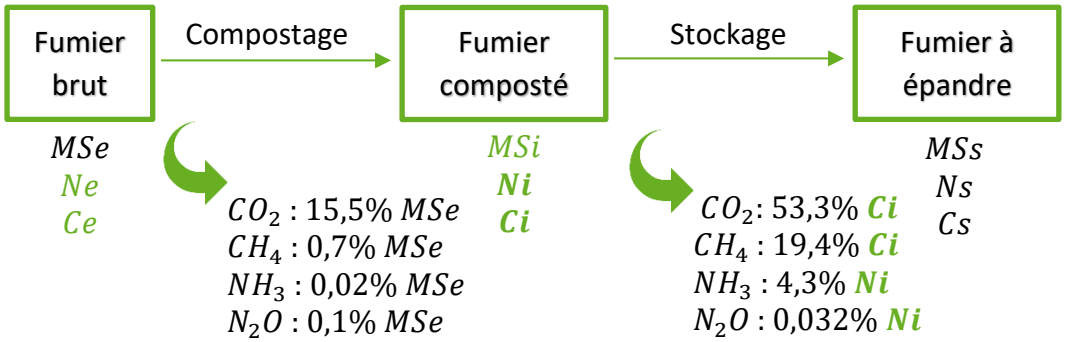
*Tableau 32 : Paramètres de la modélisation*

| Nom | Valeur | Unité |
|---|---|---|
| **qN_DS** | 6,52 | kg/t MB |
| **qN_DL** | 4,24 | kg/t MB |
| **qN_DB** | 4,83 | kg/t MB |
| **qN_comp** | 7,72 | kg/t MB |
| **qN_lisier** | 2,75 | kg/t MB |
| **qN_fumier** | 7,72 | kg/t MB |
| **qP_DS** | 5,66 | kg/t MB |
| **qP_DL** | 2,12 | kg/t MB |
| **qP_DB** | 2,18 | kg/t MB |
| **qP_comp** | 4,73 | kg/t MB |
| **qP_lisier** | 0,80 | kg/t MB |
| **qP_fumier** | 4,73 | kg/t MB |
| **mP_fertilisant (masse de phosphore dans le scénario de fertilisation minérale)** | ((m_fumier*qP_fumier+m_lisier*qP_lisier)+(mDS*qP_DS+mDL*qP_DL)+mDB_DB*qP_DB+(m_fumier_comp*qP_fumier+m_lisier_comp*qP_lisier)/4 | kg |
| **q_ammoniac_Lisier** | 0,191347694 | kg/t MB |
| **q_ammoniac_Fumier** | 0,547060588 | kg/t MB |
| **q_ammoniac_DB** | 0,679098363 | kg/t MB |
| **q_ammoniac_DS** | 1,211416477 | kg/t MB |
| **q_ammoniac_DL** | 0,38211644 | kg/t MB |
| **q_ammoniac_fertilisant** | 3,776185016 | kg/kg N total |
| **temps d'occupation des sols** | 349/365 | |
| **rendement_compostage** | 0,33 | |
| **Capacite_compostage** | 1200 | t/an |
| **DVR_comp** | 30 | ans |
| **rendement_metha** | (4200+1500)/6700 | |
| **Capacite_metha** | 12000 | t/an |
| **Tonnage_metha** | 6700 | t/an |
| **DVR_metha** | 30 | ans |
| **S_lagune** | 16*50+((50*(40-16))/2) | m² |
| **h_lagune** | 3500/S_lagune | m |

| | | |
|---|---|---|
| **m_geomembrane** | (S_lagune+h_lagune*(50+16+60+40))*0,0015*950 | kg |
| **V_beton_maturateur** | pi*((13/2+0,2)^2)*6-pi*((13/2)^2)*6+(1+0,15)*pi*((13/2+0,2)^2) | $m^3$ |
| **V_beton_methaniseur** | pi*((19,5/2+0,2)^2)*6-pi*((19,5/2)^2)*6+pi*((19,5/2+0,2)^2)*(1+0,15) | $m^3$ |
| **Taux_fuites_digestion** | 5 | % |
| **densite_methane** | 0,67 | |
| **Electricité injectée** | 1270 | MWh/an |
| **Chaleur_INRA** | 94283 | kWh/an |
| **biogaz_produit** | 690850 | $Nm^3$/an |
| **biogaz_valorise** | 571883 | $Nm^3$/an |
| **p_methane : Pourcentage de méthane dans le biogaz** | 56,80/100 | |
| **ps : proportion solide/liquide** | 1500/(4200+1500) | |
| **Surface_parcelle** | 1968/10000 | ha |
| **mN_ep** | 170*Surface_parcelle | kg |
| **mDB_DSDL** | mN_ep/(qN_DS*ps+qN_DL*(1-ps)) | t |
| **mDL** | (1-ps)*mDB_DSDL | t |
| **mDS** | ps*mDB_DSDL | t |
| **mMF_DSDL** | mDB_DSDL/rendement_metha | t |
| **mDB_DB** | mN_ep/qN_DB | t |
| **mMF_DB** | mDB_DB/rendement_metha | t |
| **m_lisier_comp** | (1-ps_comp)*m_fumier_comp/ps_comp | t |
| **mMF_fumier_comp** | m_fumier_comp/rendement_comp | t |
| **m_fumier** | mN_ep/(qN_fumier+(qN_lisier*(1-ps)/ps)) | t |
| **m_lisier** | (1-p_fumier_lisier)*m_fumier/p_fumier_lisier | t |
| **Ctot_DB** | 22,59 | kg/t MB |
| **Ctot_fumier** | 126,28 | kg/t MB |
| **Ctot_lisier** | 17,63 | kg/t MB |
| **Ctot_intrant_methanisation** | Ctot_DB*2 | kg/t MB |
| **Ctot_intrant_comp** | Ctot_fumier/(1-(12/(12+4))*(19,4/100)-(12/(12+2*16))*(53,3/100)) | kg/t MB |
| **Ctot_intrant_fumier** | Ctot_fumier/(1-(12/(12+4))*(19,4/100)-(12/(12+2*16))*(53,3/100)) | kg/t MB |
| **Ctot_intrant_lisier** | Ctot_lisier/(1-(12/(12+4))*(19,4/100)-(12/(12+2*16))*(53,3/100)) | kg/t MB |
| **Ntot_intrant_comp** | qN_fumier/(1-(2*14/(2*14+16))*(4,3/100)-(14/(14+3))*(0,032/100)) | kg/t MB |
| **Ntot_intrant_fumier** | qN_fumier/(1-(2*14/(2*14+16))*(4,3/100)-(14/(14+3))*(0,032/100)) | kg/t MB |
| **Ntot_intrant_lisier** | qN_lisier/(1-(2*14/(2*14+16))*(4,3/100)-(14/(14+3))*(0,032/100)) | kg/t MB |

## 7.5 ANNEXE : Détermination des caractéristiques des intrants

La démarche utilisée pour déterminer les caractéristiques des intrants, et ainsi les émissions de stockage est la suivante, pour le fumier composté par exemple :




Avec :
$MSe$ : *Matière sèche du fumier brut*
$Ne$ : *Azote total du fumier brut*
$Ce$ : *Carbone total du fumier brut*
$MSi$ : *Matière sèche du fumier composté*
$Ni$ : *Azote total du fumier composté*
$Ci$ : *Carbone total du fumier composté*
$MSs$ : *Matière sèche du fumier à épandre*
$Ns$ : *Azote total du fumier à épandre*
$Cs$ : *Carbone total du fumier à épandre*
$X$ : *Elément inconnu et* ***recherché***

Pour l'azote :

$$Ns = Ni - \frac{M_N}{M_{N_2O}} \times (\frac{0{,}032}{100} Ni) - \frac{M_N}{M_{NH_3}} \times (\frac{4{,}3}{100} Ni)$$

$$\boxed{Ni = \frac{Ns}{1 - \left(\frac{M_N}{M_{N_2O}} \times \frac{0{,}032}{100}\right) - \left(\frac{M_N}{M_{NH_3}} \times \frac{4{,}3}{100}\right)}}$$

$$Ns = Ne - \frac{M_N}{M_{NH3}} \times (\frac{0{,}02}{100}\ MSe + \frac{4{,}3}{100} Ni) - \frac{M_N}{M_{N2O}} \times (\frac{0{,}1}{100}\ MSe + \frac{0{,}032}{100} Ni)$$

Pour le carbone :

$$Cs = Ci - \frac{M_C}{M_{CO_2}} \times (\frac{53,3}{100} Ci) - \frac{M_C}{M_{CH_4}} \times (\frac{19,4}{100} Ci)$$

$$\boxed{Ci = \frac{Cs}{1 - \left(\frac{M_C}{M_{CO2}} \times \frac{53,3}{100}\right) - \left(\frac{M_C}{M_{CH4}} \times \frac{19,4}{100}\right)}}$$

$$Cs = Ce - \frac{M_C}{M_{CO_2}} \times \frac{15,5}{100}\ MSe - \frac{M_C}{M_{CH_4}} \times \frac{0,7}{100}\ MSe - \frac{M_C}{M_{CO_2}} \times \frac{53,3}{100} Ci + \frac{M_C}{M_{CH_4}} \times \frac{19,4}{100} Ci$$

## *7.6 ANNEXE : Emissions lors de la méthanisation*

Les impacts des émissions de process lors de la méthanisation sont présentés ci-dessous :

*Tableau 33 : Impacts des émissions lors de la méthanisation*

| Nom | Digestion | Torchère | Cogénération |
|---|---|---|---|
| Changement climatique (kg CO2 eq) | 4,42E+02 | 3,28E+01 | 2,21E+02 |
| Formation d'ozone photochimique (kg NMVOC eq) | 1,61E-01 | 1,20E-02 | 8,05E-02 |
| Eutrophisation (kg N eq) | 0,00E+00 | 1,12E-05 | 0,00E+00 |
| Acidification (molc H+ eq) | 0,00E+00 | 1,16E-04 | 0,00E+00 |
| Emissions de particules (morts) | 0,00E+00 | 2,67E-11 | 0,00E+00 |
| Utilisation d'eau (m3) | 0,00E+00 | 0,00E+00 | 0,00E+00 |
| Demande en énergie cumulée (MJ) | 0,00E+00 | 0,00E+00 | 0,00E+00 |

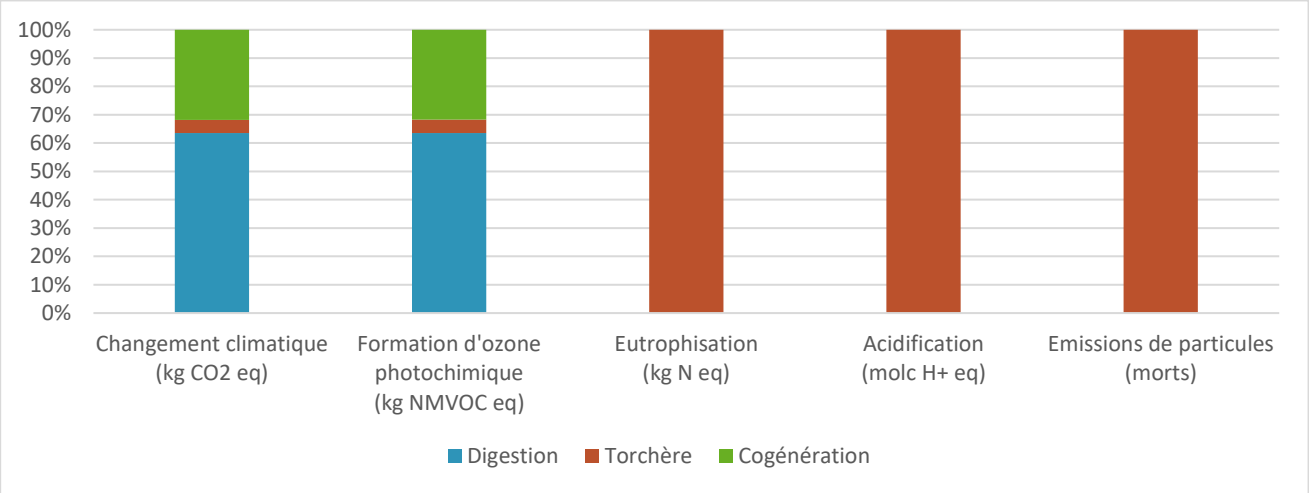



*Figure 16 : Répartition des impacts des émissions lors de la méthanisation*

## *7.7 ANNEXE : Facteurs de caractérisation des émissions d'azote*

*Tableau 34 : Facteurs de caractérisation des émissions azotées au champ*

| Type | Processus ecoinvent | Réchauffement climatique (kg $CO_{2\text{-}eq}$/kg) | Formation d'ozone photochimique (kg CFC-11-$_{eq}$/kg) | Matière particulaire (morts/kg) | Acidification (molc H+ $_{eq}$/kg) | Eutrophisation marine (kg $N_{eq}$/kg) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Emissions dans l'air** | Ammonia | - | - | 7,40E-07 | 3,02E+00 | 9,20E-02 |
| | Dinitrogen monoxide | 2,65E+02 | 1,10E-02 | - | - | - |
| | Nitrogen oxides | - | - | 7,40E-08 | 7,40E-01 | 3,89E-01 |
| **Emissions dans l'eau** | Nitrate | - | - | - | - | 2,26E-01 |

## *7.8 ANNEXE : Flux d'ETM vers le sol*

*Tableau 35 : Emissions d'ETM dans le sol pour t=349j*

| Flux d'ETM (kg/ha) | Digestat solide | Digestat liquide | Digestat brut | Fumier/ Compost | Lisier | N390 | P2O5 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Cadmium** | 3,12E-04 | 7,17E-03 | 1,15E-02 | 2,58E-04 | 0,00E+00 | 2,71E-05 | 1,36E+00 |
| **Chrome** | 5,95E-03 | 3,25E-01 | 3,72E-01 | -7,54E-03 | -7,86E-03 | 0,00E+00 | 1,40E+01 |
| **Cuivre** | 8,14E-02 | 1,54E+00 | 3,08E+00 | 4,63E-02 | 1,65E-01 | 2,92E-05 | 1,49E+00 |
| **Nickel** | 1,19E-02 | 1,38E-01 | 2,65E-01 | 6,48E-03 | 1,01E-02 | 1,70E-05 | 2,50E+00 |
| **Plomb** | 9,25E-03 | 1,44E-01 | 1,85E-01 | 5,92E-03 | 9,20E-03 | 3,16E-05 | 2,60E-01 |
| **Zinc** | 2,63E-01 | 4,90E+00 | 8,11E+00 | 2,10E-01 | 8,06E-01 | 1,24E-04 | 2,06E+01 |

*Tableau 36 : Emissions d'ETM dans le sol pour t=344j*

| Flux d'ETM (kg/ha) | Digestat solide | Digestat liquide | Digestat brut | Fumier/ Compost | Lisier | N390 | P2O5 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Cadmium** | 3,13E-04 | 7,17E-03 | 1,15E-02 | 2,59E-04 | 0,00E+00 | 2,72E-05 | 1,39E+00 |
| **Chrome** | 6,22E-03 | 3,26E-01 | 3,72E-01 | -7,30E-03 | -7,62E-03 | 0,00E+00 | 1,40E+01 |
| **Cuivre** | 8,14E-02 | 1,54E+00 | 3,08E+00 | 4,63E-02 | 1,65E-01 | 2,95E-05 | 1,49E+00 |
| **Nickel** | 1,19E-02 | 1,38E-01 | 2,65E-01 | 6,49E-03 | 1,01E-02 | 1,70E-05 | 2,50E+00 |
| **Plomb** | 9,25E-03 | 1,44E-01 | 1,85E-01 | 5,92E-03 | 9,20E-03 | 3,16E-05 | 2,60E-01 |
| **Zinc** | 2,63E-01 | 4,96E+00 | 8,11E+00 | 2,10E-01 | 8,06E-01 | 1,26E-04 | 2,06E+01 |

*Tableau 37 : Emissions d'ETM dans le sol pour t=386j*

| Flux d'ETM (kg/ha) | Digestat solide | Digestat liquide | Digestat brut | Fumier/ Compost | Lisier | N390 | P2O5 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Cadmium** | 3,09E-04 | 7,17E-03 | 1,15E-02 | 2,55E-04 | 0,00E+00 | 2,63E-05 | 1,39E+00 |
| **Chrome** | 3,97E-03 | 3,23E-01 | 3,70E-01 | -9,30E-03 | -9,60E-03 | 0,00E+00 | 1,40E+01 |
| **Cuivre** | 8,11E-02 | 1,54E+00 | 3,08E+00 | 4,60E-02 | 1,65E-01 | 2,69E-05 | 1,49E+00 |
| **Nickel** | 1,19E-02 | 1,38E-01 | 2,65E-01 | 6,46E-03 | 1,01E-02 | 1,70E-05 | 2,50E+00 |
| **Plomb** | 9,21E-03 | 1,44E-01 | 1,85E-01 | 5,92E-03 | 9,16E-03 | 3,13E-05 | 2,60E-01 |
| **Zinc** | 2,60E-01 | 4,90E+00 | 8,11E+00 | 2,07E-01 | 8,03E-01 | 1,07E-04 | 2,06E+01 |

*Compte tenu des incertitudes du modèle, les valeurs négatives ne peuvent être interprétées comme des effets positifs sur l'environnement (d'après Agribalyse [12]).