

UR GERE



DIVA

Tâches 4.1.2.x

Comportement des  
digestats en compostage

JUIN 2015

**TREMIER ANNE, BUFFET JULIE,  
DAUMOIN MYLENE**

IRSTEA RENNES

17 avenue de cucillé

CS 64427

35044 RENNES Cedex





## Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre du Projet DIVA, grâce au financement de l'ANR, programme Bioénergies 2010.

Nous remercions tous les exploitants des sites de méthanisation étudiés au cours de ce projet pour leur accueil et leur disponibilité ainsi que leur accord pour les prélèvements réalisés.



## Table des matières

Remerciements.....	3
Liste des tableaux.....	4
Liste des graphiques.....	5
Liste des Figures.....	6
Introduction.....	7
Matériels et Méthodes.....	8
Substrats étudiés.....	8
Dispositif expérimental.....	8
Mise en œuvre des essais de compostage.....	9
Préparation des substrats à composter.....	9
Débits d'aération.....	9
Mélange du milieu en compostage.....	9
Suivis expérimentaux et analytiques.....	9
Méthodes analytiques.....	12
Résultats et discussion.....	13
Cinétiques de consommation d'oxygène.....	13
Transferts de chaleur.....	14
Bilans massiques.....	16
Dynamiques d'émissions gazeuses au cours du compostage.....	23
Qualité du compost final.....	27
Conclusion.....	31
Références.....	33

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des substrats à composter.....	8
Tableau 2 : Bilans massiques sur les mélanges déchet + structurant .....	18
Tableau 3 : Bilans massiques sur le déchet .....	18
Tableau 4 : Cumul des flux de C et N émis dans les gaz .....	18
Tableau 5 – Qualité des bilans et équivalence des résultats (bilans MS/MO ; bilans C matière et C gaz).....	19
Tableau 6 : Flux d'émissions (FE) mesurés au cours des essais de compostage de déchets non digérés et de digestats .....	25
Tableau 7 : Qualité physico-chimique des composts .....	27
Tableau 8 : Qualité agronomique des composts.....	27
Tableau 9 : Métaux lourds et composés traces organiques dans les composts .....	28
Tableau 10 : Qualité sanitaire des composts.....	28

**Liste des graphiques**

Graphique 1 : Cinétiques de consommation d'oxygène au cours du compostage .....13

Graphique 2 : Dynamique dévolution des températures au cours du compostage .....14

Graphique 3 : Relation entre la température maximale atteinte en compostage et la nature du substrat (-1 = déchet non digéré ; 1= digestat) ..... 15

Graphique 4 : Carbone biodégradable en fonction de la nature du substrat (-1 = déchet non digéré ; 1 = digestat).....17

Graphique 5 : relation statistique entre N<sub>bio</sub> et C<sub>bio</sub>/N<sub>org</sub> .....21

Graphique 6 : relation statistique entre N<sub>ox</sub> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup><sub>ini</sub>.....21

Graphique 7 : Valeurs mesurée (points) et modélisées (lignes) des pertes totale d'azote dans la matière .....22

Graphique 8 : Cinétiques d'émissions gazeuses des substrats non digérés et des digestats au cours du compostage .....23

Graphique 9 : Valeurs N<sub>2</sub>O mesurées (points) et simulées (ligne) .....26

**Liste des Figures**

Figure 1 : Schéma des pilotes de compostage .....11



## Introduction

L'encouragement au recyclage de la matière organique issue des déchets, la croissance des besoins énergétiques et l'appauvrissement des ressources fossiles ont conduit à un fort développement de la digestion anaérobie en Europe. En France le plan EMAA (Energie, Méthanisation, Autonomie, Azote), renforcé par le projet de loi sur la transition énergétique, vise à développer significativement la production de biogaz à partir de résidus organiques tout en répondant à la problématique de la gestion de l'azote via le recyclage au sol des résidus de méthanisation : les digestats.

La gestion de ces digestats constitue un point clé dans le développement de la méthanisation. En effet, les digestats représentent des volumes comparables à ceux des intrants traités en méthanisation et ne doivent pas contribuer à un bilan environnemental et économique négatif pour l'installation de méthanisation. Il est donc nécessaire de les valoriser. Pour cela, il est indispensable que les digestats acquièrent un statut de produit. Cependant, s'il est généralement admis que le digestat peut être utilisé par retour au sol comme amendement ou engrais organique, ses effets sur le rendement des cultures semblent différer en fonction du type du digestat, du type de cultures et des caractéristiques du sol [1]. En outre de nombreux auteurs s'accordent sur le fait que le digestat nécessite au moins une phase de maturation [2].

Le compostage constitue une voie de prétraitement qui peut s'appliquer aux digestats solides ou pâteux. Le compostage est un procédé biologique aérobie qui permet de sécher le substrat, de l'hygiéniser et de stabiliser la matière organique en favorisant les processus d'humification. Le compostage des digestats comporte cependant des particularités qui peuvent remettre en cause le bon déroulement de la biodégradation. Ainsi, une part importante de la fraction carbonée du déchet ayant été consommée au cours de la dégradation anaérobie, on peut assister lors du compostage à des phénomènes d'humification se déroulant aux alentours de 35 à 40°C plutôt qu'à la montée en température caractéristique du procédé [3]. D'autre part, de par la spécificité du processus de méthanisation, les digestats se caractérisent par des concentrations en azote total et ammoniacal supérieures à celles des déchets initiaux qui peuvent conduire à des émissions massives d'ammoniac et de N<sub>2</sub>O. En plus des effets néfastes sur l'environnement, ces émissions sont responsables d'un appauvrissement en azote des composts alors que la valorisation des digestats doit viser un meilleur recyclage des éléments fertilisants.

Pour promouvoir le compostage comme voie de post-traitement des digestats, il convient donc de bien comprendre quelles sont les différences de comportement des digestats au sein de ce procédé en comparaison de déchets non méthanisés. Il faudra ensuite proposer des voies d'optimisation des procédés de compostage appliqués aux digestats.

Dans le cadre du projet DIVA, le présent rapport compare les résultats de compostage pour 3 déchets/résidus organiques non méthanisés et pour les digestats issus de leur traitement par méthanisation.

Ces travaux ont été complétés dans le cas du compostage de digestats d'OMR par des études ciblant la compréhension des processus d'émissions gazeuses en compostage, elles sont présentées dans la publication de Zeng et al.

## Matériels et Méthodes

### Substrats étudiés

L'étude du comportement en compostage a concerné 3 résidus organiques non méthanisés (déchets frais) et trois digestats issus de la digestion des déchets frais.

Parmi les 5 sites étudiés dans DIVA, le choix des substrats pour cette tâche s'est basé sur la possibilité de prélever des déchets frais représentatifs du substrat traité dans le digesteur, et dont la structure physique permettait le compostage (structure pâteuse à solide). Un tel prélèvement n'était possible que pour les sites AGR11, BIOD et OMR qui traitaient des résidus organiques solides et dont les lignes d'alimentation uniques permettaient un prélèvement représentatif. Pour chacun de ces trois sites, le choix du digestat étudié en compostage s'est quant à lui basé sur la pratique réelle des sites de méthanisation en terme de compostage lorsqu'elle existait, en plus de l'adéquation de la structure physique du digestat avec le traitement par compostage. Compte tenu de ces contraintes, et des caractéristiques des sites de méthanisation, des déchets frais et des digestats exposés dans les livrables de la tâche 3, le choix des substrats étudiés a été le suivant :

- AGR11-frais : Fumier issu du rabotage de bâtiment d'engraissement de taurillons
- D-AGR11-solide : Fraction solide issue de la séparation de phase du digestat brut du site AGR11
- BIOD-frais : Mélange broyé de biodéchets des ménages collectés séparément et de déchets verts
- D-BIOD-solide : Fraction solide issue de la séparation de phase du digestat brut du site BIOD
- OMR-frais : Fraction organique des déchets ménagers obtenue après prétraitement en BRS des ordures ménagères résiduelles et criblage à 20 mm
- D-OMR-brut : Digestat brut du site OMR.

Pour les essais présentés dans ce rapport, les prélèvements ont été réalisés à la date T3 du projet DIVA. Les caractéristiques des substrats sont résumées dans le Tableau 1.

**Tableau 1 : Caractéristiques des substrats à composter**

	AGR11-frais	D-AGR11-Solide	BIOD-frais	D-BIOD-solide	OMR-frais	D-OMR
Matière sèche (% MB)	31,4	27,2	45,8	43,7	46,7	30,0
Matière organique (%MB)	27,1	19,4	25,8	23,4*	28,6	12,6
CT (mg C/kg MB)	133,9	96,2	131,6	126,6*	137,11	71,2
NTK (mg N/kg MB)	8,1	5,4	6,0	5,1	6,69	4,97
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N/kg MB)	0,65	1,78	0,67	0,76	0,80	1,73
Ratio volumique substrat/structurant	2/1	2/1	1/1	1/1,5	1/1,5	1/2

\* valeurs moyennes de T0, T1, T2, T4 (suite à un problème de prélèvement ou d'analyse sur T3)

### Dispositif expérimental

Les essais de compostage ont été réalisés au laboratoire, entre mai et août 2012, en pilote de compostage de 300 litres. Les pilotes (Figure 1) sont constitués d'une cuve cylindrique en acier inoxydable thermiquement isolée, d'une hauteur de 80 cm et d'un diamètre de 69 cm. La cuve est fermée hermétiquement par un chapeau conique. L'air est injecté dans le bas de la cuve à travers une grille sur laquelle repose le substrat à

composter et l'air en sortie est récupéré par le haut du pilote après condensation de la vapeur d'eau par un système de gouttière placé dans le chapeau. Les lixiviats sont récoltés sous la grille en bas de cuve. Le débit d'aération est fixé entre 150 et 300 l.h<sup>-1</sup> et est géré en fonction des teneurs en O<sub>2</sub> dans le gaz en sortie et de la température, pour permettre une bonne diffusion de l'oxygène dans le pilote sans toutefois refroidir le substrat avec des débits trop élevés (notamment lors de la montée en température lors des premiers jours de compostage).

## Mise en œuvre des essais de compostage

### Préparation des substrats à composter

Afin d'assurer une porosité favorable à l'aération optimale du substrat à composter ce dernier est mélangé préalablement à son introduction dans le réacteur avec un matériau structurant.

Le matériau structurant choisi est constitué de plaquettes de bois calibrées à une taille inférieure à 40 mm. Les ratios de mélange ont été calculés de façon à obtenir des teneurs en matière sèche de mélange comparables pour tous les essais, de même que des masses introduites dans les pilotes comparables entre les déchets non digérés et le digestat. Des ratios situés entre 1 volume de déchet pour 1,5 volume de structurant et 2 volumes de déchets pour 1 volume de structurant ont donc été retenus (cf. tableau 1). Les mélanges sont réalisés à l'aide d'une bétonnière.

### Débits d'aération

Les mélanges compostés sont soumis à une aération continue dont le débit est fixé en fonction de l'avancement de la biodégradation, de la variation de température dans le réacteur de compostage, et de la teneur en oxygène dans l'air en sortie de pilote de compostage. Ainsi au cours des 12 à 36 premières heures de compostage, le débit d'aération est maintenu entre 100 et 150 l.h<sup>-1</sup>, et ce afin de permettre à l'activité biologique de s'établir. Dès qu'une consommation d'oxygène significative est constatée (teneur en sortie inférieure à 20 %), le débit d'aération est augmenté et ce de façon à ce que la teneur en oxygène dans l'air en sortie de réacteur de soit pas inférieure à 10 %. Pour des déchets très réactifs tels que des déchets non digérés le flux d'aération est donc fixé autour de 400 l.h<sup>-1</sup>, alors que pour des déchets digérés, l'aération est fixée autour de 200 l.h<sup>-1</sup> et ce afin de ne pas exporter trop vite la chaleur produite.

### Mélange du milieu en compostage

Lorsque le premier pic de biodégradation a été constaté (pic concomitant de température et de consommation d'oxygène), que la température du milieu retombe à une valeur située entre 20 et 30 °C et que la teneur en O<sub>2</sub> dans l'air en sortie de pilote se stabilise, l'aération est coupée, le pilote est ouvert et vidangé. La matière en compostage est mélangée à la pelle et rechargée dans le réacteur de compostage. Ce dernier est alors refermé et l'aération est relancée.

La durée totale d'un essai est d'environ 50 à 60 jours.

### Suivis expérimentaux et analytiques

Les paramètres expérimentaux suivis en continu sont les suivants :

- La température (sondes Pt100 insérées dans le pilote de compostage)
- Les cinétiques de respiration (teneurs en oxygène et dioxyde de carbone dans le gaz entrant et le gaz sortant du pilote), par analyseur de gaz (capteurs paramagnétique et infrarouge)
- Les teneurs en gaz méthane et protoxyde d'azote dans le gaz entrant et le gaz sortant du pilote, par

analyseur de gaz (capteur infrarouge)

- Les flux de production d'ammoniac par piégeage dans l'acide chlorhydrique en sortie de pilote
- L'évolution de la masse, le pilote est posé sur des pesons et les masses sont relevées quotidiennement.

Les lixiviats et condensats formés pendant la biodégradation sont collectés et leur teneur en azote ammoniacal est analysée.

Les masses de substrats, structurant et mélange sont consignées avant et après compostage. Des prélèvements d'échantillons sont réalisés lors du chargement des pilotes et de la vidange finale. Ces échantillons sont traités et analysés selon le protocole suivant :

- Avant compostage, le substrat à composter est analysé selon les paramètres suivants : matière sèche, matière volatile, carbone total, azote total Kjeldahl, azote ammoniacal. La teneur en matière sèche et en matière volatile du structurant est analysée.
- Après compostage, un échantillon du mélange est prélevé pour détermination de la teneur en matière sèche du mélange.
- Le mélange composté est criblé avec un trommel équipé d'une grille de 10 mm. La fraction fine (compost) est analysée selon les critères suivants : matière sèche, matière volatile, carbone total, azote total Kjeldahl, azote ammoniacal, fractionnement biochimique. La fraction supérieure à 10 mm (structurant souillé) est prélevée pour analyse de la teneur en matière sèche, puis lavée afin de mesurer la teneur en matière volatile du structurant après compostage.
- Des bilans massiques sont ensuite établis.

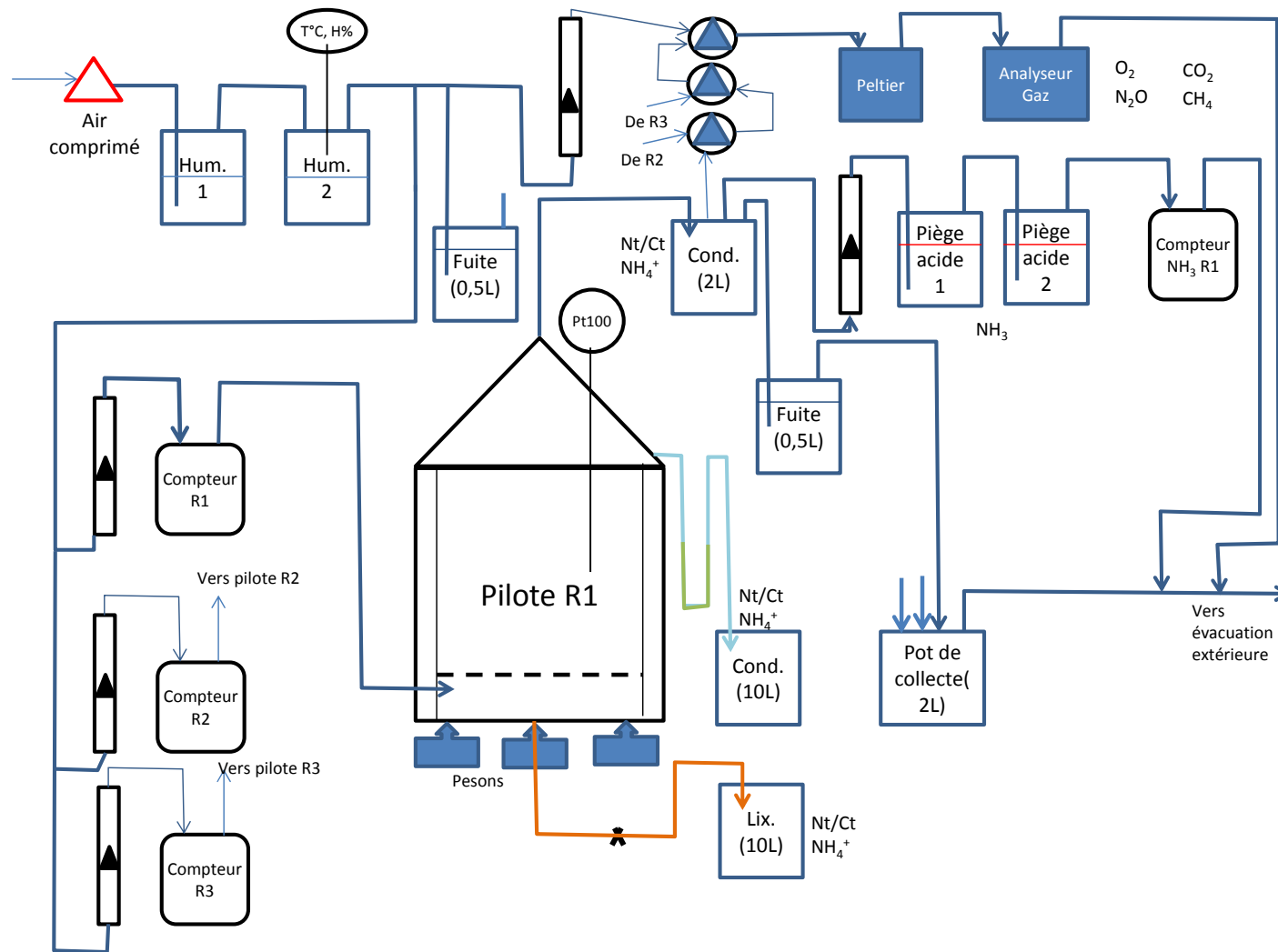


Figure 1 : Schéma des pilotes de compostage

## Méthodes analytiques

Toutes les analyses ont été réalisées en triplicat.

### *Matière sèche (MS)*

La matière sèche est déterminée par séchage à 80°C jusqu'à stabilisation de la masse.

### *Matière Volatile (MV)*

Après séchage de l'échantillon, la MV est déterminée par calcination à 250°C pendant 2h puis 3h à 550°C.

### *Carbone total (Ct)*

La détermination du carbone est réalisée par analyseur à combustion flash (*Thermo Flash 2000*). 10 à 20 mg d'échantillon broyé (0,5mm) sont oxydés par combustion flash à 1800°C, en présence de catalyseur, en dioxyde de carbone. Le flux gazeux est ensuite séparé par chromatographie, puis un détecteur catharomètre permet le calcul des teneurs en Ct par étalonnage.

### *Azote total Kjeldhal (NTK)*

L'azote total Kjeldhal correspond à la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal. Il est mesuré par minéralisation de l'échantillon à chaud en présence d'acide sulfurique et de catalyseur, puis distillation, après ajout de soude, de l'azote ammoniacal formé et dosage par titrimétrie.

### *Azote Ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)*

L'azote ammoniacal est mesuré sur la phase liquide obtenue par extraction à l'eau, puis distillation après ajout de soude et dosage par titrimétrie.

### *Fractionnement biochimique de type Van Soest*

Le fractionnement biochimique de type Van Soest a été réalisé selon la norme XP U 44-162 [4], qui permet par extractions successives de déterminer, en % de la matière volatile, une fraction dite « soluble », une fraction dite « hemicellulose », une fraction dite « cellulose » et une fraction dite « lignine ».

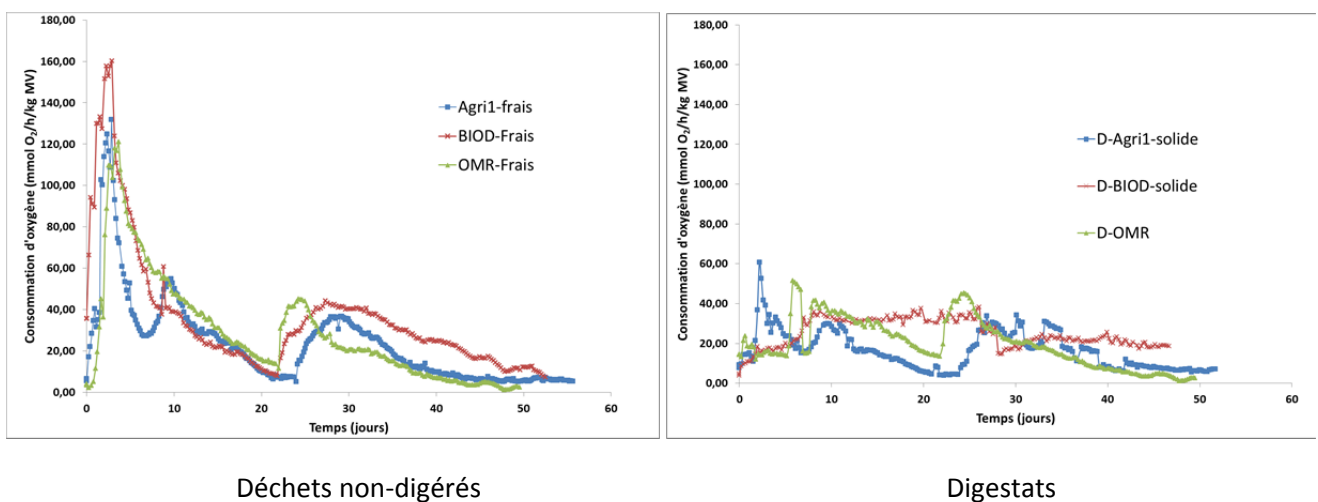
## Résultats et discussion

L'exposé des résultats concerne tout d'abord une analyse de la biodégradabilité aérobie des digestats au regard de celle des déchets frais. L'étude de la biodégradabilité s'appuie d'abord sur l'analyse des cinétiques de consommation de l'oxygène par la biomasse. L'effet de cette biodégradabilité en termes de potentiel d'hygiénisation est ensuite analysé au travers des évolutions de température observées en compostage. Les processus de transformation de la matière au cours du traitement sont abordés via l'analyse des bilans matière. Les émissions environnementales du traitement par compostage sont également abordées via l'étude des flux et cinétiques d'émissions de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O et d'ammoniac. Enfin, la qualité des composts obtenus est commentée.

### Cinétiques de consommation d'oxygène

Les cinétiques de consommation d'oxygène mesurées lors du compostage des déchets frais et lors de celui des déchets digérés sont présentées par le graphique 1.

Pour chacun des essais de compostage, des retournements du massif de déchets ont été réalisés entre 20 et 25 jours de traitement (sauf pour D-BIOD-solide : retournement à 28 jours).



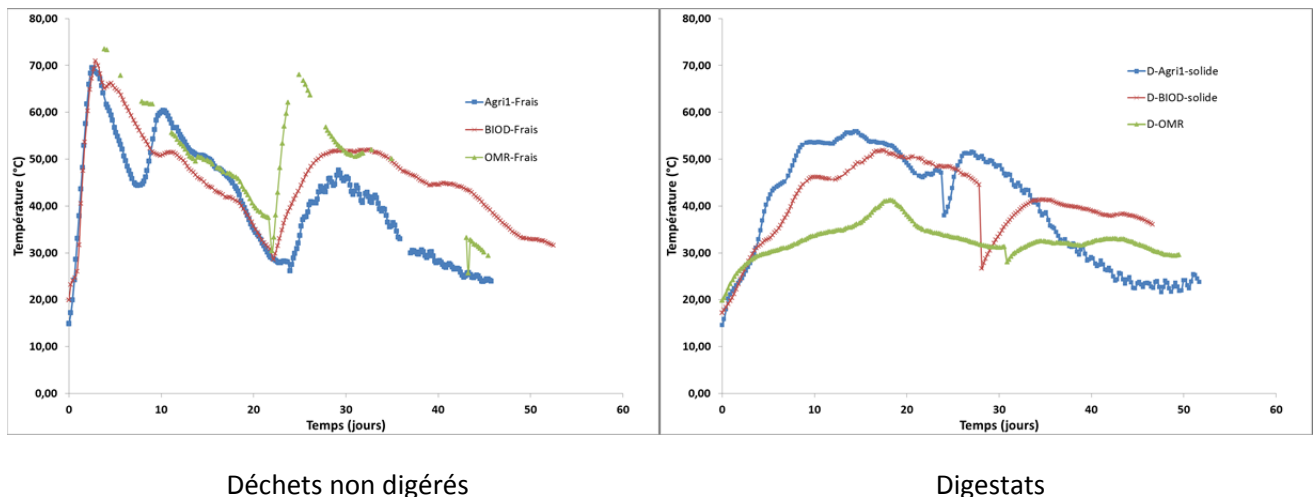
**Graphique 1 : Cinétiques de consommation d'oxygène au cours du compostage**

Les courbes de suivi de la consommation d'oxygène des déchets non-digérés présentent des évolutions classiques avec un pic de consommation important atteint en quelques jours de compostage (2 à 3 jours). Dans le cas d'Agri1-frais, un second pic est observé après environ 10 jours de compostage, sans qu'aucune intervention physique n'ait eu lieu sur le massif. L'hypothèse pour expliquer ce second pic est une consommation de matière organique facilement biodégradable mise à disposition consécutivement à l'hydrolyse de la fraction cellulosique du substrat pailleux, cette hydrolyse ayant pu prendre du temps avant d'exprimer son potentiel. Dans le cas du substrat BIOD-Frais, un épaulement est observé après environ 10 jours de compostage qui pourrait également correspondre à une remise à disposition de substrats facilement biodégradables, via l'hydrolyse de fractions cellulosiques de ce déchet (papiers et végétaux). Après retournement un nouveau pic est observé pour tous les substrats, qui correspond a priori à une remise à disposition mécanique de matière organique facilement biodégradable lors de l'homogénéisation provoquée par le retournement.

Le compostage, dans des conditions comparables, des digestats – solides ou bruts - de méthanisation conduit à une consommation en oxygène moindre mais néanmoins significative (Graphique 1). Ainsi la consommation cumulée d’oxygène lors du compostage des digestats équivaut à 62%, 63% et 69 % de celle mesurée lors du compostage des déchets frais respectivement pour Agri1, BIOD et OMR. La différence de biodégradation entre les substrats non-digérés et digérés s’explique principalement par la disparition partielle des pics de consommation d’oxygène avant retournement, les pics après retournement n’étant pas impactés par la digestion du substrat. Ainsi, la dynamique de biodégradation des digestats démarre plus lentement, la fraction la plus facilement accessible aux micro-organismes ayant été consommée au cours de la digestion et/ou exportée dans la phase liquide lors de l’étape de séparation de phase. Cependant la dynamique qualitative est comparable pour les deux types de substrats.

Il faut noter un comportement atypique lors du compostage du digestat solide BIOD, pour lequel la cinétique de consommation d’oxygène est restée constante après l’atteinte du maximum à 10 jours de compostage. Les éléments à notre disposition sur la mise en œuvre expérimentale ne nous permettent pas d’expliquer ce phénomène : prélèvement non représentatif, phénomène de tassement dans le réacteur, etc.

## Transferts de chaleur



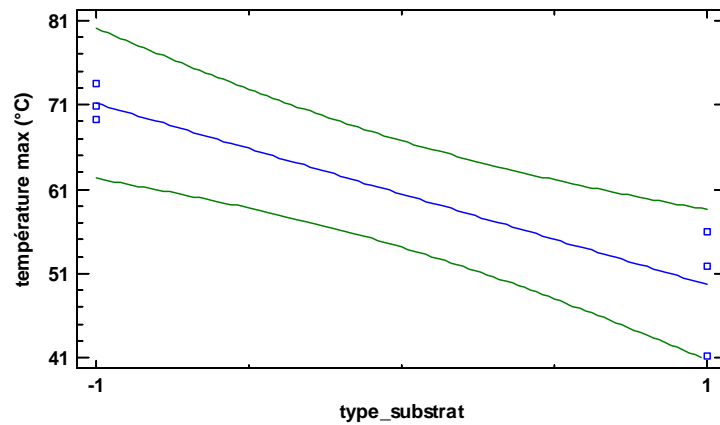
**Graphique 2 : Dynamique évolution des températures au cours du compostage**

Lors du compostage des déchets non digérés, la production de chaleur liée à la biodégradation permet d’atteindre au sein des pilotes de compostage des températures de près de 70°C dans les 2 à 3 premiers jours de traitement. Une température de plus de 60°C est maintenue pendant plusieurs jours (3 à 7 jours selon le substrat). Des conditions pouvant satisfaire l’hygiénisation du déchet sont donc atteintes. La dynamique de l’évolution de la température, suit parfaitement celle de la consommation d’oxygène. Après retournement (environ 21 jours), on observe ainsi une reprise notable de l’activité biologique qui se traduit par une remontée des températures.

Dans le cas des digestats, même pour D-Agri1-solide réputé plus biodégradable, les températures n’ont jamais dépassé 60°C. Pour D-OMR, des températures beaucoup plus faibles ont même été observées : 35 à 40°C. Ces températures maximales plus basses traduisent très certainement la moindre biodégradabilité des digestats (Graphique 3). De plus, ce résultat questionne quant à la capacité du compostage à développer des conditions hygiénisantes, sans ajout de co-substrat plus biodégradable au digestat. Ces capacités hygiénisantes devraient



donc être étudiées dans des conditions de compostage en grandeur réelle, afin de développer des effets de masse, et donc de stockage de chaleur plus importants que ceux observés en pilote de 300 L.



**Graphique 3 : Relation entre la température maximale atteinte en compostage et la nature du substrat (-1 = déchet non digéré ; 1= digestat)**

## Bilans massiques

Des bilans matière ont été calculés pour chacun des essais de compostage afin de compléter l'analyse de la biodégradabilité des matériaux compostés et d'étudier les voies de transformation de la matière au cours du compostage ainsi que son efficacité en termes de dégradation et de séchage. Cependant, il a été quelque fois difficile d'établir des bilans cohérents du fait de la dégradation partielle et non systématique d'une partie du structurant utilisé (plaquettes de bois). Ainsi, si les masses de déchet et de structurant en début de compostage sont parfaitement connues, il est beaucoup plus difficile de distinguer le compost du structurant en fin de compostage. A cette fin, une étape de criblage du mélange en sortie de pilote de compostage, suivie d'un lavage du structurant pour évaluer la masse de compost agglomérée au structurant a été mise en place. Cependant, le cumul des erreurs liées à chacune des pesées puis analyses réalisées sur le compost, ainsi que l'absence d'analyse de carbone et d'azote total sur le structurant en fin de compostage ne permettent pas de boucler correctement les bilans.

Malgré ces limitations, les résultats des bilans massiques établis sur les mélanges déchets/structurant et sur les déchets, ainsi que leur incertitude calculée par une méthode de propagation des erreurs, sont proposés dans les tableaux 2 et 3.

Quel que soit l'essai et le substrat considéré, la perte de masse globale sur le mélange traité est due à une perte d'eau : 50 à 72% de la masse perdue (tableau 2). Le seul cas où cette perte d'eau est moindre a été constaté pour D-BIOD-solide, dont nous avons déjà pu souligner l'atypicité au travers de la cinétique de consommation d'oxygène, et dont les bilans présentent des incertitudes au-delà de 100%, ce qui exclut leur exploitation.

Si l'on tient compte de l'incertitude sur les résultats, dans la majorité des essais, la perte de matière sèche du mélange s'explique quasi intégralement par la perte de matière sèche sur le déchet (tableau 5), ce qui indique que le structurant n'a pas, ou très peu, été biodégradé. Seul l'essai de compostage de Agri1-Frais démontre une consommation significative du structurant, qui se traduit par une perte de matière sèche sur le mélange plus importante que celle estimée sur le déchet. Cette consommation de structurant peut-être due à un lot de structurant comportant plus de particules fines susceptibles d'apporter de la matière biodégradable aux microorganismes.

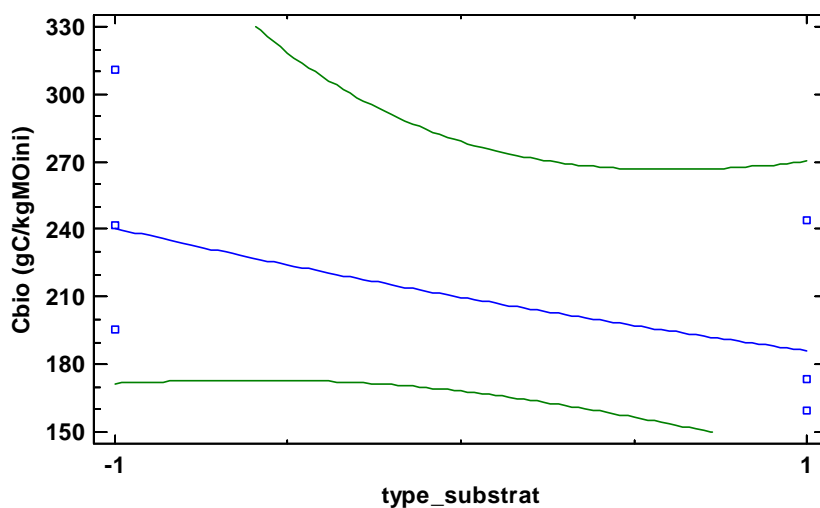
La perte de masse sèche en compostage s'explique par une perte organique. La comparaison des bilans sur la matière sèche et la matière organique (valeurs en rouge dans le tableau 5) montre, que nos bilans expérimentaux sont cohérents pour la matière sèche et la matière organique, mais comportent une incertitude de l'ordre de 30 %.

En considérant un rapport entre matière organique et carbone de l'ordre de 2, il nous est possible de discuter nos estimations sur le bilan carbone du déchet. A nouveau, en tenant compte de l'incertitude sur le bilan, la quantité de carbone dégradé, estimée expérimentalement, est cohérente avec la quantité théorique (valeurs en vert dans le tableau 5). Cependant, là encore, l'incertitude sur la valeur de bilan est forte : de 25 à presque 60%.

Enfin, si l'on compare la perte de carbone mesurée sur le déchet et le flux cumulé de carbone émis sous forme gazeuse (CO<sub>2</sub>, tableaux 3 et 4 et valeurs en violet dans le tableau 5), il apparaît que hormis le cas de l'essai OMR (anomalie non expliquée), les quantités de carbone mesurées via l'analyse de gaz entrent dans la gamme

d'incertitude des bilans carbone réalisés sur les déchets. Pour la suite de l'exploitation des résultats, le carbone biodégradable du déchet sera assimilé à la valeur du carbone émis (CO<sub>2</sub>) car il comporte moins d'incertitude, sauf dans le cas de AGRI1 pour lequel une dégradation du structurant a pu être démontrée et OMR pour lequel le bilan carbone gazeux est incohérent avec le bilan matière sur le déchet. Dans ces deux cas, le carbone biodégradable du déchet sera assimilé au bilan matière sur le déchet.

Ainsi, on constate que, comme le laissaient attendre les courbes des cinétiques de consommation d'oxygène du graphique 1, la quantité de carbone biodégradable (C<sub>bio</sub>) pour les déchets non-digérés (40 à 50% de la matière sèche et du carbone initial) est généralement plus importante que celle des déchets digérés (graphique 4) avec des écarts très variables selon les substrats considérés. Ainsi le digestat solide AGRI1 a une biodégradabilité équivalente à celle du déchet non-digéré alors que les digestats des déchets BIOD et OMR semblent beaucoup plus stabilisés et démontrent des biodégradabilités significativement plus faibles au cours du compostage. Ces résultats sont en accord avec comme les essais BMP de la tâche 3 du projet avaient déjà pu le montrer (Livrable D32a-33, caractérisation des digestats).



Graphique 4 : Carbonne biodégradable en fonction de la nature du substrat (-1 = déchet non digéré ; 1 = digestat)

**Tableau 2 : Bilans massiques sur les mélanges déchet + structurant**

	AGRI1-Frais		D-AGRI1-solide		BIOD-Frais		D-BIOD-solide		OMR-Frais		D-OMR	
	kg	% de la perte de masse totale	kg	% de la perte de masse totale	kg	% de la perte de masse totale	kg	% de la perte de masse totale	kg	% de la perte de masse totale	kg	% de la perte de masse totale
Perte MS du mélange	15,2 ± 2,7	47,1	10,0 ± 2,8	38,2	8,4 ± 3,6	34,6	3,1 ± 4,3	58,5	13,3 ± 4,7	28,0	6,8 ± 5,4	28,6
Perte d'eau du mélange	17,0 ± 3,9	52,9	16,2 ± 4,8	61,8	15,8 ± 4,3	65,4	2,2 ± 4,4	41,5	34,1 ± 4,7	72,0	16,9 ± 7,5	71,4

En grisé, données indicatives mais non exploitables car incertitudes de mesures trop importantes

**Tableau 3 : Bilans massiques sur le déchet**

	AGRI1-Frais		D-AGRI1-solide		BIOD-Frais		D-BIOD-solide		OMR-Frais		D-OMR	
	kg	% masse ini	kg	% masse ini	kg	% masse ini	kg	% masse ini	kg	% masse ini	kg	% masse ini
Perte MS du déchet	10,5 ± 2,0	48,6	10,2 ± 2,4	44,4	10,7 ± 1,8	39,8	-1,4 ± 3,6	-	15,9 ± 3,9	43,0	12,3 ± 4,7	34,6
Perte en Ctotal du déchet	4,5 ± 1,3	48,9	4,5 ± 1,0	54,6	3,6 ± 1,2	46,1	0,38 ± 1,45	4,4	4,3 ± 1,8	40,7	2,7 ± 1,7	32,3
Perte en Ntotal du déchet	0,222 ± 0,088	39,6	0,108 ± 0,087	23,4	0,135 ± 0,064	38,0	0,025 ± 0,057	6,9	0,164 ± 0,099	31,6	0,383 ± 0,067	64,7
Perte en N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> du déchet	0,044 ± 0,002	98,3	0,146 ± 0,007	95,7	0,038 ± 0,002	98,2	0,054 ± 0,002	97,5	0,062 ± 0,003	99,3	0,202 ± 0,009	99,6

En grisé, données indicatives mais non exploitables car incertitudes de mesures trop importantes

**Tableau 4 : Cumul des flux de C et N émis dans les gaz**

	AGRI1-Frais	D-AGRI1-solide	BIOD-Frais	D-BIOD-solide	OMR-Frais	D-OMR
Cumul émissions de CO <sub>2</sub> en kg C	5,961 ± 0,298	3,470 ± 0,173	6,216 ± 0,310	4,876 ± 0,244	9,379 ± 0,469	3,197 ± 0,160
Cumul émissions de CH <sub>4</sub> en kg C	0,015 ± 0,001	0,006 ± 0,0003	0,007 ± 0,0003	0,010 ± 0,0005	0,005 ± 0,0002	0,005 ± 0,0002
Cumul émissions de N <sub>2</sub> O en kg N	0,005 ± 0,0002	0,009 ± 0,0005	-	0,001 ± 0,0001	-	-
Cumul émissions de NH <sub>3</sub> en kg N	0,019 ± 0,001	0,025 ± 0,001	0,002 ± 0,0001	0,003 ± 0,0001	0,007 ± 0,0003	0,005 ± 0,0003

Tableau 5 – Qualité des bilans et équivalence des résultats (bilans MS/MO ; bilans C matière et C gaz)

		Valeur	Limite basse	Limite haute	Ecart-type (calcul incertitude)
Agri1	Perte MS mélange	15,2	12,5	17,9	2,7
	Perte MS déchet	10,5	8,5	12,5	2,0
	Perte MO déchet	9,6	7,2	12,1	2,4
	Perte Carbone théorique déchet	4,8	3,6	6,0	1,2
	Perte Carbone mesurée déchet	4,5	3,3	5,8	1,3
	Emission carbone (CO <sub>2</sub> )	6,0	5,7	6,3	0,3
D-Agri1	Perte MS mélange	10,0	7,2	12,8	2,8
	Perte MS déchet	10,2	7,9	12,5	2,3
	Perte MO déchet	9,0	7,0	11,1	2,0
	Perte Carbone théorique déchet	4,5	3,5	5,5	1,0
	Perte Carbone mesurée déchet	4,5	3,4	5,5	1,0
	Emission carbone (CO <sub>2</sub> )	3,5	3,3	3,6	0,2
Biod	Perte MS mélange	8,4	4,8	12,0	3,6
	Perte MS déchet	10,7	7,6	13,8	3,1
	Perte MO déchet	7,9	5,7	10,1	2,2
	Perte Carbone théorique déchet	4,0	2,9	5,0	1,1
	Perte Carbone mesurée déchet	4,5	3,3	5,8	1,3
	Emission carbone (CO <sub>2</sub> )	6,0	5,7	6,3	0,3
D-Biod	Perte MS mélange	3,1	-1,2	7,4	4,3
	Perte MS déchet	-1,4	-5,0	2,2	3,6
	Perte MO déchet	0,3	-2,5	3,0	2,8
	Perte Carbone théorique déchet	0,1	-1,3	1,5	1,4
	Perte Carbone mesurée déchet	3,6	2,3	4,8	1,2
	Emission carbone (CO <sub>2</sub> )	6,2	5,9	6,5	0,3
OMR	Perte MS mélange	13,3	8,6	18,0	4,7
	Perte MS déchet	15,9	12,0	19,8	3,9
	Perte MO déchet	10,5	7,1	13,8	3,3
	Perte Carbone théorique déchet	5,2	3,6	6,9	1,7
	Perte Carbone mesurée déchet	4,3	2,6	6,1	1,8
	Emission carbone (CO <sub>2</sub> )	9,4	8,9	9,8	0,5
D-OMR	Perte MS mélange	6,8	1,4	12,2	5,4
	Perte MS déchet	12,3	7,6	17,0	4,7
	Perte MO déchet	6,4	3,8	9,0	2,6
	Perte Carbone théorique déchet	3,2	1,9	4,5	1,3
	Perte Carbone mesurée déchet	2,7	1,0	4,5	1,7
	Emission carbone (CO <sub>2</sub> )	3,2	3,0	3,4	0,2

Concernant les pertes en azote total sur les déchets, celles-ci sont très différentes d'un essai à l'autre, allant de 7% à 65% de la masse d'azote initiale. Une telle variabilité dans les pertes azotées avait été soulignée dans les travaux de thèse de Yang Zeng [5].

D'un point de vue théorique, les pertes d'azote dans le déchet s'expliquent par les émissions gazeuses azotées  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , et  $\text{N}_2$ , ainsi que les fuites d'azote dans les lixiviats. Au cours de nos essais de compostage aucune fuite de lixiviat n'a pu être observée. Cependant, les flux azotés émis sous forme gazeuse et mesurés ( $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$ ) représentent des quantités très inférieures aux quantités d'azote total perdues dans les déchets : 2 à 38 %. De même, les flux d'azote ammoniacal émis dans les gaz sont inférieurs à l'azote ammoniacal perdu dans les déchets : 3 à 44 %. La différence entre les pertes d'azote dans la matière et les émissions  $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$  tendrait à montrer que la transformation de l'azote au cours de nos essais est allée très majoritairement jusqu'au  $\text{N}_2$ . Par ailleurs la différence entre le bilan sur l'azote ammoniacal et les émissions gazeuses d'ammoniac peut s'expliquer par une utilisation de l'azote ammoniacal par les microorganismes soit par immobilisation (croissance microbienne) soit par oxydation. Ces hypothèses doivent cependant être nuancées, quant à leur valeur quantitative, par l'incertitude calculée sur les bilans matière azote (40 à 100 %).

En dépit de ces incertitudes sur les bilans, une étude des déterminants des mécanismes de transformation de l'azote au cours de ces essais de compostage a été menée, en reprenant la décomposition du bilan azote telle que proposée dans les travaux de Yang Zeng :

$$\text{Pertes N} = (\text{Norg}_{\text{ini}} - \text{Norg}_{\text{fin}}) + (\text{NH}_4^+_{\text{ini}} - \text{NH}_4^+_{\text{fin}}) + (\text{NO}_{3\text{ini}} - \text{NO}_{3\text{fin}}) = \text{NH}_3 + \text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$$

avec Norg : azote organique ;  $\text{NH}_4^+$  : azote ammoniacal ;  $\text{NO}_3$  : azote nitrique ; ini : quantité avant compostage ; fin : quantité après compostage ;  $\text{NH}_3$  : émissions gazeuses ammoniacales ;  $\text{N}_2\text{O}$  : émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  ;  $\text{N}_2$  : émissions gazeuses  $\text{N}_2$

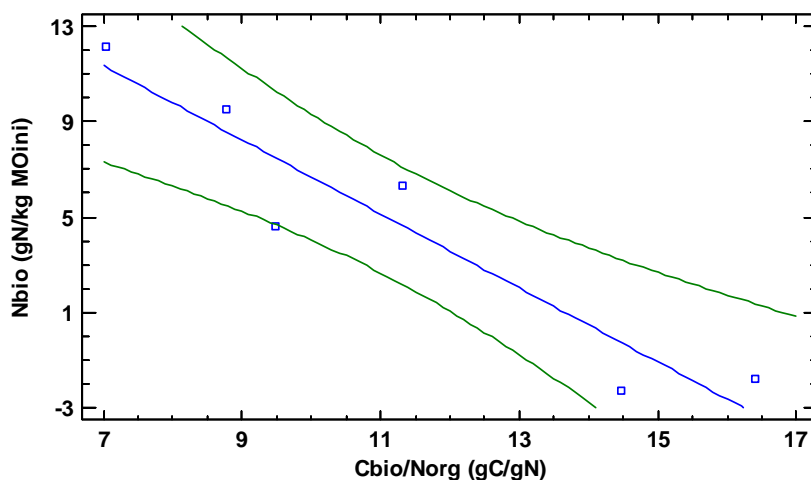
On définit  $\text{Nbio} = (\text{Norg}_{\text{ini}} - \text{Norg}_{\text{fin}})$ , qui traduit le bilan entre la minéralisation de l'azote organique et l'immobilisation par assimilation biologique de l'azote ammoniacal.

On définit également  $\text{Nox} = (\text{NH}_4^+_{\text{ini}} - \text{NH}_4^+_{\text{fin}}) + \text{Nbio} - \text{NH}_3$ , qui traduit la quantité d'azote ammoniacal oxydée sous forme nitrique ( $\text{NO}_2$  et  $\text{NO}_3$ ),  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{N}_2$ .

Une recherche des liens statistiques entre la composition initiale des déchets (C/N,  $\text{Cbio}$ , Norg,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cbio}/\text{Norg}$ ,  $\text{NH}_4^+/\text{Norg}$ ) et les différents transferts d'azote (pertes totales, Nbio, Nox,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) a été mise en œuvre sous Statgraphics Centurion sur la base des données expérimentales.

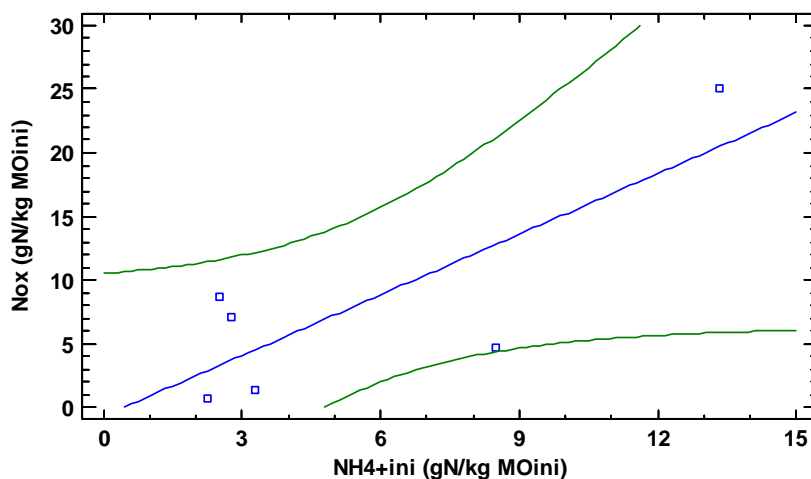
Il ressort de cette analyse les éléments suivants :

- **Nbio** : il existe une corrélation négative avec  $\text{Cbio}/\text{Norg}$  (-0.943 ; graphique 5) qui indique que plus le rapport entre le carbone biodégradable et l'azote organique est grand, plus la biomasse a tendance à immobiliser l'azote minéral pour reformer de l'azote organique.



Graphique 5 : relation statistique entre Nbio et Cbio/Norg

- Nox : une corrélation positive (0.802 ; graphique 6) a pu être déterminée entre la quantité initiale d'azote ammoniacal dans la matrice à composter et la quantité d'azote oxydé au cours du compostage

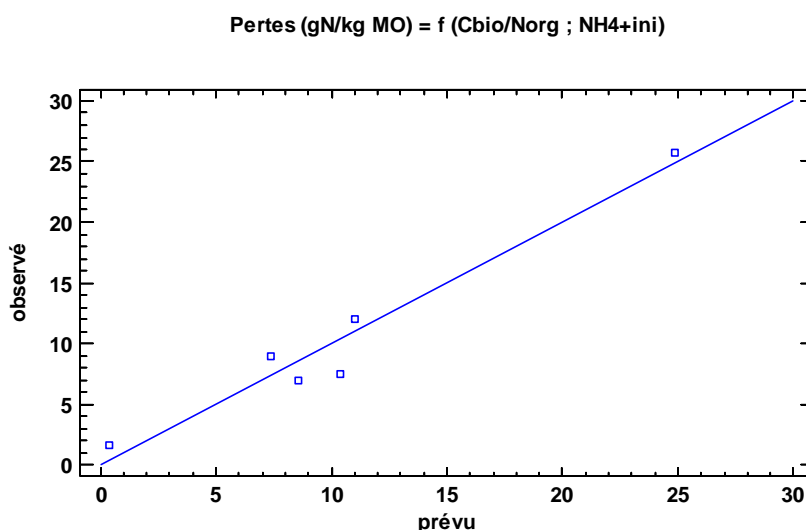


Graphique 6 : relation statistique entre Nox et NH<sub>4</sub><sup>+</sup>ini

- Pertes d'azote : Ces dernières semblent positivement corrélées à la fois à Nbio et Nox selon la loi suivantes :  $\text{Pertes (gN/kg MO)} = 0,657739 \cdot \text{Nox} + 0,793293 \cdot \text{Nbio}$ . Le modèle explique 94,2401% de la variabilité des pertes d'azote mesurées lors des essais de compostage. Il décrit ainsi que plus la minéralisation de l'azote organique et l'oxydation de l'azote minéral sont importantes, plus les pertes d'azote sont grandes. Comme Nox et Nbio sont respectivement liées à l'azote ammoniacal initial et au rapport du carbone biodégradable sur l'azote organique, une corrélation entre ces deux caractéristiques et les pertes d'azote a été recherchée. Le modèle suivant, représentant 94,87% (graphique 7) de la variabilité des données expérimentales, a pu être mis en évidence :

$$\text{Pertes (gN/kg MO)} = 22,1757 - 1,53143 \cdot \text{Cbio/Norg} + 1,00678 \cdot \text{NH}_4\text{+ini}$$

Dans le domaine expérimental étudié, les pertes d'azote ne sont donc pas dirigées par la nature du substrat mais par le rapport initial entre le carbone biodégradable et l'azote organique du substrat ainsi que par la quantité initiale d'azote ammoniacal.



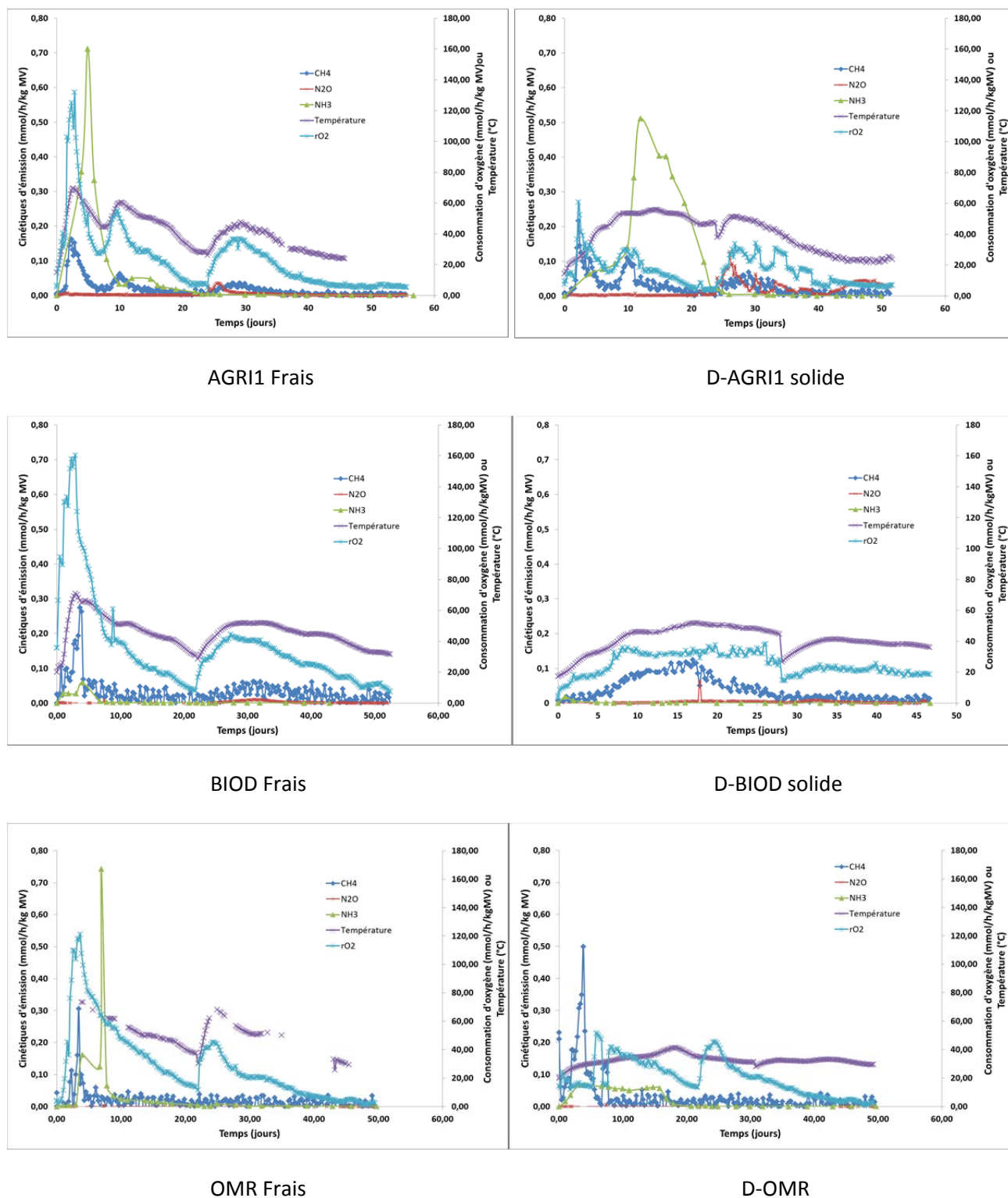
**Graphique 7 : Valeurs mesurée (points) et modélisées (lignes) des pertes totale d'azote dans la matière**

Ces résultats recouvrent pour partie les observations faites précédemment par Zeng et al. [6]. Ainsi ces derniers avaient également relié Nbio au carbone biodégradable mais selon une fonction de Nbio avec Cbio/(C/Norg). Dans une même étude, ils avaient relié les pertes totales d'azote uniquement au pool initial d'azote ammoniacal. Il serait intéressant d'analyser comment notre modèle obtenu sur des données en conditions de compostage peut modéliser les données obtenues par Zeng et al. en conditions contrôlées de température et d'humidité et d'analyser si les conditions expérimentales influencent le modèle.



### Dynamiques d'émissions gazeuses au cours du compostage

Le graphique 8 présente les cinétiques d'émissions de NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O et CH<sub>4</sub> pour les 6 substrats étudiés en les superposant à l'évolution de la consommation d'oxygène et de la température.



Graphique 8 : Cinétiques d'émissions gazeuses des substrats non digérés et des digestats au cours du compostage

Quelle que soit l'origine et la nature du substrat composté, les cinétiques d'émissions gazeuses suivent la même dynamique :

- Des émissions de méthane interviennent de façon concomitante aux pics de consommation d'oxygène. Ces émissions correspondent donc probablement à des carences ponctuelles en oxygène, dues à une cinétique de consommation d'oxygène rapide, entraînant localement et ponctuellement des conditions anaérobies.
- Les émissions d'ammoniac interviennent de façon concomitante au pic de température, en début de biodégradation, et en léger décalé après le pic de consommation d'oxygène. Après le retournement, les émissions d'ammoniac ne sont quasiment plus mesurées.
- Enfin, les émissions de  $N_2O$  sont quasi inexistantes avant le retournement lorsque la consommation d'oxygène et les émissions d'ammoniac sont élevées. En revanche elles sont observées après le retournement, alors que la température baisse et que l'oxygène est plus disponible pour la nitrification. L'hypothèse majeure, appuyée par les travaux de Yang Zeng [5] est que ces émissions sont des produits intermédiaires de la nitrification de l'azote ammoniacal par les bactéries nitrifiantes (AOB, Ammonia Oxydizing Bacteria).

On notera, que l'essai de compostage du substrat D-BIOD est caractérisé par des profils d'émission atypiques, avec des émissions de méthane détectables pendant toute la période de compostage avant retournement alors même que la cinétique de consommation en oxygène stagnait. Cela confirme les mauvaises conditions de compostage déjà précédemment supposées : possible tassement de la matrice en compostage.

Si ces dynamiques d'émissions sont quasi généralisables, l'ampleur des émissions varie d'un substrat à l'autre. Lors de nos essais, nous avons ainsi quantifié les flux d'émissions proposés dans le tableau 6.

Les émissions de méthane les plus importantes ont été mesurées pour le compostage d'AGRI1-Frais qui est également le substrat le plus biodégradable. Les émissions mesurées lors de ces essais de compostage en pilote se sont toujours révélées inférieures aux facteurs d'émissions retenus par l'IPCC [7] et utilisés dans les évaluations environnementales. Ce taux d'émission plus faible peut être lié aux bonnes conditions d'aération généralement observées en pilote. Les émissions sont comparables ou plus faibles pour les digestats que pour les déchets frais.

Les émissions d'ammoniac relevées sont dans la gamme des émissions décrites dans la littérature qui sont cependant très variables, allant de 0,01 g N/kg MS à plus de 1 g N/kg MS [8], car très dépendantes des conditions de milieu (pH, température, etc.). Les quantités émises n'ont pas démontré être statistiquement liées à la quantité initiale d'azote ammoniacal dans le substrat.

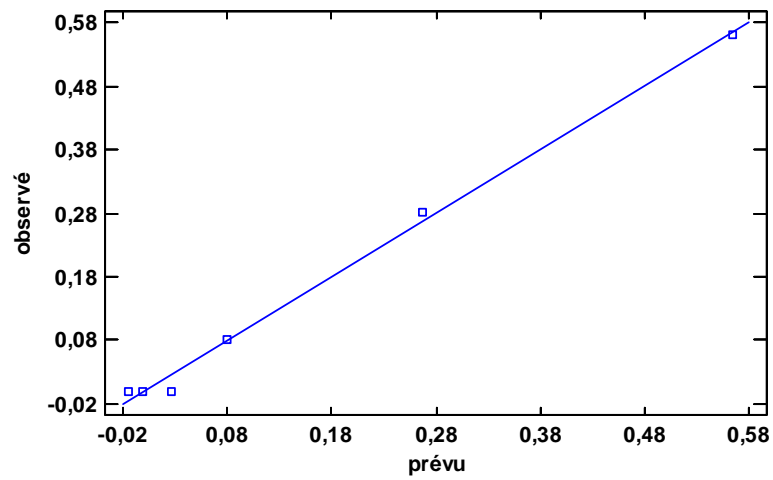
Tableau 6 : Flux d'émissions (FE) mesurés au cours des essais de compostage de déchets non digérés et de digestats

		FE (g N ou C.kg <sup>-1</sup> MS initiale)	FE (g N ou C.kg <sup>-1</sup> MO initiale)	% du N ou C initial
<b>NH<sub>3</sub></b>	AGRI1	0,92	1,06	3,54
	D-AGRI1	1,11	1,56	5,57
	BIOD	0,04	0,06	0,27
	D-BIOD	0,01	0,01	0,05
	OMR	0,20	0,33	1,42
	D-OMR	0,16	0,38	0,96
	<b>N<sub>2</sub>O</b>	AGRI1	0,12	0,14
D-AGRI1		0,20	0,28	1,00
BIOD		0,00	0,00	0,00
D-BIOD		0,02	0,04	0,19
OMR		0,00	0,00	0,00
D-OMR		0,00	0,00	0,00
FE IPCC		-	0,38 (0,13 - 1,02)	-
<b>CH<sub>4</sub></b>	AGRI1	0,72	0,84	0,17
	D-AGRI1	0,26	0,36	0,07
	BIOD	0,27	0,48	0,09
	D-BIOD	0,32	0,60	0,11
	OMR	0,15	0,24	0,05
	D-OMR	0,15	0,36	0,06
	FE IPCC	-	8,6 (0,07 - 17,1)	-

Enfin, les émissions de N<sub>2</sub>O mesurées lors de ces essais de compostage n'ont pas excédé la gamme des valeurs relevées dans la littérature (0,004 g N/kg MS à 4 g N/kg MS [8]). Elles ont néanmoins été plus importantes pour le compostage des digestats que pour celui des déchets non digérés. Ceci est probablement dû à une plus grande disponibilité d'azote ammoniacal, alors même que les faibles températures de process et la moindre consommation d'oxygène pour la dégradation de la matière organique permettent théoriquement à la nitrification de se mettre en place. L'étude statistique des résultats a mis en évidence une corrélation positive entre l'émission de N<sub>2</sub>O d'une part et l'émission de NH<sub>3</sub> et le rapport C<sub>bio</sub>/N<sub>org</sub> d'autre part (graphique 9). Cette relation traduit la dépendance de l'émission de N<sub>2</sub>O à la disponibilité d'azote ammoniacal (ici caractérisée par la capacité d'émission de NH<sub>3</sub>) et dans une moindre mesure la disponibilité de carbone biodégradable permise par un fort rapport C<sub>bio</sub>/N<sub>org</sub>.

Ainsi, il apparaît à travers ces résultats que l'un des enjeux environnementaux du traitement par compostage des digestats est de maîtriser les émissions azotées : cet enjeu est d'autant plus important pour les digestats que leurs émissions de N<sub>2</sub>O sont plus élevées. Cependant, ces émissions sont très dépendantes de la qualité du substrat traité par compostage qui elle-même dépend de l'origine du substrat et, pour les digestats, de la performance de la digestion anaérobie et d'éventuelles étapes de préparation du substrat comme la séparation solide/liquide.

$$N_2O = -0,289888 + 0,347757 * NH_3 \text{ (gN/kg MO)} + 0,0222874 * C_{bio}/N_{org} \text{ (R-carré = 99,5643 \%)}$$



Graphique 9 : Valeurs N<sub>2</sub>O mesurées (points) et simulées (ligne)

## Qualité du compost final

Les tableaux 7 à 10 présentent l'intégralité des critères de qualité analysés sur les composts obtenus après criblage des mélanges compostés en pilote 300 L.

D'un point de vue physico-chimique (tableau 7), les composts des déchets non digérés et de digestats pour une même origine de substrat ont des qualités très comparables. Ceci démontre que le compostage des digestats permet une stabilisation finale de la matière organique. L'analogie de la qualité des composts mériterait cependant d'être vérifiée par une caractérisation biochimique plus fine que l'analyse Van Soest proposée ici : analyse des matières humiques notamment.

**Tableau 7 : Qualité physico-chimique des composts**

	pH	Humidité	MS	MV	C Total	NTK	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Fibres Van Soest			
								Soluble	Hemicellulose	Cellulose	Lignine
								%MB	%MB	%MB	%MO
AGRI1-Frais	8,17	70,15	29,85	24,36	126,3	8,56	0,02	27,03	15,31	27,06	30,60
D-AGRI1-Solide	7,19	70,67	29,33	17,13	84,9	6,90	0,15	49,87	11,92	15,25	22,96
BIOD-Frais	7,73	53,98	46,02	20,73	118,6	5,82	0,02	31,07	10,24	25,78	32,90
D-BIOD- Solide	7,52	53,53	46,47	23,35	123,0	4,43	0,02	30,56	9,53	27,19	32,72
OMR-Frais	7,86	49,26	50,74	28,74	154,8	8,54	0,01	44,07	-0,34	25,88	30,39
D-OMR	7,79	45,36	54,64	20,00	134,1	3,79	0,02	55,75	2,43	16,29	25,53

La qualité fertilisante des composts peut être analysée au travers de leurs teneurs en azote (tableau 7) et en nutriments P, K, Mg et Ca (Tableau 8). Alors que pour les composts d'origine BIOD et OMR, les concentrations en nutriments dans les composts de déchet non-digéré et de digestat sont comparables, les teneurs en nutriments sont plus élevées dans D-AGRI1-solide par rapport à Agri1-frais. Ceci est probablement dû à une hétérogénéité initiale entre le prélèvement de fumier frais et le digestat, car la digestion n'augmente pas la quantité de nutriments. L'influence de l'origine des substrats sur le potentiel fertilisant des composts est ici remarquable : les composts de fumiers contiennent beaucoup plus d'éléments nutritifs (en concentration) que les composts issus de biodéchets ou d'ordures ménagères.

**Tableau 8: Qualité agronomique des composts**

	P total	P soluble à l'eau	P soluble citrate d'ammonium	K total	K soluble à l'eau	Mg total	Mg soluble à l'eau	Ca total	Ca soluble à l'eau	S total
	kg/tonne sec									
	en P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>			en K <sub>2</sub> O		en MgO		en CaO		en S
AGRI1-Frais	21,11	0,03	16,61	25,95	0,97	10,03	0,14	24,91	0,14	6,57
D-AGRI1-Solide	46,06	15,77	31,86	17,98	16,72	48,90	5,99	100,95	1,42	5,05
BIOD-Frais	6,90	1,34	5,35	8,02	5,03	8,91	0,53	87,97	2,90	1,78
D-BIOD- Solide	10,11	0,91	7,58	5,05	3,37	5,05	0,36	70,95	2,11	2,11
OMR-Frais	7,05	0,48	6,43	6,02	3,32	8,92	0,27	73,03	3,53	2,90
D-OMR	5,93	0,25	4,94	4,94	3,46	8,07	0,21	89,95	2,14	2,31



Du point de vue de l'innocuité (métaux lourds et composés traces organiques – tableau 9 ; critères sanitaires – tableau 10), les composts obtenus au cours de ces essais remplissent globalement les critères de la norme NF-U 44-051. Sont à souligner néanmoins des dépassements des teneurs normatives en Zn pour D-AGRI1-solide et D-OMR et en cuivre pour AGRI1-frais. Ces dépassements sont liés à l'origine des substrats, plus susceptibles de contenir ce type de métaux lourds. Par ailleurs, d'un point de vue sanitaire si les composts remplissent les critères pour Salmonelles et œufs d'helminthes viables, les présences résiduelles d'*Escherichia coli* dépassent le plus souvent le seuil de 100 UFC par g préconisé dans la norme, même sur les composts de déchets frais qui ont atteint des températures dites hygiénisantes pendant des durées longues. Là encore, ces observations mériteraient d'être confirmées par analyses de compost obtenu sur site de compostage en grandeur réelle.





## Conclusion

L'objectif de ces essais de compostage réalisés dans le cadre du projet DIVA était de comparer le comportement en compostage de déchets non digérés et des digestats issus de leur méthanisation, en termes de biodégradabilité, capacité hygiénisante du traitement, impacts environnementaux, type d'émissions gazeuses et qualité des composts obtenus.

La tâche 3. du projet DIVA avait analysé la biodégradabilité résiduelle des digestats et conclu quant à leur traitabilité biologique potentielle. Les essais de compostage mis en œuvre dans la présente tâche confirment cette traitabilité. Ainsi une activité respirométrique a été mise en évidence pour les trois types de digestats en conditions de compostage. Cette activité est, de façon logique, inférieure à celle mesurée lors du compostage des déchets non digérés de même origine, mais néanmoins significative. Les dynamiques de respiration observées entre les deux types de substrats sont comparables : la différence majeure réside dans la disparition du premier pic de respiration généralement mis en évidence sur les déchets non digérés et qui souligne la disparition au cours de la méthanisation de la part de matière organique la plus facilement biodégradable.

Cette moindre biodégradabilité conduit à une production de chaleur plus limitée pour les digestats que pour les déchets non digérés : les températures maximales atteintes sont inférieures d'une dizaine de degrés lors du compostage des digestats. Cette moindre production et accumulation de chaleur pourrait être problématique pour développer des conditions hygiénisantes au cours du traitement. Elle reste à vérifier dans des conditions « grandeur réelle », où l'effet masse peut permettre une plus grande accumulation de chaleur. Une gestion de l'aération induisant de moindres pertes de chaleur pourrait également être envisagée.

Du point de vue des émissions gazeuses  $\text{NH}_3$  et GES, les dynamiques observées sont comparables pour les déchets non digérés et pour les digestats. Les flux d'émissions mesurés étaient dans les gammes basses des valeurs considérées par l'IPCC. Il faut cependant retenir que le compostage a été mis en œuvre avec un structurant susceptible d'interagir sur la biodégradabilité et les processus de transfert de l'azote. Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  sont toutefois un peu plus élevées au cours du compostage des digestats, et soulignent l'enjeu de limitation des émissions azotées au cours du compostage et en particulier celui de digestats.

Enfin, la qualité des composts issus des digestats est très comparable à la qualité des composts issus des déchets non digérés. Le compostage des digestats permet donc bien de stabiliser et transformer la matière organique résiduelle pour obtenir un amendement comparable à celui obtenu par compostage direct des déchets. Le potentiel fertilisant de ces amendements reste quant à lui lié à l'origine des substrats traités.

Le compostage s'avère donc une voie de post-traitement favorable à la stabilisation finale des digestats, dans les cas où l'objectif agronomique est bien d'atteindre cette stabilité accrue de la matière organique. Afin de limiter les impacts environnementaux et de favoriser le potentiel hygiénisant du traitement par compostage, ses conditions de mise en œuvre en grandeur réelle doivent être étudiées et optimisées.



## Références

1. Alburquerque, J.A., et al., *Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties*. European Journal of Agronomy, 2012. 43: p. 119-128.
2. Abdullahi, Y.A., et al., *Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment*. Bioresource Technology, 2008. 99(18): p. 8631-8636.
3. APESA, *Méthanisation et production de biogaz - Etat de l'art*. 2007.
4. AFNOR, *Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique*, in *Amendement organiques et supports de culture 2009*, Association Française de Normalisation: Paris, France. p. 17.
5. Zeng, Y., *Etude des processus de transformation et de transferts de l'azote lors du traitement pour compostage des déchets organiques*, in *Doctorat de Chimie 2012*, Université de Rennes 1.
6. Zeng, Y., et al., *Characterizing the transformation and transfer of nitrogen during the aerobic treatment of organic wastes and digestates*. Waste Management, 2012. 32(12): p. 2239-2247.
7. IPCC, *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.*, in *Waste Intergovernmental Panel on Climate Change*. 2006.
8. Mallard, P., et al., *Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances*, 2005, ADEME / Cemagref - INRA - Ecobilan - ENSIACET - CReeD - Anjou Recherche - Orval. p. 692.





## Résumé

Le compostage est à ce jour dans le contexte réglementaire français la voie de post-traitement identifiée pour donner au digestat le statut de produit. La tâche 4.1.2. du projet DIVA a comparé le comportement en compostage de digestats de différentes origines avec celui des déchets non digérés dont ils sont issus. Hormis une moindre biodégradabilité attendue engendrant un potentiel thermique moindre, les digestats ont un comportement en compostage comparable à celui des déchets frais. Une attention particulière doit cependant être portée aux émissions azotées, notamment  $N_2O$ , qui peuvent être supérieures lors du compostage des digestats. Enfin, les composts obtenus à partir de déchets frais et de digestats d'une même origine ont des qualités comparables tant sur leurs propriétés amendantes que fertilisantes.

