RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

ADEME
AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE

EMPREINTE ENVIRONNEMENTALE DE LA GESTION TERRITORIALISEE DES DECHETS ALIMENTAIRES

EXPERTISES

Analyse du cycle de vie (ACV)
de la gestion des déchets alimentaires
par les collectivités territoriales

RAPPORT FINAL

Septembre 2025

RDC environment

Solagro

REMERCIEMENTS

Nous remercions les personnes suivantes pour leur participation au comité consultatif :

- Coline Blanchard-Muller / AMORCE
- Cécile Poulain / MAA – BESEC
- Edouard Paillette / MAA – BESEC
- Alice Paillet / FNADE
- Mathilde Borne / Compost Plus
- Florian Nouvel / Réseau Compost Citoyen
- Adeline Haumont / AILE
- Laurent Forray / Composteurs de France
- Anissa Ghaidi / Villes de France
- Elsa Rouches / AAMF
- Laëtitia Aubeut-Chojnacki / GRDF
- Philippine Maronne / FNADE
- Cecile Gotteland / Compost Plus
- Morgane Gorria / Paprec
- Vincent Veron / FNCC

Nous remercions également les membres de la revue critique réalisée « au fil de l'eau » :

- Lynda AISSANI (Présidente de la RC), Ingénieure de recherche et responsable de l'animation scientifique de l'équipe SAFIR, INRAE : *Expertise sur l'évaluation par ACV des impacts environnementaux et sanitaires de la gestion des effluents et déchets organiques*
- Jean-Benoît BEL, ACR+, *Expertise sur les différents territoires français et leur gestion des déchets*
- Doris BROCKMANN, Chef de projet INRAE Transfert, *Expertise en ACV et effluents organiques*

CITATION DE CE RAPPORT

ADEME, RDC Environment, Solagro, ALEXANDRE Céline, BERGER Sylvaine, DE CAEVEL Bernard, LIENART Nicolas, MEUWISSEN Tjok. 2023. Empreinte environnementale de la gestion territorialisée des déchets alimentaires par les collectivités. 278 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne https://librairie.ademe.fr/

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'oeuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME
ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01
Numéro de contrat : 2022MA000050
Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par : RDC-Environment - Solagro
Coordination technique - ADEME : Thierry ROLLAND – Fabienne MULLER
Direction/Service : Direction Economie Circulaire (DECi) / Service Valorisation des Déchets (SVD)

SOMMAIRE

1. CONTEXTE DE L'ETUDE 10

1.1. Biodéchets et déchets alimentaires 10
1.1.1. Définition 10
1.1.2. Gisement 10

1.2. Généralisation du tri à la source 12
1.3. Solutions existantes de tri à la source des biodéchets 12
1.4. Organisation territoriale de la gestion des déchets 12
1.5. Evaluation environnementale 15

2. OBJECTIFS ET PUBLIC CIBLE DE L'ETUDE 16

2.1. Objectifs de l'étude 16
2.2. Public concerné 16
2.3. Revue critique 16

3. ORGANISATION DU PRESENT RAPPORT 17

4. CHAMP DE L'ETUDE 18

4.1. Définition de collectivités territoriales « types » 18
4.2. Type de déchets considérés dans l'analyse 19
4.3. Filières de gestion évaluées 20
4.3.1. Filières de collecte retenues 21
4.3.2. Filières de traitement retenues 22
4.3.3. Épandage des produits du traitement biologique 25

5. PRINCIPES MÉTHODOLOGIQUES 29

5.1. Introduction à l'analyse du cycle de vie 29
5.1.1. Principes 29
5.1.2. Mise en œuvre 29
5.1.3. Choix de l'approche attributionnelle 30

5.2. Analyse du cycle de vie appliquée à la gestion des déchets 31
5.2.1. Unité fonctionnelle 31
5.2.2. Frontières du système 32
5.2.3. Exigences sur la qualité des données 36
5.2.4. Critère de coupure 37
5.2.5. Principaux impacts d'un système de gestion 38
5.2.6. Limites de l'étude 42

6. DONNÉES ET HYPOTHÈSES 45

6.1. Scénarios théoriques de gestion territorialisée des déchets alimentaires 45
6.2. Répartition des déchets alimentaires par origine 46
6.3. Composition chimique des déchets alimentaires 48
6.4. Récipients de collecte utilisés 49
6.4.1. Type de récipient par producteur de déchets alimentaires 49
6.4.2. Données pour les sacs biodégradables et compostables 51
6.4.3. Données pour les sacs en plastique 52
6.4.4. Données pour les bacs en plastique 52

6.4.5. Données pour le conteneur 53
6.4.6. Données ramenées à l'unité fonctionnelle 53

6.5. Collecte des déchets alimentaires 54
6.5.1. Collecte séparée 54
6.5.2. Collecte avec les OMR 56

6.6. Déconditionnement 57
6.7. Compostage 59
6.7.1. Utilisation des données de la précédente étude 59
6.7.2. Intrants 59
6.7.3. Infrastructures et équipements[43] 60
6.7.4. Consommation du processus de compostage 63
6.7.5. Emissions du processus de compostage 63
6.7.6. Transport et opération d'épandage (compost industriel uniquement) 64
6.7.7. Valorisation des flux sortants 64

6.8. Méthanisation (agricole et centralisée) 68
6.8.1. Utilisation des données de la précédente étude 68
6.8.2. Intrants 68
6.8.3. Infrastructures et équipements 69
6.8.4. Processus de méthanisation – production et consommations d'énergie 70
6.8.5. Processus de méthanisation – Consommation d'eau 71
6.8.6. Processus de méthanisation – Emissions dans l'air 71
6.8.7. Processus de méthanisation – Émissions dans l'eau 72
6.8.8. Processus de méthanisation – Bilan des flux sortants 72
6.8.9. Apport au sol des digestats (opérations) 78
6.8.10. Valorisation des flux sortants 78

6.9. Evaluation des microplastiques 82
6.9.1. Approche selon le « socle commun » 82
6.9.2. Approche sur base de la bibliographie 83

6.10. Incinération 83
6.10.1. Principes de la filière 83
6.10.2. Données spécifiques à la modélisation de l'incinération de déchets alimentaires (DA) 86

6.11. Installations de stockage 87
6.11.1. Principes de la filière 87
6.11.2. Données spécifiques à la modélisation du stockage de DA 89

7. EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES SCÉNARIOS THÉORIQUES DE GESTION DES DÉCHETS ALIMENTAIRES 90

7.1. Introduction 90
7.1.1. Rappel des scénarios étudiés 90
7.1.2. Cas de base étudié 91
7.1.3. Mode de présentation des résultats 91
7.1.4. Sélection des catégories d'impacts potentiels 93
7.1.5. Hiérarchie des scénarios : sélection de la valeur seuil 98

7.2. Résultats par filière de traitement biologique 99
7.2.1. Totaux par catégorie d'impact 99
7.2.2. Focus sur les émissions lors du processus de méthanisation 100

7.3. Résultats pour les scénarios théoriques de gestion des déchets alimentaires 102
7.3.1. Synthèse des résultats 102
7.3.2. Gestion de proximité majoritaire (A) 104
7.3.3. Gestion mixte (B) 110
7.3.4. Gestion centralisée majoritaire (C) 121
7.3.5. Catégorie d'impact alternative pour le changement climatique 126
7.3.6. Flux de microplastiques 130

7.4. Mise en perspective par rapport aux scénarios de gestion historiques 132
7.4.1. Synthèse des résultats 133
7.4.2. Gestion de proximité majoritaire (A) 135
7.4.3. Gestion mixte (B) 136
7.4.4. Gestion centralisée majoritaire (C) 138

7.5. Limites 140
7.6. Évaluation de la qualité des données 142
7.6.1. Introduction 142
7.6.2. Évaluation de la qualité des données primaires 142
7.6.3. Évaluation de la qualité des données secondaires 142

7.7. Conclusions 143
7.7.1. Catégories d'impacts pertinentes 143
7.7.2. Principales phases et émissions contributrices du cycle de vie 143
7.7.3. Mise en perspective par rapport à l'incinération et au stockage 146
7.7.4. Mise en perspective par rapport au gaspillage alimentaire 148
7.7.5. Hiérarchie des scénarios par typologie de collectivités territoriales 148

8. RECOMMANDATIONS 152

8.1. Introduction 152
8.1.1. Structuration de ce chapitre 152
8.1.2. Clés de lecture des résultats 156

8.2. Relatives aux modes de gestion 157
8.2.1. Contexte 157
8.2.2. Résultats 158

8.3. Relatives aux modes de collecte 159
8.3.1. Contexte 159
8.3.2. Résultats 162

8.4. Relatives au processus de compostage domestique/partagé 166
8.4.1. Contexte 166
8.4.2. Résultats 166

8.5. Relatives à l'exploitation des installations centralisées 169
8.5.1. Contexte 169
8.5.2. Résultats 169

8.6. Relatives à la valorisation des produits issus des traitements biologiques 171
8.6.1. Contexte 171
8.6.2. Résultats 171

8.7. Relatives à la méthode d'application du compost/digestat 174
8.7.1. Contexte 174

8.7.2. Résultats 174

8.8. Recommandations 177
8.8.1. Choix entre la gestion des déchets alimentaires par « gestion de proximité » ou « collecte séparée » 177
8.8.2. Recommandations lorsque la "gestion de proximité" est sélectionnée par les collectivités 179
8.8.3. Recommandations lorsque la "collecte séparée" est sélectionnée par les collectivités 180

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 185

INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES 188

SIGLES ET ACRONYMES 194

GLOSSAIRE 196

9. ANNEXES 197

9.1. Rapport de revue critique 197
9.2. Logiciel Range LCA 205
9.2.1. Introduction 205
9.2.2. Étude de sensibilité de RangeLCA 206
9.2.3. Suppression de la variabilité commune à deux scénarios comparés 207

9.3. Calculs cut-off 208
9.4. Modélisation du transport routier avec COPERT 210
9.5. Résultats LCIA pour les sacs biodégradables 211
9.6. Émissions azote en raison d'épandage de compost/digestat 212
9.7. Composition des déchets alimentaires : comparaison avec ecoinvent 214
9.8. Compostage : données supplémentaires 216
9.8.1. Composition du compost 216
9.8.2. Compostage d'un sac biodégradable 217

9.9. Méthanisation : données supplémentaires 218
9.9.1. Calculs de la production d'énergie par filière de méthanisation 218
9.9.2. Calcul de la teneur en carbone dans le digestat 219

9.10. Données modélisation scénarios de collecte alternatifs 220
9.11. Données modélisation filière d'incinération 223
9.11.1. Réduction des poussières 223
9.11.2. Réduction de NOx et dioxines 224
9.11.3. Facteurs d'émission polluants CO & COVNM 225
9.11.4. Jeux de données Ecoinvent (3.9.1) utilisés afin de modéliser l'incinération 225

9.12. Données modélisation filière installation de stockage 227
9.13. Facteurs de normalisation et pondération des impacts 229
9.14. Résultats par filière de traitement 231
9.14.1. Compostage domestique 232
9.14.2. Compostage partagé 233
9.14.3. Compostage industriel 234
9.14.4. Méthanisation centralisée 236
9.14.5. Méthanisation agricole – cogénération 239
9.14.6. Méthanisation agricole – injection 242

9.15. Résultats normalisés et pondérés 244
9.16. Résultats additionnels 248
9.16.1. Stockage de carbone accumulé sur 100 ans 248
9.16.2. Impact du gaspillage alimentaire sur le changement climatique 249
9.16.3. Gestion de proximité majoritaire 250
9.16.4. Gestion mixte 252
9.16.5. Gestion centralisée majoritaire 256
9.16.6. Comparaison avec les scénarios de gestion historique, pour les autres catégories d'impacts 258

9.17. Comparaison avec l'étude précédente 261
9.17.1. Différences générales entre les deux études 261
9.17.2. Comparaison par filière 263

9.18. Évaluation de la qualité des données 271
9.18.1. Données primaires 271
9.18.2. Données secondaires 272

RÉSUMÉ

Conformément à la loi n° 2020-105, le tri à la source des déchets alimentaires (DA) est obligatoire pour tous les producteurs de ces déchets à partir du premier janvier 2024. Pour la collecte et le traitement des déchets alimentaires, les autorités locales peuvent choisir entre deux systèmes de gestion : "gestion de proximité" et "collecte séparée".

Cette étude vise à évaluer les impacts environnementaux de la gestion des déchets alimentaires sur différents territoires représentant l'hétérogénéité des collectivités territoriales françaises. Le champ d'application de l'évaluation environnementale comprend toutes les étapes d'un système de gestion des déchets et se traduit par l'unité fonctionnelle (UF) suivante : "collecte et traitement d'une tonne de déchets alimentaires produits par les ménages après un tri à la source par l'habitant".

L'objectif de l'étude est d'aider les collectivités territoriales dans le processus de prise de décision concernant le mode (ou la combinaison des modes) de gestion des déchets alimentaires à mettre en place sur leur territoire, en fournissant des données sur la performance environnementale des différentes options de gestion dont elles disposent. En raison de la définition de l'UF, ces comparaisons entre options n'incluent pas des variations du taux de captage lié aux différents systèmes de gestion/collecte et à la sensibilisation de l'habitant (puisque l'UF est définie après le tri à la source).

Les résultats montrent que l'établissement d'une hiérarchie entre les différents scénarios au sein d'un même territoire n'est le plus souvent pas possible ; pour la plupart des comparaisons, la différence d'impact est inférieure à la valeur seuil définie de 20 % d'écart. Chaque fois qu'une hiérarchie peut être établie, la conclusion générale est que :

- En considérant les impacts générés par la gestion des DA : les scénarios où plus de déchets alimentaires sont traités par compostage obtiennent de meilleurs résultats que ceux où plus de déchets alimentaires sont traités par méthanisation car le processus de méthanisation est plus complexe que celui de compostage et se compose de plusieurs étapes au cours desquelles des émissions peuvent se produire.
- En considérant les impacts générés et les impacts potentiellement évités de la gestion des DA : les scénarios où plus de déchets alimentaires sont traités par méthanisation obtiennent de meilleurs résultats que ceux où plus de déchets alimentaires sont traités par compostage car la méthanisation produit deux produits (biogaz et digestat) qui peuvent venir potentiellement remplacer les alternatives fossiles , alors que le compostage ne produit qu'un seul produit (compost) qui peut remplacer de la tourbe.

Les résultats de l'évaluation montrent l'importance du transport de la phase de collecte pour les résultats sur le changement climatique (consommation et combustion de ressources fossiles). La typologie de la zone (rural, urbain…) est un facteur important puisqu'elle détermine les km/t parcourus.

Le traitement biologique est principalement impactant pour les résultats globaux sur le changement climatique ; le principal gaz à effet de serre émis pendant le compostage est le N_2O, et le CH_4 pendant la digestion anaérobie.

Les produits du traitement biologique (compost/digestat) peuvent être appliqués sur les sols agricoles en raison de leur teneur en éléments nutritifs et en matière organique. L'application de ces produits entraîne des émissions d'azote : N_2O, NO_3^- et NH_3. Ces deux dernières émissions sont à l'origine de la majeure partie de l'impact sur les catégories de particules fines, l'eutrophisation terrestre et marine et l'acidification.

Le choix de la méthode d'épandage a une grande influence sur les émissions d'azote qui en résultent ; une incorporation rapide dans le sol peut empêcher la volatilisation du NH_3 et donc une grande partie de l'impact sur l'environnement. Les produits issus du traitement biologique (compost, digestat et biogaz) peuvent remplacer la consommation d'alternatives d'origine minérale pour les engrais et fossiles pour l'énergie, ce qui représente donc un impact environnemental évité. Ces évitements potentiels d'engrais minéraux et d'énergie fossile peuvent compenser en partie l'impact environnemental de la gestion des déchets alimentaires. Cependant, le bénéfice de ces impacts évités ne peut être inclus que si une substitution effective a lieu et non pas simplement un ajout en plus des alternatives minérales et fossiles.

De multiples analyses de sensibilité et des scénarios alternatifs sont évalués dans le dernier chapitre. Dans ce chapitre, les deux systèmes de gestion sont comparés l'un à l'autre : gestion de proximité et collecte sélective. Une comparaison des différents systèmes de collecte est également effectuée : Porte à porte (PàP) et Point d'apport volontaire (PAV). Les résultats de ces comparaisons montrent qu'il est important de réduire l'impact du transport de la collecte ; cela peut se faire soit en optant pour une gestion de proximité qui ne nécessite aucun transport, soit en optimisant le transport, ce qui est possible en utilisant un système de PAV au lieu d'un système en porte à porte PàP. Même si un système PAV peut réduire l'impact du transport, il peut conduire à des taux de captage plus faibles et à une qualité moindre des déchets alimentaires collectés, ce qui entraîne un impact négatif sur le traitement et la qualité du produit. Ces différentes options ne doivent pas être considérées comme discriminatoires mais plutôt comme des solutions à utiliser de manière complémentaire.

Enfin, le choix du système de gestion/collecte ne repose pas uniquement sur des arguments environnementaux, mais doit prendre également en compte des facteurs sociaux et économiques.

Bien que la « gestion locale » permette d'éviter une phase de transport, il est beaucoup plus facile de suivre et de contrôler les performances environnementales des installations centralisées. Les autorités locales n'ont pratiquement aucun contrôle sur les performances du compostage domestique, si ce n'est principalement par le biais de la communication ou de l'accompagnement par de la formation.

ABSTRACT

In accordance with law n° 2020-105, sorting food waste at the source is obligatory for all producers of this waste as of the first January of 2024. For the separate collection and treatment of food waste, local authorities can choose between two management systems: "local management" and "separate collection".

This study aims to assess the overall environmental impact of food waste management in different territories that represent the heterogeneous nature of the French (inter)municipalities. The scope of the environmental assessment includes all relevant steps in a waste management system, with a functional unit of "collection and treatment of one ton of food waste after sorting at the source by an inhabitant".

The goal of the study is to support local authorities in the decision-making process regarding their food waste management within their territory, by providing data on the environmental performance of the different options available to them. Due to the functional unit defined, these comparisons between management options do not include variations in the capture rate linked to the different management/collection systems and inhabitant awareness (since the UF is defined after sorting at the source).

The results show that in most cases it is not possible to establish a hierarchy between the different scenarios within the same area; for most of the comparisons, the difference in impact is less than the defined threshold value of a 20% difference. In general, whenever a hierarchy can be established :

- Considering the impacts generated by food waste management: scenarios in which more food waste is treated by composting achieve better results than those in which more food waste is treated by anaerobic digestion because the anaerobic digestion process is more complex than composting and consists of several stages during which emissions may occur.
- Considering the impacts generated and the potentially avoided impacts of food waste management: the scenarios where more food waste is treated by anaerobic digestion obtain better results than those where more food waste is treated by composting because anaerobic digestion produces two products (biogas and digestate) which can potentially replace fossil alternatives, whereas composting produces only one product (compost) which can replace peat.

The results of the environmental assessment show the importance of the collection and transport to the results on climate change (related to the consumption and burning of the transport fuel). The typology of the area (rural, urban…) is an important factor since it determines the km/t covered.

The biological treatment itself is mainly of importance for the overall results on climate change; the main greenhouse gas emitted during composting is N_2O, and CH_4 during anaerobic digestion.

The products of the biological treatment (compost/digestate) can be applied on agricultural soil due to their nutrient content and organic matter content. The application of these products leads to nitrogen emissions; N_2O, NO_3- and NH_3. These last two emissions will drive most of the impact on the impact categories particulate matter, terrestrial and marine eutrophication, and acidification.

The choice of the spreading method has a large influence on the resulting nitrogen emissions; rapid incorporation into the soil can prevent volatilization of NH_3 and as such a large part of the environmental impact. The products of the biological treatment (compost, digestate and biogas) can replace the consumption of fossil-based for energy and mineral-based alternatives for fertilizers, which represents an avoided environmental impact. These potential replacements can partly offset the environmental impact of food waste management. However, the benefit of these avoided impacts can only be included if an effective substitution occurs and not simply an addition on top of the fossil and minerals alternatives.

Multiple sensitivity analyses and alternative scenarios are assessed in the last chapter. In this chapter, the two management systems are compared to one another; local management vs. separate collection. A comparison of different collection systems is also performed; door-to-door collection vs. drop-off systems. The results of these comparisons show the importance of reducing the impact of the collection transport; this could be done either by opting for a local management, which does not require any transport, or by optimizing the transport, which can be achieved by using a drop-off system instead of a door-to-door system. Even though a drop-off system could reduce the transport impact, it could lead to lower capture rates and a lower quality of the collected food waste which would negatively impact the treatment and the quality of the product. These different options should not be seen as discriminatory but rather as solutions to be used in a complementary manner.

Furthermore, the selection of the management/collection system is not solely based on environmental arguments but also considers social and economic factors.

Although the local management avoids the need of a transport phase, it is much easier to follow-up and control the environmental performance of centralized installations. Local authorities have barely any control over the performance of home composting, except mainly through communication or support through training.

1. Contexte de l'étude

1.1. Biodéchets et déchets alimentaires

1.1.1. Définition

L'article R. 541-8 du Code de l'Environnement définit les biodéchets comme : "*Les déchets non dangereux biodégradables de jardin ou de parc, les déchets alimentaires ou de cuisine provenant des ménages, des bureaux, des restaurants, du commerce de gros, des cantines, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que les déchets comparables provenant des usines de transformation de denrées alimentaires*".

Cette définition intègre donc notamment :

- **Les déchets alimentaires** (DA), aussi appelé « **déchets de cuisine et de table** (DCT) », qui représentent l'essentiel des biodéchets produits par les ménages ou les professionnels de la restauration.

  Il s'agit des déchets de cuisine tels que les restes de repas ou de préparation de repas, ou encore les produits périmés non-consommés. Ils sont notamment issus des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail ainsi que des établissements de production ou de transformation de denrées alimentaires.

- **Les déchets issus de l'entretien des parcs et jardin**, aussi appelé « **déchets verts** », tels que les tontes de pelouse et fauchage, les feuilles mortes, les tailles d'arbustes, haies et brindilles ou encore les déchets ligneux issus de l'élagage et de l'abattage d'arbres et de haies.

1.1.2. Gisement

En 2020, la production de déchets en France représente 315 millions de tonnes, dont 213 millions de tonnes pour le secteur de la construction, 68 millions de tonnes pour les activités économiques (y compris les collectivités) en dehors de la construction et 34 millions de tonnes pour les ménages[1,2].

En 2019, la production de déchets ménagers et assimilés (DMA) par habitant se situe autour de 580 kg par habitant. Les déchets ménagers représentent environ 80 % des DMA, le reste étant des déchets de petites entreprises ou d'administrations, collectés en même temps que les déchets ménagers. Ces derniers se rapportent aux ordures ménagères (OM), collectées auprès des ménages, en collecte séparée ou non, en porte à porte ou en apport volontaire et en déchets collectés en déchèterie (hors déblais et gravats) ou par des collectes spécifiques d'encombrants.

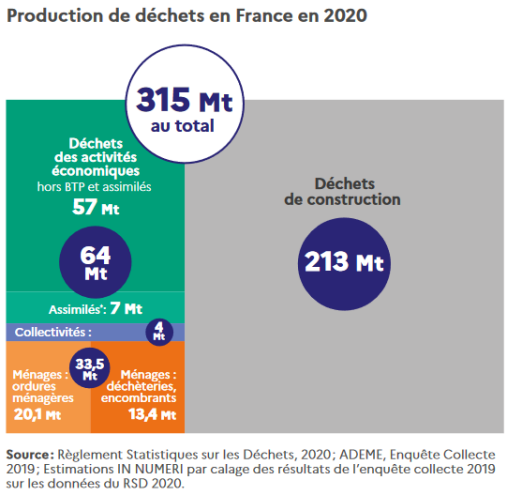


Figure 1 : Production des déchets en France en 2020 (ADEME, 2023)

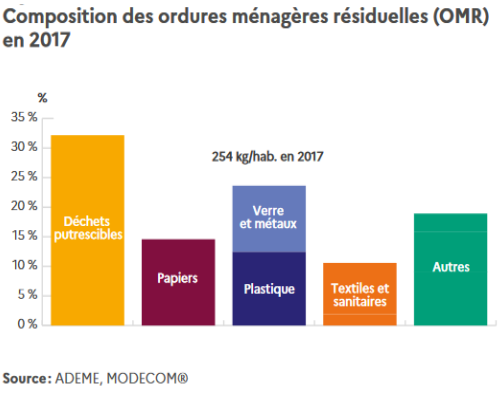


Figure 2 : Composition des ordures ménagères résiduelles en 2017 (ADEME, 2023)

[1] Source : ADEME - Déchets chiffres-clés – Edition 2023
[2] Notons que les déchets agricoles qui sont réutilisés sur l'exploitation ne sont pas comptabilisés dans ces chiffres.

En 2017, les déchets ménagers, ordures ménagères résiduelles et collectes séparées, étaient encore composées majoritairement de déchets putrescibles avec 83 kg par habitant soit un taux légèrement supérieur à 30% (de l'ensemble des déchets ménagers).

En 2023, l'ADEME a affiné les données pour tenir compte de gisements non pris en compte dans l'observation « classique » des DMA expliquée ci-dessus. Les résultats montrent que la production de déchets organiques en France représente 46,4 millions de tonnes en 2013 (ADEME, 2023). Ce gisement présenté à la Figure 3 ci-dessous est composé de :

- 20,2 millions de tonnes collectées par le service public de prévention et de gestion des déchets (SGPPD) (déchets des ménages et y compris les déchets des activités économiques collectés séparément ou avec les OM) dont :
    - 7,1 Mt de déchets de cuisine et de table (DCT),
    - 5,9 Mt de déchets verts dont 3,5 Mt collectés en déchèterie et 1,2 Mt de déchets collectés en porte à porte et en points d'apport volontaire (hors déchèteries),
- 5,1 millions de tonnes de déchets organiques en gestion domestique (paillage, compostage …), essentiellement des déchets verts,
- 21,1 millions de tonnes d'autres déchets organiques.

Production des déchets organiques hors déchets de l'agriculture et de la sylviculture en 2013

Déchets organiques*	En millions de tonnes	
Déchets collectés par le service public (1)	20,2	
Déchets de cuisine *	7,1	
Papiers-cartons, textiles, sanitaires *	7,2	
Déchets verts	5,9	
Dans les ordures ménagères (OM) *		1,2
En déchèterie		3,5
Collectés en porte-à-porte		1,2
Déchets organiques en gestion domestique (2)	5,1	
Autres déchets organiques ** (3)	21,1	
Déchets verts des collectivités	1	
Boues de stations d'épuration (STEP) ***	9	
Marchés	0,4	
Déchets verts des entreprises	3,2	
Commerces alimentaires	0,8	
Restauration	1,1	
Industries agroalimentaires (IAA)	3	
Papetiers	1,8	
Autres industries	0,8	
Total	**46,4**	

(*) Y compris déchets des activités économiques collectés séparément ou avec les OM
(**) Hors papiers-cartons en recyclage matière
(***) En matière sèche.

***Source:** ADEME, Direction Économie circulaire et Déchets, Service Consommation et Prévention*

(1) ADEME, La collecte des déchets par le service public en France – Résultats 2013
(2) Indigo/LH2/ADEME (2008), Enquête nationale sur la gestion domestique des déchets organiques en France
(3) Girus/Rudologia/ADEME (2010), Étude de préfiguration d'une obligation de tri à la source pour les gros producteurs de biodéchets

Source: ADEME, Direction Économie circulaire et Déchets, Service Consommation et Prévention

Figure 3 : Production des déchets organiques hors déchets de l'agriculture et de la sylviculture en France en 2013 (ADEME 2023)

Note sur la Figure 3 : Les déchets collectés par le service public de prévention et de gestion des déchets (SPPGD) incluent les déchets d'activités économiques collectés avec les déchets ménagers. Les déchets organiques en gestion domestique sont les déchets verts et les déchets de cuisine traités par compostage individuel.

1.2. Généralisation du tri à la source

La généralisation de l'obligation du tri à la source des biodéchets, c'est-à-dire au plus près du lieu de production de ces déchets chez les ménages comme chez les entreprises, a été programmée progressivement comme rappelé ci-dessous :

- Depuis le **1er janvier 2012**, les personnes qui produisent ou détiennent une quantité élevée de biodéchets (**plus de 120 tonnes par an de biodéchets** ou **plus de 1500 litres par an d'huiles alimentaires usagées**) ont l'obligation de trier ces biodéchets et de les faire valoriser dans des filières adaptées (telles que le compostage ou la méthanisation).

  Les entreprises concernées par cette première obligation sont principalement les entreprises d'espaces verts, de la grande distribution, les industries agroalimentaires, les cantines, les restaurants et les marchés.

- Depuis le **1er janvier 2016**, ce sont les professionnels produisant **plus de 10 tonnes par an de biodéchets** et **de 60 litres par an pour les huiles alimentaires usagées**, qui sont concernés.

  Cela correspond par exemple aux marchés de gros ou forains, à certains restaurateurs, aux petites surfaces de distribution alimentaire, et à l'intégralité de la grande distribution ou des industries agroalimentaires.

- Conformément à la **loi du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire**,
  - depuis le **1er janvier 2023**, l'obligation s'applique à tous les professionnels produisant **plus de 5 tonnes par an de biodéchets** ;
  - la généralisation du tri à la source est effective depuis ce **1er janvier 2024** pour **tous les producteurs** de déchets en France (collectivités et administrations, ménages et professionnels produisant moins de 5 tonnes par an de biodéchets).

1.3. Solutions existantes de tri à la source des biodéchets

Le tri à la source généralisé des biodéchets peut s'articuler autour de plusieurs solutions, pouvant être complémentaires, via le déploiement de :

- la **collecte séparée** (en porte à porte ou en apport volontaire) en vue d'orienter ceux-ci vers des installations de gestion centralisée (compostage industriel, méthanisation centralisée…) ;
- ou la **gestion de proximité** (compostage domestique individuel, compostage partagé, broyage et paillage de déchets verts…).

La valorisation des biodéchets dans des filières spécifiques permet d'assurer une bonne qualité de traitement tout en évitant de les éliminer par incinération ou en installation de stockage (solutions polluantes) alors qu'ils représentent une ressource intéressante de matière et d'énergie :

- Le compostage et la méthanisation transforment des matières organiques brutes en matières valorisables (compost et digestat) par épandage sur les sols agricoles. Celles-ci présentent un intérêt respectivement en amendements et en matières fertilisantes permettant de répondre aux besoins agronomiques des sols cultivés.
- La méthanisation permet en plus la production d'énergie sous la forme de biogaz. Ce dernier peut être brûlé dans un moteur de cogénération pour la production d'électricité et de chaleur, ou épuré pour produire du carburant ou être injecté dans le réseau de gaz naturel.

1.4. Organisation territoriale de la gestion des déchets

1.4.1. Définition d'une collectivité territoriale

Une **collectivité territoriale** est une autorité publique distincte de l'État. Elle exerce librement ses prérogatives en complément de l'action de l'État.

C'est **la loi** qui **détermine** les **compétences des collectivités territoriales**, et non les collectivités elles-mêmes. Elles ne possèdent **que des compétences administratives**, ce qui leur interdit de disposer de compétences régaliennes comme édicter des lois ou rendre la justice.

1.4.2. Différentes catégories de collectivités territoriales

Les différentes catégories de collectivités territoriales sont :

- **Les communes :** La commune est la collectivité administrative de base, la plus petite subdivision administrative française. Le champ des compétences des communes a cependant tendance à diminuer au profit des intercommunalités.
- **Les départements**
- **Les régions**
- **Les intercommunalités :** L'expression intercommunalité désigne les différentes formes de coopération existante entre les communes. Il est possible de distinguer deux types d'intercommunalité :
    - Etablissements publics de coopération intercommunale (EPCI) **avec fiscalité propre** – intercommunalité de projet

      En faisant ce choix, les communes optent pour une forme de coopération plus intégrée dite **"fédérative"**, on parle alors **d'intercommunalité de projet.** Ce type d'intercommunalité connaît un **régime de fiscalité propre**, permettent de disposer de **recettes fiscales.**

      Les EPCI à fiscalité propre sont au nombre de 1 254 au 1er janvier 2024[3] ; la quasi-totalité des communes, intègre une structure intercommunale à fiscalité propre.
    - Etablissements publics de coopération intercommunale (EPCI) **sans fiscalité propre** – intercommunalité de gestion

      Une **gestion commune** de certains **services publics locaux** (ramassage des ordures ménagères, transports urbains…) ou de la réalisation d'équipements locaux est réalisée de manière à mieux répartir les coûts et à profiter d'économies d'échelle.

      Dans ce cas, les communes recherchent une forme de coopération intercommunale relativement souple, dite **"associative"**, on parle alors d'**intercommunalité de gestion**. Ce type d'intercommunalité est dite sans fiscalité propre c'est-à-dire qu'elle dépend des contributions des communes membres, dont la quote-part est en principe fixée par les statuts de l'établissement.
        - Différents types d'intercommunalités sans fiscalité propre existent :
            I. Les **syndicats mixtes**
            II. Le **syndicat de communes** est créé pour une durée déterminée, ou sans limitation de durée, ou pour une opération déterminée.

[3] https://www.collectivites-locales.gouv.fr/institutions/bilans-statistiques-sur-lintercommunalite



Figure 4 : Collectivités territoriales en France métropolitaine et DOM au 1er janvier 2022[4]

1.4.3. Gestion des déchets par les collectivités territoriales

Autrefois du ressort des communes, la gestion des déchets des ménages s'est exercée progressivement au niveau intercommunal avant de devenir une compétence obligatoire des établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) à fiscalité propre, au fur et à mesure des réformes territoriales engagées (article L. 2224-13 du Code général des collectivités territoriales – CGCT).

Les déchets gérés par le service public de prévention et de gestion des déchets (SPPGD) regroupent les déchets produits par les ménages et ceux produits par les activités économiques pouvant être collectés avec ceux des ménages, du fait de leur quantité et de leur nature. Le périmètre des déchets considérés comme assimilés est ainsi variable selon les EPCI. Un EPCI peut, au choix, exercer lui-même les deux compétences ou bien conserver la collecte et transférer le traitement à un groupement de collectivités, ou encore transférer la collecte et le traitement à un groupement de collectivités, qui peut lui-même transférer le traitement à un autre groupement. En effet, l'exercice de ces compétences nécessite de recourir à des équipements industriels coûteux, très techniques voire de grande capacité (unité de valorisation énergétique des déchets, de méthanisation, centre de tri) ; dès lors un EPCI peut légitimement préférer transférer la gestion de ces équipements à un autre niveau de collectivités territoriales.

Les différents cas de figure pouvant exister sont :

- L'EPCI gère la collecte et le traitement,
- L'EPCI gère la collecte et confie le traitement à un autre groupement de collectivités territoriales,
- L'EPCI délègue la compétence de collecte et de traitement à un autre groupement de collectivités territoriales qui lui-même délègue le traitement à un autre groupement de collectivités territoriales,
- L'EPCI délègue toute la compétence de collecte et de traitement à un autre groupement de collectivités territoriales.

[4] https://www.insee.fr/fr/information/6665184?sommaire=6665196

1.4.4. Gestion des biodéchets par une collectivité territoriale

Suite à la mise en place du tri à la source des biodéchets pour tous les producteurs et dans toute la France au 1er janvier 2024, chaque collectivité territoriale compétente (cf. les différentes catégories de collectivités présentées au paragraphe 1.4.2 page 13) a étudié et identifié les solutions les plus pertinentes pour trier les biodéchets à la source et s'assurer que ceux-ci peuvent être valorisés et non envoyés en installation de stockage ou en unité d'incinération. Ces solutions combinent des actions de promotion de la réduction à la source, de gestion de proximité et de gestion collective des biodéchets.

Dans un objectif de pérennisation des filières de gestion des biodéchets, une organisation territoriale doit être mise en place en prenant en compte :

- tous les flux de matière organique,
- toutes les filières existantes et possibles,
- ainsi que tous les acteurs locaux potentiellement concernés, depuis l'habitant (producteur et trieur de biodéchets) jusqu'à l'utilisateur de matières organiques (agriculteurs).

L'objectif de cette organisation territoriale est de coordonner et de rationaliser les actions, en vue d'éviter les compétitions, d'identifier les complémentarités possibles, d'encourager les synergies entre acteurs pour au final éviter les conflits d'approvisionnement ou d'usage des produits :

- Certains agriculteurs cherchent des matières organiques pour fertiliser et amender leurs sols ou parfois pour diversifier leurs activités en proposant des services liés au traitement de la matière organique (comme la méthanisation agricole).
- Des installations d'opérateurs privés sont en recherche de matière organique pour assurer le fonctionnement d'installations de méthanisation industrielle.

1.5. Evaluation environnementale

Une analyse du cycle de vie (ACV) de la valorisation des déchets de cuisine et de table des ménages par méthanisation et compostage a été précédemment réalisée par l'ADEME en partenariat avec EVEA – S3D[5].

La présente étude d'évaluation environnementale basée sur la méthodologie ACV s'appuie largement sur cette étude précédente, en complétant et en adaptant les données sur bases d'autres études et d'entretiens avec les membres du comité consultatif (COCONS).

[5] ADEME, EVEA Évaluation et Accompagnement, S3D Ingénierie, Mélissa CORNELUS, Audrey ROUSSEAU EL HABTI, Impacts environnementaux de filières de traitement biologique des déchets alimentaires : compostages et méthanisations. Rapport final 2019 - https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/4892-acv-impacts-filiere-compostage-methanisation.html

2. Objectifs et public cible de l'étude

2.1. Objectifs de l'étude

Les objectifs de l'étude sont de :

- Mettre à jour les modèles d'évaluation environnementale développés dans le cadre de la précédente étude ADEME « Impacts environnementaux de filières de traitement biologique des déchets alimentaires : compostages et méthanisations - Rapport final 2019 » afin de conforter les connaissances de l'ADEME.
- Evaluer sur la base de l'analyse du cycle de vie, les impacts environnementaux des scénarios théoriques de gestion des déchets alimentaires suite à un tri à la source par des collectivités territoriales « types » définis par l'ADEME et les directions régionales de celle-ci.
- Mettre en perspective les impacts environnementaux des scénarios théoriques de gestion des déchets alimentaires suite à un tri à la source par rapport aux scénarios historiques tels que l'incinération ou le stockage.
- Formuler des recommandations pour les collectivités territoriales en termes de gestion des déchets alimentaires et cela afin de répondre à l'obligation réglementaire de tri à la source :
    - en prenant en compte les principales spécificités et contraintes locales des différentes collectivités territoriales (présence d'installation sur le territoire ou non, présence d'agriculteurs ou non…)
    - adaptées à chaque zone d'habitat (densité et type d'habitat) et chaque typologie de producteurs (ménages, GMS…) au sein des différentes collectivités territoriales.

2.2. Public concerné

Ce travail a vocation à produire des résultats diffusables auprès :

- des techniciens et élus des collectivités territoriales avec la compétence collecte mais pas nécessairement la compétence traitement (AMORCE, FNCCR, …),
- des salariés de l'ADEME,
- des regroupements professionnels agricoles (APCA, AAMF…) et de traitement des déchets (FNADE, FEDEREC, …),
- du Ministère de la transition écologique et solidaire et celui de l'agriculture et de l'alimentation.

2.3. Revue critique

Cette ACV comparative, ayant pour but d'être communiquée, elle a été soumise à une revue critique par un panel de 3 experts indépendants. La revue critique doit s'assurer de la validité et de l'objectivité des hypothèses formulées pour mener l'analyse ainsi que de la conformité de l'ACV aux normes ISO 14040 et 14044.

La revue critique de cette ACV comparative a été réalisée par :

- Lynda AISSANI (Présidente de la RC), Ingénieure de recherche et responsable de l'animation scientifique de l'équipe SAFIR, INRAE : *Expertise sur l'évaluation par ACV des impacts environnementaux et sanitaires de la gestion des effluents et déchets organiques*
- Jean-Benoit BEL, ACR+, *Expertise sur les différents territoires français et leur gestion des déchets*
- Doris BROCKMANN, Cheffe de projet INRAE Transfert, *Expertise en ACV et effluents organiques*

Le rapport de revue critique est disponible en annexe 9.1.

3. Organisation du présent rapport

Suite aux propos introductifs et afin de pouvoir répondre aux objectifs de l'étude, le rapport est organisé en différents chapitres, complétés par des annexes.

Le chapitre 4 présente le champ de l'étude à savoir le type de déchets, le type de collecte et le type de traitement considérés dans le cadre de cette étude.

Le chapitre 5 présente les principes méthodologiques suivis pour la réalisation de cette étude et notamment la méthodologie d'évaluation environnementale retenue.

Chacun des chapitres suivants permet de répondre à un des objectifs de l'étude tels qu'énoncés dans la section 2.1 :

- Le chapitre 6 du présent rapport permet de présenter les mises à jour réalisées des modèles d'évaluation environnementale développés dans le cadre de la précédente étude ADEME « Impacts environnementaux de filières de traitement biologique des déchets alimentaires : compostages et méthanisations - Rapport final 2019 »
- Le chapitre 7 du présent rapport a pour objectif d'évaluer les impacts environnementaux des scénarios théoriques de gestion territorialisée des déchets alimentaires définis par l'ADEME afin :
    - d'identifier et présenter les catégories d'impact et les paramètres clés des systèmes de gestion/traitement pour le bilan environnemental,
    - d'évaluer les impacts environnementaux potentiels pour une sélection de catégories d'impacts de la gestion et traitement d'une tonne des déchets alimentaires sur un type de territoire,
    - d'établir une hiérarchie entre les sous-scénarios étudiés par territoire et de discuter celle-ci.
- Le chapitre 8 du présent rapport a pour objectif de formuler sur la base de l'évaluation environnementale réalisée et en prenant en compte les principales spécificités et contraintes locales, des recommandations pour les collectivités en termes de gestion territorialisée des déchets alimentaires afin qu'elles puissent répondre à l'obligation réglementaire de tri à la source.

Tout le long du rapport, les encadrés suivants sont présents :



Limites de l'approche mise en œuvre



Analyse réalisée dans le chapitre 8

4. Champ de l'étude

4.1. Définition de collectivités territoriales « types »

Trois collectivités territoriales « types » avec la compétence collecte mais pas nécessairement la compétence traitement ont été définies dans cette étude. Elles ont été définies par l'ADEME en fonction du type d'habitat.

- Collectivité territoriale ayant choisi de gérer principalement les déchets alimentaires via un système de gestion de proximité, nommé ci-après « Gestion de proximité majoritaire » :
    - 20% du gisement est collecté de manière séparée (en porte à porte ou en apport volontaire) en vue d'orienter ceux-ci vers des installations de gestion centralisée (compostage industriel, méthanisation centralisée…)
    - 80% du gisement est géré via la mise en place d'un système de gestion de proximité (compostage domestique individuel, compostage partagé, broyage et paillage de déchets verts…)

  Ce choix est réalisé par une collectivité dont le type d'habitat est majoritairement constitué :
    - d'habitats en « petits collectifs » ;
    - de zones pavillonnaires ;
    - d'habitats dispersés en zone rurale ;

  et ne présentant que peu de producteurs de déchets issus des activités économiques.
- Collectivité territoriale ayant choisi de gérer les déchets alimentaires via une répartition équivalente entre un système de gestion de proximité et un système de collecte séparée, nommée ci-après « Gestion mixte » :
    - 50% du gisement est collecté de manière séparée (en porte à porte ou en apport volontaire) en vue d'orienter ceux-ci vers des installations de gestion centralisée (compostage industriel, méthanisation centralisée…)
    - 50% du gisement est géré via la mise en place d'un système de gestion de proximité (compostage domestique individuel, compostage partagé, broyage et paillage de déchets verts…)

  Ce choix est réalisé par une collectivité dont le type d'habitat est constitué d'une grande diversité à savoir :
    - de(s) centre(s) historique(s) dense(s) ;
    - de secteurs en habitat vertical dense ;
    - d'habitats en « petits collectifs » ;
    - de zones pavillonnaires ;
    - d'habitats dispersés en zone rurale ;

  et présentant certains producteurs de déchets issus des activités économiques.
- Collectivité territoriale ayant choisi de gérer les déchets alimentaires via un système de collecte séparée, nommé ci-après « Gestion centralisée majoritaire » :
    - 20% du gisement est géré via la mise en place d'un système de gestion de proximité (compostage domestique individuel, compostage partagé, broyage et paillage de déchets verts…)
    - 80% du gisement est collecté de manière séparée (en porte à porte ou en apport volontaire) en vue d'orienter ceux-ci vers des installations de gestion centralisée (compostage industriel, méthanisation centralisée…)

  Ce choix est réalisé par une collectivité dont le type d'habitat est majoritairement constitué :
    - de(s) centre(s) historique(s) dense(s) ;
    - de secteurs en habitat vertical dense.

  et présentant de nombreux producteurs de déchets issus des activités économiques.

Les déchets alimentaires traités par gestion de proximité ne représentent que les déchets issus des ménages, le reste est un mélange de déchets alimentaires provenant des ménages et des professionnels. Pour chaque territoire, plusieurs scénarios de traitement des déchets sont évalués dans cette étude. Les résultats sont présentés par scénario et non par option de traitement (ceux-ci sont néanmoins disponibles en annexe).

Les résultats pour les scénarios de base sont présentés au chapitre 7.3. Les caractéristiques des collectivités et leur influence sur l'empreinte environnementale des scénarios de gestion territorialisés sont analysées au chapitre 8.

4.2. Type de déchets considérés dans l'analyse

Le champ de l'étude se rapporte seulement à une partie des biodéchets à savoir :

- les déchets alimentaires (DA), aussi appelé «déchets de cuisine et de table (DCT)», tels que les restes de repas ou de préparation de repas, ou encore les produits périmés non-consommés ;
- les déchets alimentaires collectés par le service public, issus des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail ainsi que des établissements de production ou de transformation de denrées alimentaires ne produisant pas plus de 5 tonnes de déchets par an.

  Il est à noter que certains déchets alimentaires issus des professionnels producteurs de plus de 5 tonnes de déchets par an peuvent être collectés par le service public en cas de carence de l'initiative privée.

4.3. Filières de gestion évaluées

Le Tableau 1 ci-dessous présente les principales caractéristiques des filières étudiées.

Etapes	Gestion de proximité	Collecte séparée		
		Compostage centralisé	Méthanisation agricole	Méthanisation centralisée avec injection
Stockage intermédiaire	En bac/seau	En bac ou en sac	En bac ou en sac	En bac ou en sac
Collecte				
Déconditionnement[6]		Possible	Oui	Oui
Traitement	 Compostage domestique (CD)  Compostage partagé (CP)	 Compostage industriel (CI)	 Méthanisation à la ferme avec cogénération ou injection (M1, M2)	 Méthanisation centralisée dédiée avec injection (M3)
Transport				
Valorisation des débouchés	jardin	 Épandage au champ	 Épandage au champ + gaz et/ou électricité	 Épandage au champ + gaz et/ou électricité

Tableau 1 : Principales caractéristiques des filières

[6] Les contours du terme "déconditionnement" sont explicités au paragraphe 4.3.2.1 page 20.

4.3.1. Filières de collecte retenues

Il existe deux grandes options pour les collectivités territoriales pour collecter les déchets alimentaires triés à la source sur leur territoire : en porte-à-porte (PàP) et en point d'apport volontaire (PaV). Leurs principales caractéristiques sont discutées brièvement ci-dessous :

- Porte-à-porte : les producteurs de déchets trient et se défont de leurs déchets alimentaires dans un récipient de collecte (que ce soit un sac biodégradable ou pas, ou un bac en plastique). Les collectivités collectent ces déchets de manière régulière avec des bennes à ordures (éventuellement bi-compartimentées). La fréquence à laquelle elles les collectent dépend de plusieurs facteurs comme le type de récipient, la densité de l'habitat (typiquement plus élevée dans des zones urbaines que rurales), la fréquence de collecte des autres déchets…

  Les remarques suivantes sont formulées concernant les types de sacs utilisées pour la collecte[7] :

  - Sac « biodégradable et compostable » : Un matériau est dit biodégradable s'il peut être décomposé sous l'action de microorganismes (bactéries, champignons, algues…). Le résultat est la formation d'eau, de CO_2 et/ou de méthane et éventuellement de sous-produits (résidus, nouvelle biomasse) non toxiques pour l'environnement.

    Les sacs modélisés dans le cadre de cette étude sont supposés répondre aux critères énoncés dans la norme NF T51-800[8]. Cette norme traite des aspects des plastiques adaptés au compostage domestique/partagé. Il n'existe pas de norme standardisée similaire concernant la dégradation de ces sacs dans les installations de méthanisation. Par conséquent, ces sacs biodégradables et compostables sont considérés comme ne convenant pas au processus de méthanisation et sont supposés être retirés des déchets alimentaires avant qu'ils n'entrent dans le digesteur.

  - Un sac composé de polymères de sources renouvelables vs fossiles : lorsqu'un sac est composé de matériaux renouvelables, il est défini comme « bioplastique ». Cependant, cela ne signifie pas automatiquement qu'il est biodégradable.

    A noter que l'utilisation du terme « biodégradable » seul n'est pas recommandée par l'ADEME car il peut prêter à confusion pour le grand public. Par conséquent, ce terme ne sera pas utilisé dans le cadre de cette étude.

  Les différents types de sacs évalués dans le cadre de cette étude sont présentés dans le tableau ci-dessous.

	Résultats cas de base (chap. 7)	Résultats scénarios alternatives (chap. 8)
Type de sac	Sac biodégradable et compostable[9] (plus de données techniques dans le chapitre 6.4.2)	Sac 100% pétro sourcé, non-compostable[10] (plus de données techniques dans le chapitre 6.4.3)

Tableau 2 : Différents types de sacs évalués dans le cadre de cette étude

- Point d'apport volontaire : ce système de collecte est principalement utilisé en milieu urbain, où il y a des conteneurs dans l'espace public pour collecter les déchets ménagers (un conteneur spécifique pour chaque flux de déchets, afin de permettre une collecte séparée). Les conteneurs sont vidés par des camions spécialisés. Pour d'autres types de flux de déchets (par exemple le verre et les emballages), ce système est fréquemment utilisé non seulement dans les villes, mais aussi dans les zones rurales.

[7] Fiches Techniques de l'ADEME – Plastiques biodégradables – Décembre 2013

[8] https://www.clabel.org/fr/bilgiler/nf-t51-800-plastikler-evde-kompostlastirmaya-uygun-plastikler-icin-teknik-ozellikler/

[9] Ces plastiques peuvent permettre d'améliorer la valorisation de ces déchets alimentaires. En particulier, lorsque le sac plastique biodégradable est constitué de plastiques biosourcés, il peut améliorer, en se dégradant, le rendement et la qualité du compost (amélioration du ratio contenu carbone/contenu azote)[9]. Toutefois, cet effet sera limité car la proportion des sacs (en poids) par rapport aux déchets alimentaires sera très faible. Les sacs ne concernent que la partie des déchets alimentaires qui est collectée pour être traitée dans une installation centralisée (partie « collecte séparée » dans les scénarios). Étant donné que les sacs biodégradables sont uniquement considérés comme compostables, cela ne concerne que la filière de compostage industriel et non les filières de méthanisation. Ces sacs pourraient être ajoutés au compostage domestique conformément à la norme mentionnée ci-dessus, mais dans cette étude, il est considéré que les habitants collectent, avant compostage domestique, les déchets alimentaires dans des récipients réutilisables (par exemple des seaux).

[10] Certaines collectivités territoriales utilisent ces sacs pour la collecte des déchets alimentaires, par exemple, celles qui collectent plusieurs flux de déchets en même temps dans une seule benne. Les sacs sont triés après la collecte (généralement par couleur) et dirigés vers l'installation de traitement appropriée.

4.3.2. Filières de traitement retenues

Les différentes filières de traitement des déchets alimentaires retenues[11] pour cette étude sont schématisées dans la Figure 5 ci-dessous :

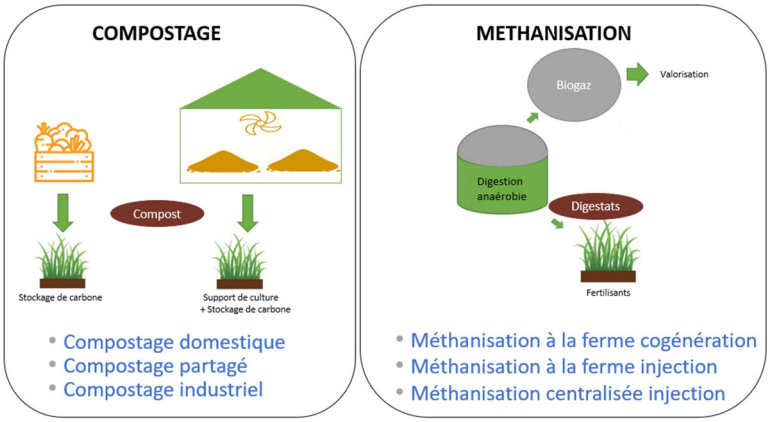


Figure 5 : Filières de traitement sélectif retenues (figure tirée de (ADEME, EVEA, S3D, 2019))

4.3.2.1. Déconditionnement

Avant le traitement biologique (compostage ou méthanisation), il est possible qu'une étape supplémentaire soit nécessaire pour les déchets alimentaires à savoir le déconditionnement. Le but de cette étape est de séparer les déchets alimentaires des emballages ou de toute autre contamination qui les accompagnent. La présence, dans les différentes filières de traitement d'autres intrants que des déchets alimentaires peut causer de multiples problèmes en aval :

- si la teneur en matières plastiques est trop élevée dans le produit (compost ou digestat), celui-ci ne sera pas conforme aux normes d'utilisation actuelles et futures. La valeur seuil pour la taille des microplastiques est fixée à 2 mm, voir également le chapitre 6.9 pour plus d'informations.
- le plastique peut causer des problèmes mécaniques dans l'installation de digestion (par exemple un blocage dans les tuyaux et pales).

Cette étape ne concerne que les déchets collectés de manière séparée par les collectivités, et n'est donc pas considérée pour les systèmes de gestion de proximité tels que le compostage domestique/partagé.

Une étape de déconditionnement est nécessaire en fonction de l'origine des déchets alimentaires suivants :

- Ménages/restaurants :
    - Si utilisation d'un sac biodégradable avant la méthanisation (pas nécessaire avant le compostage)
    - Si utilisation d'un sac en plastique pétro-sourcé et non-biodégradable
    - Si présence d'indésirables tels que les couverts, le verre...
- Grandes et Moyennes Surfaces (GMS) : les produits jetés étant souvent encore emballés, ces emballages doivent être retirés du flux de déchets.

[11] Afin d'assurer la continuité avec la précédente étude réalisée par EVEA pour le compte de l'ADEME, les filières considérées sont similaires à celles-ci et cela même si d'autres filières peuvent exister.

Différence avec « ouverture des sacs »

Lorsque les déchets alimentaires sont collectés dans des sacs compostables (pour les ménages et les restaurants) et que les déchets sont envoyés vers une installation de compostage, ces sacs ne constituent pas une contrainte pour le processus de traitement et peuvent être laissés dans le flux de déchets (contrairement aux sacs en plastique pétro sourcé et non-biodégradable). Dans ce cas, le prétraitement nécessaire consiste à déchirer les sacs compostables et à les ouvrir pour libérer les déchets alimentaires. Les sacs compostables sont laissés dans le flux de déchets pour être traités avec les déchets alimentaires. Il n'y a pas de production de refus comme dans le cas de l'étape de déconditionnement.

4.3.2.2. Compostage

Considérations communes aux 3 filières "compostage"

Types d'intrants

Le compostage de déchets alimentaires est effectué avec des déchets verts :

- Pour des raisons techniques :
  - la microbiologie du compostage nécessite en effet un mélange de matière organique avec un rapport C/N de l'ordre de 30, alors que les déchets alimentaires ont un rapport C/N de l'ordre de 20.
  - la teneur élevée en eau (80%) et en azote des déchets alimentaires conduit à un tassement du tas et à la production de nuisances (odeurs, insectes…) (ADEME, 2012b), l'apport de déchets verts permet de diminuer cet effet.
- Pour des raisons pratiques : dans le cas du compostage domestique, le composteur permet d'accueillir à la fois des déchets de jardin et les déchets alimentaires.

Rôle du déchet vert : structurant ou non selon les systèmes

Un déchet vert ligneux (branches, copeaux de bois…) est considéré comme un structurant et est donc un « réactif ou consommable » et non un déchet dans le bilan matière réalisé dans le cadre de cette étude. L'étude considère que le déchet vert structurant ne se dégrade pas lors de la réaction, et que l'ensemble des flux sont à attribuer aux déchets alimentaires. Le type de déchet vert utilisé diffère en fonction des filières de compostage, et les choix suivants ont été retenus dans cette étude :

- Compostage domestique : Déchets alimentaires + Déchets verts de jardin.

  Dans ce cas, le déchet vert de jardin est constitué d'un mélange de tontes, de feuillages et de branchages et est donc considéré comme non structurant et pris en compte dans le bilan matière réalisé dans le cadre de cette étude.
- Compostage partagé : Déchets alimentaires + Déchets verts de jardin.

  L'hypothèse précédente est conservée.
- Compostage industriel : Déchets alimentaires + Déchets verts issus de la gestion d'espaces verts[12].

  Dans ce cas, 50% des tonnages de déchets verts présents sont considérés comme structurant et ne sont donc pas pris en compte dans le bilan matière réalisé dans le cadre de cette étude.

Qualité du compost et valorisation



Il est considéré par hypothèse que le compost produit par compostage industriel est toujours conforme à la norme NF 44 051 (amendements organiques), des cas de non-conformité ne sont pas inclus dans cette étude
Il est considéré que la valorisation du compost permet le stockage dans les sols d'une partie du carbone qu'il contient (voir 4.3.3) et peut remplacer l'usage de la tourbe comme amendement.

[12] Les déchets verts des particuliers ne sont pas inclus.

Compostage partagé

L'arrêté du 9 avril 2018 fixant les dispositions techniques nationales relatives à l'utilisation de sous-produits animaux et de produits qui en sont dérivés, dans une usine de production de biogaz, une usine de compostage ou en « compostage de proximité », et à l'utilisation du lisier donne la définition suivante du « compostage de proximité » dit « partagé » :

> *« [il] regroupe des particuliers et/ou des associations et/ou des professionnels de la restauration et/ou des collectivités, producteurs de déchets de cuisine et de table ». Il diffère du « compostage de proximité » dit « autonome en établissement », unités de compostage « présentes au sein d'un établissement producteur de déchets de cuisine et de table ».*

Cet arrêté fixe le tonnage maximal pour être exempté d'agrément et d'enregistrement à 1 t/semaine.

Etant donné la diversité des installations de compostage pouvant être qualifiées de compostage partagé, il s'est avéré nécessaire de préciser le type d'installations visées dans l'étude. **Le compostage partagé « en pied d'immeuble » a été retenu, avec des tonnages traités inférieurs à 5 t/an de DA**. En effet, dans une enquête présentée dans le guide du compostage partagé (ADEME, 2012b), la majorité des sites de compostage étudiés (30/42 enquêtés) ont une capacité inférieure à 5 t/an. Les modalités de compostage sont proches de celles retenues pour le compostage domestique avec davantage de retournements et une meilleure valorisation du compost produit.

Compostage industriel

Le compostage industriel regroupe une grande diversité d'installations notamment en termes de tonnage traité et de rayon de collecte. Pour cette analyse, le scénario type correspond à une collectivité territoriale moyenne (23 000 habitants) traitant de l'ordre de **1 000 t/an de DA** collectés séparément auprès des particuliers.

Différentes configurations sont possibles pour les installations de compostage : à l'air libre ou dans une enceinte fermée, avec ou sans aération forcée par insufflation ou soufflage. Dans le cadre de cette étude, le compostage est considéré comme étant réalisé en enceinte fermée avec aération forcée puis maturation à l'air libre et criblage (hypothèses similaires à la précédente étude).

4.3.2.3. Méthanisation

Considérations communes aux 2 filières de méthanisation

Les déchets alimentaires ne sont généralement pas traités seuls dans l'installation de digestion, mais co-digérés avec d'autres substrats. Ces autres substrats pourraient être des déchets de l'industrie agricole, des effluents d'élevage… La présence de déchets alimentaires dans l'installation entraîne la nécessité d'une étape d'hygiénisation qui n'aurait pas été nécessaire autrement. Les besoins en énergie liés à ce prétraitement sont donc entièrement attribués aux déchets alimentaires (voir aussi 6.8.4.1).

La méthanisation permet la production de deux produits :

- **Biogaz** : un produit gazeux composé principalement de dioxyde de carbone (CO_2) et de méthane (CH_4). En raison de sa forte proportion volumique en de méthane (a minima 50%), le biogaz peut être utilisé comme ressource énergétique.
- **Digestat** : les matériaux restants après le processus de méthanisation. En raison de la présence d'éléments nutritifs, il peut être utilisé comme fertilisant organique, soit par application directe, soit après un post-traitement.

Les filières méthanisation ont été considérées avec une séparation des phases du digestat et la valorisation d'une phase solide et d'une phase liquide par épandage. A part la séparation des phases, aucun autre post-traitement du digestat n'est considéré. De plus, l'épandage du digestat en l'état est la solution la moins onéreuse dans toutes les situations en absence de contrainte particulière (Déchaux & Berger, 2015). Dans certains pays, la combinaison d'une offre locale excédentaire d'engrais organiques (fumier, digestat provenant de digesteurs…) et de limitations sur les quantités d'azote et de phosphore autorisées à être appliquées sur les sols agricoles, conduit à la nécessité d'exporter le digestat produit vers d'autres régions/pays. C'est par exemple le cas dans certaines provinces de Belgique (Vazquez-Rowe & al., 2015). Une étape supplémentaire de post-traitement de ce digestat exporté est souvent nécessaire ; principalement la réduction de sa teneur en eau pour des raisons économiques (moins de poids à transporter). Cette question ne se pose (actuellement) pas en France, même dans les régions à forte densité d'élevage, par exemple la Bretagne (source : point de vue d'expert Solagro).

Une substitution à un apport d'engrais minéral azoté et phosphoré est prise en compte pour évaluer les impacts environnementaux potentiellement évités du fait de la valorisation agronomique du digestat produit.

Méthanisation agricole

La méthanisation agricole[13] est portée par un agriculteur ou un groupement d'agriculteurs, et est réalisée par une entreprise agricole unique en maîtrise d'ouvrage, traitant majoritairement des effluents et des substrats agricoles.

Pour la méthanisation agricole, deux situations sont étudiées à savoir :

- soit une valorisation énergétique à 100% par cogénération
- ou soit une valorisation énergétique à 100% par injection.

Méthanisation centralisée

La méthanisation centralisée[13] (ou méthanisation territoriale) est réalisée dans des unités de grande taille, traitant des effluents agricoles en minorité et ainsi davantage de déchets alimentaires issus des divers producteurs présents sur le territoire d'une collectivité territoriale (gérés ou non par le service public de prévention et de gestion des déchets (SPPGD)).

Pour la méthanisation centralisée, une valorisation à 100% par injection a été retenue. Cette option ne correspond pas à la réalité du parc de méthanisation en fonctionnement mais a été choisie pour refléter l'évolution de la filière vers davantage de sites avec injection à l'avenir.

4.3.3. Épandage des produits du traitement biologique

4.3.3.1. Définition des produits

Dans les matières fertilisantes, deux grandes classes peuvent être distinguées :

- celles qui sont plutôt sources d'éléments nutritifs pour les plantes à court terme (valeur fertilisante des matières),
- et celles qui vont contribuer à augmenter progressivement les teneurs et stocks de matière organique dans les sols (valeur « amendante » des matières).

En général, l'intérêt fertilisant azoté des matières diminue quand l'intérêt amendant augmente (RECORD, 2022).

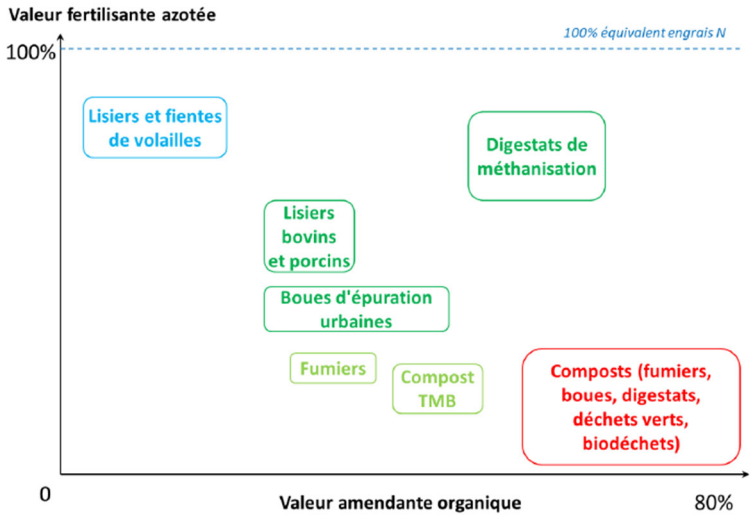


Figure 6 : Relation entre valeur « amendante » et valeur fertilisante des produits résiduaires organiques (RECORD, 2022)

[13] https://agriculture.gouv.fr/volet-methanisation-questions-reponses

Les matières organiques accroissent la stabilité du sol et jouent le rôle d'éponge pour retenir l'eau et de nombreux éléments nutritifs. La porosité du sol est ainsi améliorée, l'eau et l'air circulent mieux dans le profil du sol colonisé par les racines.

Les différents produits des filières de traitement biologique analysés dans cette étude sont classés comme suit :

- **Compost** : amendement organique,
- **Digestat solide** : amendement organique + engrais organique,
- **Digestat liquide** : engrais organique.

4.3.3.2. Émissions lors de l'application sur sols agricoles

Lors de l'application du compost/digestat sur un sol agricole, les ions nitrate et phosphate, libérés suite au processus de minéralisation peuvent être transférés vers les eaux souterraines par lixiviation, s'ils ne sont pas assimilés par les plantes, car peu retenus par le complexe argilo-humique du sol. Les différentes émissions d'azote prises en compte dans cette étude sont : NH_3, N_2O, NO_3^- et NO_x (cf. les informations additionnelles présentées à l'annexe 9.6).

La quantité de ces émissions dépend du rapport entre l'azote ammoniacal et l'azote organique dans le compost/digestat et les pratiques d'épandage. En ce qui concerne les pratiques d'épandage, Il existe différents paramètres qui influencent celles-ci :

- Spécifiquement pour les produits solides (compost & digestat solide), le paramètre considéré est le délai d'enfouissement après l'épandage à savoir au bout de combien de temps le produit est incorporé dans le sol.
- Spécifiquement pour les produits liquides (digestat liquide), les deux paramètres considérés sont :
    - La méthode d'application à savoir le type de tracteur utilisé (par exemple tracteur diffuseur, injection profonde…),
    - L'heure d'épandage à savoir durant la journée ou le soir.
- Communs aux produits liquides et solides, les deux paramètres considérés sont :
    - La saison d'application,
    - L'application lors d'une journée chaude hors saison.

4.3.3.3. Stockage de carbone dans le sol

La matière organique a un rôle fondamental dans les sols. Elle contribue aux 3 composantes de leur fertilité (fertilité biologique, physique et chimique). Plus récemment, un rôle environnemental est attribué à la matière organique ; en effet, une augmentation des stocks de C dans les sols contribuerait à l'atténuation du changement climatique en absorbant une partie des excès de CO_2 émis dans l'atmosphère en lien avec l'activité anthropique. Ainsi, l'initiative « 4 pour 1000 » (Pellerin & Bamière, 2020) a été lancée en 2015 à l'occasion de la COP 21. Une augmentation des stocks de C de 4 ‰ par an permettrait de compenser théoriquement les émissions anthropiques de CO_2 (RECORD, 2022).

Les deux types de traitement biologique (compostage et méthanisation) évalués dans cette étude génèrent des produits qui sont définis comme des « amendements organiques » car ils améliorent les propriétés d'un sol d'un point de vue physique, chimique et biologique. A la différence de l'engrais, qui apporte des nutriments aux plantes, l'amendement enrichit la terre pour dynamiser sa productivité agricole. Ces amendements organiques peuvent augmenter la teneur en carbone du sol sur lequel ils sont appliqués.

Le stock de C n'augmente pas indéfiniment dans un sol. Si les pratiques d'épandage des amendements ou les intrants restent constants, le stock de C atteint un équilibre dont le niveau dépend des flux d'entrée (apports des produits résiduaires organiques, enfouissement des résidus de culture…) et de sortie (flux de minéralisation qui dépend des caractéristiques physico-chimiques du sol et du climat).

La Figure 7 représente l'évolution des stocks de C dans un sol soumis à 2 pratiques différentes :

- La pratique A initiale qui n'avait pas encore atteint son équilibre au moment de la mise en œuvre de la pratique B alternative. Cette pratique A déstocke du C organique.

- La pratique B stocke du C organique jusqu'à atteindre un équilibre. L'augmentation du stock peut soit s'exprimer par rapport au stock initial ou par rapport à la pratique initiale. On parle alors de stockage additionnel par rapport à cette pratique A.

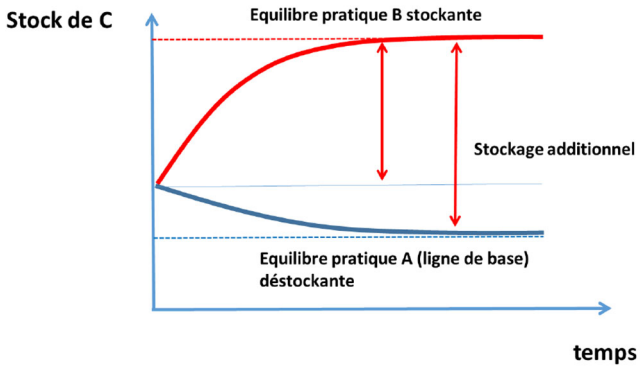


Figure 7 : Représentation schématique de l'évolution des stocks de C dans des sols soumis à des pratiques différentes et calcul du stockage additionnel (RECORD, 2022)

Cette efficacité à augmenter la matière organique des sols va dépendre de nombreux facteurs :

- la fréquence et les doses d'application des amendements,
- les caractéristiques de la matière organique
- et les conditions pédoclimatiques (les caractéristiques physico-chimiques des sols, la température et la pluviométrie vont influencer les vitesses des biotransformations dans les sols après apport).

Le stockage du carbone suite à l'utilisation d'un amendement organique est pris en compte dans cette ACV sur la base des hypothèses suivantes :

- Les produits suivants sont définis comme des amendements et conduiront au stockage du carbone lorsqu'ils sont appliqués sur des sols agricoles :
    - Compostage : compost
    - Méthanisation : digestat solide + liquide[14]
- L'impact sur la catégorie d'impact "changement climatique" est défini à un horizon de 100 ans.
- Pour garantir le stockage du carbone, l'amendement doit être appliqué de **manière continue** (si la pratique d'épandage s'arrête, il y aura déstockage ; c'est-à-dire des émissions de CO_2 qui ne sont plus compensées par les apports).

Dans le cadre de cette étude, il est supposé que l'application est assurée pendant 100 ans pour correspondre à l'horizon temporel de la catégorie d'impact. La pratique devra être maintenue au-delà de la période de 100 ans pour garantir la stabilité.

- Comme le montre la Figure 7, l'augmentation possible de la teneur en carbone du sol suite à l'application d'un amendement est évaluée par rapport à une situation de référence.

  Comme indiqué au chapitre 4.3.2.2, le compost peut remplacer l'utilisation de tourbe en tant qu'amendement organique. Dans ce cas, le carbone ajouté au sol grâce au compost doit être comparé au scénario de référence qui est l'application de tourbe. La tourbe peut, comme le compost, augmenter la teneur en carbone du sol (Peltre & al, 2012). Après une période de 30 ans, la différence de pouvoir d'amendement du compost et de la tourbe est insignifiante (RECORD, 2022); dès lors, le remplacement de la tourbe par le compost a donc un impact insignifiant sur la teneur en carbone du sol après cette période.

En raison de l'utilisation d'un horizon temporel de 100 ans dans cette étude, il est considéré, dans le cadre de cette étude, que dans la situation où le compost remplace la tourbe, aucun carbone organique supplémentaire n'est ajouté au sol.

[14] Le digestat liquide n'est pas défini comme un "amendement organique" tel que le compost et le digestat solide en raison de la faible teneur en carbone organique qui est trop faible pour être définie comme telle. Cependant, ce digestat liquide contient un peu de carbone organique qui est pris en compte dans l'étude puisqu'il est aussi stable que celui présent dans le digestat solide.

- L'augmentation du carbone dans le sol n'est pas linéaire, mais elle se réduira avec le temps et atteindra un équilibre (voir la Figure 7). La quantité de carbone stocké attribuée à une tonne de déchets alimentaires est calculée comme la quantité totale de carbone stocké pendant 100 ans divisée par la quantité totale de déchets alimentaires utilisés pour produire du compost/digestat pendant ces 100 ans.
- Une valeur moyenne de stockage de carbone liée à l'utilisation de compost ou de digestat solide est utilisée pour l'ensemble de la France. La quantité réelle de carbone pouvant être stockée dans le sol dépend de certaines conditions locales notamment pédoclimatique (type de sol et climat).



L'impact du sol et du climat sur le stockage du carbone dans le sol n'est pas évalué dans cette étude

- L'étude (RECORD, 2022) rapporte que la valeur « amendante » des digestats est mal connue, et qu'il existe très peu de résultats d'essais au champ de moyenne/longue durée.



Dans le cadre de cette étude, il est cependant considéré qu'un stockage de carbone dans le sol a lieu suite à l'application de digestat.

5. Principes méthodologiques

5.1. Introduction à l'analyse du cycle de vie

5.1.1. Principes

La présente étude a été réalisée conformément aux prescriptions méthodologiques développées dans les normes ISO 14040 et ISO 14044 relatives à l'analyse du cycle de vie (ACV).

L'analyse du cycle de vie consiste en une approche :

- fonctionnelle car elle quantifie les impacts environnementaux associés à un produit, un service ou un système, en les rapportant à la fonction principale du système étudié ;
- multicritère car elle évalue les impacts potentiels, sur la santé humaine, les écosystèmes et les ressources naturelles ;
- multi-étapes (cycle de vie) car elle réalise un inventaire des émissions de polluants et les consommations de ressources naturelles qui ont lieu à toutes les étapes du cycle de vie du système étudié.

Ces deux dernières caractéristiques permettent d'éviter le transfert d'impact.

L'analyse du cycle de vie permet de :

- comparer les impacts environnementaux potentiels de plusieurs solutions rendant le même service.
- identifier les principales sources d'impacts environnementaux d'un produit ou d'un service, tout au long de son cycle de vie.

L'ACV permet d'obtenir des résultats :

- rapportés à une unité fonctionnelle (service rendu),
- agrégés dans l'espace et dans le temps et issus d'une relation linéaire entre les quantités de polluants émis et les impacts,
- pouvant être exprimés en (voir section résultats) :
    - indicateurs de flux tels que des consommations de ressources (eau, minerais, …) et d'énergie,
    - indicateurs d'impacts potentiels (approche midpoint) par problématique environnementale (augmentation de l'effet de serre, acidification atmosphérique, pollution des eaux, …),
    - indicateurs de dommages potentiels (approche endpoint) sur trois aires de protection à savoir la santé humaine, les écosystèmes et les ressources naturelles,
    - voire sous la forme d'un score environnemental unique en fonction des méthodes utilisées.

5.1.2. Mise en œuvre

La méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie est articulée en quatre phases bien distinctes mais interdépendantes car, tout au long de l'étude, de fréquents retours sont nécessaires, ce qui rend la démarche générale itérative.

- Etape 1 - Définition des objectifs et du champ de l'étude

  Chaque analyse du cycle de vie est construite pour répondre à des questions précises. La définition des objectifs et du champ de l'étude conditionne donc les choix méthodologiques de chaque étape (inventaire, évaluation des impacts, interprétation) et par voie de conséquence les résultats : l'ACV est dite "goal-dependent".

  Cette première étape se précise de manière itérative au fur et à mesure de l'avancée de l'analyse. On retrouvera, par exemple, la définition des frontières de l'étude, la définition des fonctions du (ou des) système(s), l'exigence de la qualité des données nécessaires à l'analyse de l'inventaire (ISO 14044), les types d'impact et leurs indicateurs nécessaires à l'évaluation des impacts environnementaux (ISO 14044). L'unité fonctionnelle est définie ; unité à laquelle sera rapportée l'ensemble des flux. Cette unité est représentative de la fonction du produit ou service étudié. L'unité fonctionnelle permet la comparaison de produits pour un service rendu équivalent. On détermine alors les systèmes qui s'y rattachent ainsi que leurs frontières.

- Etape 2 - Analyse de l'inventaire

  Les flux de matière et d'énergie entrant et sortant sont ensuite quantifiés et des bilans matière et énergie sont effectués afin de vérifier les bouclages et dès lors la robustesse des données pour chaque étape de l'inventaire modélisée.

  Le recueil et le traitement des données se font conformément à la définition des objectifs comme le précise la norme ISO 14044. Les frontières du système initialement fixées peuvent être élargies et la qualité des données peut être redéfinie.

- Etape 3 - Evaluation des impacts sur l'environnement

  L'étape d'évaluation des impacts a pour but de traduire les consommations de ressources et les rejets dans les milieux air/eau/sol recensés lors de l'inventaire en impacts environnementaux potentiels (augmentation de l'effet de serre, déplétion de la couche d'ozone, pollution à l'ozone, acidification, eutrophisation, toxicité …).

  Pour ce faire, des facteurs de caractérisation sont utilisés pour calculer les impacts environnementaux potentiels associés à chacun des flux inventoriés. Le choix des catégories d'impact et des facteurs de caractérisation associés se font en relation avec les objectifs et les systèmes étudiés.

- Etape 4 – Interprétation

  L'interprétation a pour objectif d'analyser les résultats et d'expliquer les limites de l'inventaire et de l'évaluation des impacts, afin de fournir des recommandations de manière la plus transparente possible.

  Elle met en avant les points forts et les points faibles d'un système et permet l'identification des paramètres et des étapes sensibles. Ceci ouvre des perspectives en matière de leviers d'actions pour tendre vers une diminution des impacts.

  Comme le précise la norme ISO 14 044, cette étape s'appuie sur l'identification des points significatifs de l'inventaire et de l'évaluation des impacts du cycle de vie accompagnée de différents contrôles : contrôle de sensibilité des hypothèses retenues (indicateurs, frontière…), contrôle de la complétude des données et contrôle de la cohérence sur le cycle de vie ou entre plusieurs options.

5.1.3. Choix de l'approche attributionnelle

La présente évaluation se rapporte à la situation A de l'ILCD Handbook qui vise à l'« Aide à la décision basée sur le cycle de vie au niveau micro ». Les "décisions au niveau micro" sont censées avoir des conséquences structurelles limitées et nulles en dehors du contexte de décision à savoir la collectivité territoriale.

Contrairement à l'approche attributionnelle, l'approche conséquentielle est une approche :

- différentielle qui vise à quantifier les impacts environnementaux résultant d'une décision, en analysant ses conséquences globales/macro par rapport à un scénario de référence.

  Dans le cas de cette étude, la décision de trier les déchets à la source a déjà été prise, reste ensuite aux collectivités territoriales à déterminer quel mode de gestion il est préférable de mettre en place à leur niveau (micro).

- prenant en compte les effets indirects résultant d'une décision.

  La principale conséquence du choix de l'ACV attributionnelle porte sur la non prise en compte des effets indirects de la mise en œuvre de ces systèmes de gestion sur les filières impliquées dans les voies de valorisation (énergie et production agricole).

  Par exemple, le fait que la production de compost et de digestat par les filières de DCT perturbe potentiellement d'autres filières (soit par la captation du gisement de DCT, les détournant potentiellement d'autres filières, soit par la mise sur le marché d'amendements des sols ou de fertilisation des cultures en substitution à d'autres solutions) n'a pas été pris en compte.

5.2. Analyse du cycle de vie appliquée à la gestion des déchets

5.2.1. Unité fonctionnelle

Un des premiers points méthodologiques clés d'une ACV consiste à définir "l'unité fonctionnelle", c'est-à-dire la quantification du service rendu par les différents systèmes étudiés. Le service considéré doit être le même pour tous les systèmes afin de permettre une comparaison des systèmes. Cette unité doit être définie avec précision à partir de l'objectif de l'étude et de son utilisation.

L'unité fonctionnelle de l'étude ACV est définie comme suit :

« *Gestion*[15] *d'une tonne de déchets alimentaires produite sur le territoire d'une collectivité en France après un tri à la source* »

L'unité fonctionnelle peut être déclinée de la sorte pour les différents territoires étudiés :

Unité fonctionnelle		Gestion de proximité majoritaire	Gestion mixte	Gestion centralisée majoritaire
Quoi	Gérer des déchets alimentaires	-	-	-
Combien	1 tonne	1 tonne avec une composition spécifique au type d'habitat	1 tonne avec une composition spécifique au type d'habitat	1 tonne avec une composition spécifique au type d'habitat
Comment	Après la réalisation d'un tri à la source	Via la mise en place majoritairement d'un système de gestion de proximité (compostage domestique individuel, compostage partagé)	Via la mise en place d'une gestion mixte via un système de gestion de proximité et un système de collecte séparée	Via la mise en place majoritairement d'un système de collecte séparée (en porte à porte ou en apport volontaire) en vue d'orienter ceux-ci vers des installations de gestion centralisée (compostage industriel, méthanisation centralisée…)
Où	Sur le territoire d'une collectivité territoriale française	Sur le territoire d'une collectivité territoriale française avec majoritairement des : • habitats en « petits collectifs » • zones pavillonnaires • habitats dispersés en zone rurale.	Sur le territoire d'une collectivité territoriale française avec des : • centres historiques denses • de secteurs en habitat vertical dense • habitats en « petits collectifs » • zones pavillonnaires • habitats dispersés en zone rurale	Sur le territoire d'une collectivité territoriale française avec majoritairement des : • centres historiques denses • de secteurs en habitat vertical dense
Quand	A partir de l'entrée en vigueur de l'obligation début 2024	-	-	-
Pour qui	Pour offrir un service aux producteurs de déchets	Majoritairement pour des producteurs de déchets ménagers	Pour des producteurs de déchets ménagers et quelques producteurs de déchets issus des activités économiques	Pour des producteurs de déchets ménagers et des producteurs de déchets issus des activités économiques

[15] Le terme gestion fait référence à une collecte (si pertinente) suivie d'un traitement

Le **taux de captage** n'est pas inclus dans la définition de l'unité fonctionnelle puisque celle-ci a été définie à partir d'un geste de tri à la source réalisé par le producteur de déchets (citoyen, restaurateur, employé/gestionnaire d'une GMS).

Il est cependant à noter que sur la base d'études ayant été réalisées sur le sujet, il apparait que les éléments suivants peuvent influer le taux de captage à savoir :

- la fréquence de collecte,
- le type de collecte séparée,
- la tarification,
- le type d'habitat,
- la distance pour se rendre au point de collecte
- ou le mode de gestion.

Ainsi par exemple, la collecte séparée en porte-à-porte peut permettre un taux de captage plus élevé alors que le compostage de proximité ou la collecte séparée en apport volontaire peut à l'inverse engendrer des taux de captage plus faibles notamment en fonction de la distance à parcourir pour s'y rendre.

5.2.2. Frontières du système

Les frontières du système indiquent quelles phases du cycle de vie sont incluses dans l'évaluation.

Étant donné que cette étude ne porte que sur la gestion des déchets, les frontières du système commencent à partir du moment où les déchets sont produits, toutes les étapes antérieures (la production de produits alimentaires, le transport de ces produits, la phase d'utilisation avec la consommation d'électricité pour le réfrigérateur où sont stockés les produits alimentaires) sont exclues.

Les étapes suivantes sont incluses dans l'évaluation :

- Collecte séparée des déchets alimentaires :
  - La fabrication et la fin de vie des récipients de collecte[16]
    - Porte-à-Porte (PàP) : sac ou bac
    - Point d'apport volontaire (PaV) : conteneur[17]
  - Le transport de collecte réalisé par des bennes à ordures[18]
  - Le transfert en camion[18] du dernier point de collecte vers l'installation de traitement
- Déconditionnement :
  - Les consommations d'énergie pendant le processus
  - Le traitement des refus issus de ce déconditionnement
- Traitement biologique des déchets alimentaires :
  - La fabrication et la fin de vie des infrastructures de l'installation
  - Les consommations d'énergie ou autres pendant le processus
  - Les consommations d'énergie en lien avec l'ouverture (éventuelle) des sacs
  - Les émissions directes lors du traitement

[16] Les récipients tels que les seaux utilisés dans le cas de compostage domestique/partagé ne seront pas pris en compte dans l'ACV car considérés comme ayant un impact négligeable. Voir aussi 5.2.4 sur les critères de coupure

[17] soit un conteneur (semi-)enterré ou hors-sol

[18] Les étapes de transport se composent notamment des contributions suivantes : Emissions lors de la combustion du carburant utilisé, les émissions lors de la fabrication et de la fin de vie des camions, les émissions en lien avec la production et l'approvisionnement du carburant

- Le devenir des produits des filières de traitement
    - Les impacts lors de leur application
    - Les impacts évités (substitution de tourbe, d'engrais, ou de combustion d'énergies fossiles)

Remarque : toutes ces étapes décrites ci-dessus ne sont pas incluses dans tous les scénarios analysés, cela dépend du traitement considéré (par exemple : pas de transport en camion ou de déconditionnement dans le cas d'une gestion de proximité).

Une représentation schématique est proposée à la Figure 8.

La ligne entre le déconditionnement et le compostage industriel est une ligne en pointillés, car elle n'est valable que si les déchets alimentaires (provenant des ménages/restaurants) sont collectés dans des sacs non compostables. En cas de collecte dans des sacs compostables, les déchets alimentaires n'ont pas besoin de passer par une étape de déconditionnement. Les déchets alimentaires emballés provenant des GMS doivent bien sûr passer par une étape de déconditionnement avant le processus de compostage.

L'un des objectifs de l'étude est d'évaluer l'impact environnemental de la collecte sélective et du traitement des déchets alimentaires par rapport à la situation initiale. Pour permettre la comparaison, les mêmes étapes de la gestion des déchets seront incluses dans le système représentant la situation initiale :

- Collecte des OMR :
    - La fabrication et la fin de vie des récipients de collecte : sac ou bac
    - Le transport de collecte réalisé par des bennes à ordures[18]
- Traitement des OMR (incinération ou stockage)
    - Les consommations d'énergie et d'autres intrants éventuels nécessaires à la bonne réalisation du processus de traitement
    - La fabrication et la fin de vie des infrastructures de l'installation

Une représentation schématique de l'état initial est présentée à la Figure 9.

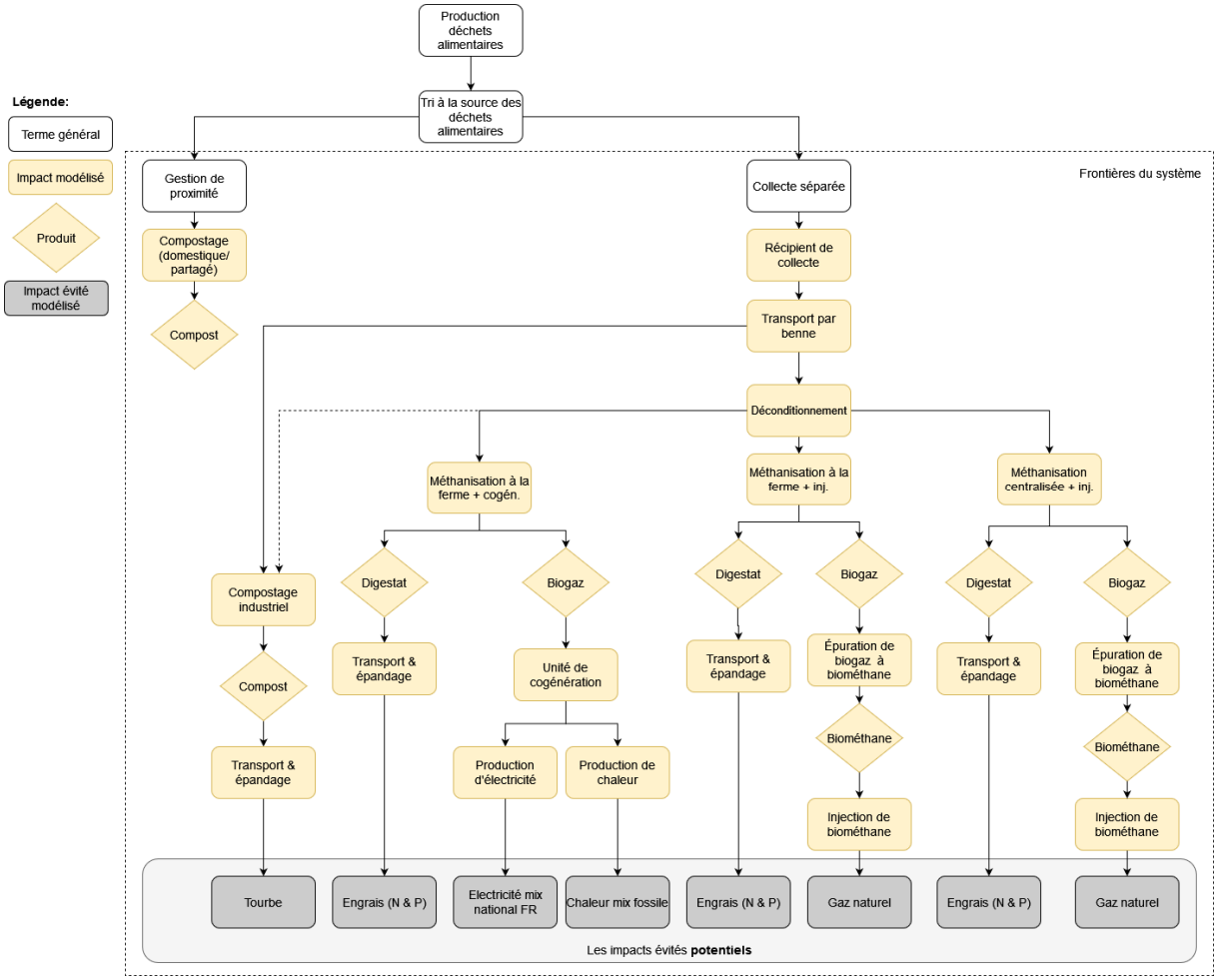


Figure 8 : Frontières du système étudié

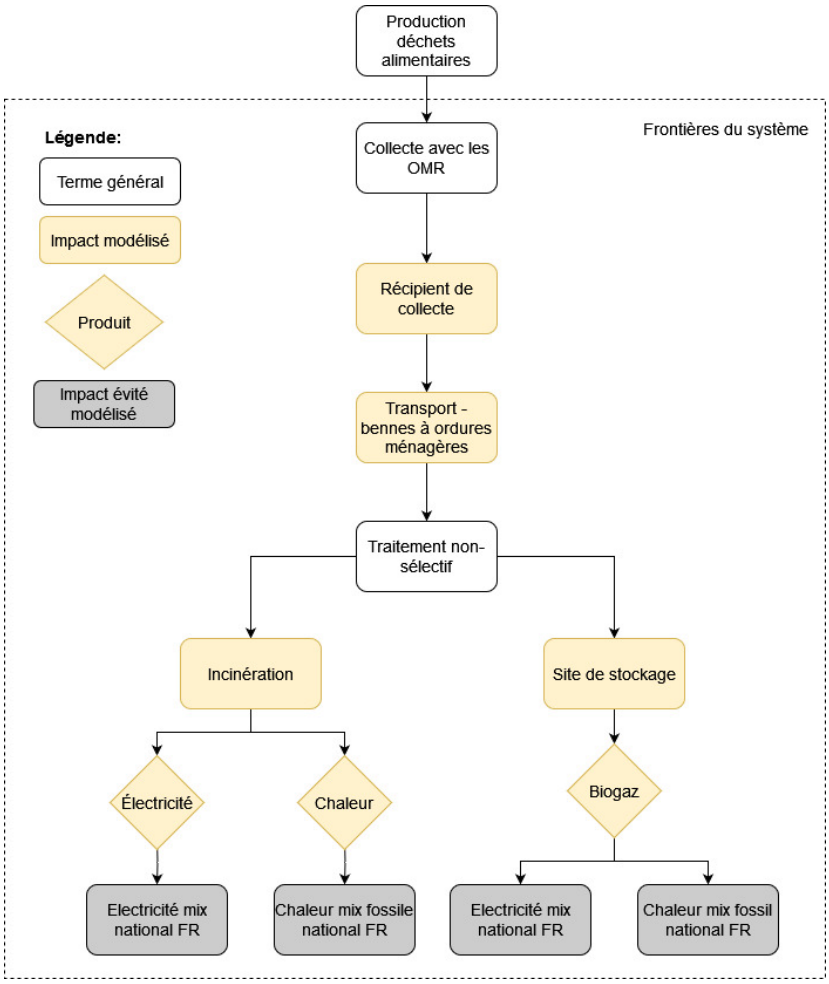


Figure 9 : Frontières du système de référence

5.2.3. Exigences sur la qualité des données

Conformément à la norme ISO 14044, une évaluation de la qualité des données est effectuée selon les critères suivants :

- Représentativité temporelle,
- Représentativité géographique,
- Représentativité technologique,
- Complétude de l'inventaire,
- Cohérence méthodologique et fiabilité des données.

Exigences relatives à la représentativité temporelle, géographique et technologique :
Les données d'inventaires privilégiées sont les plus à jour et les plus spécifiques en matière de périmètre géographique et technologique. Ainsi :

- Des données primaires des filières de traitement biologiques sont largement basées sur l'étude précédente dans laquelle des informations étaient exclusivement recherchées sur un périmètre français.

  Dans le cadre de l'étude actuelle, nous prévoyons de compléter les données avec autant de données françaises que possible. Si aucune donnée française ne peut être trouvée, nous examinerons les pays où des technologies similaires sont utilisées.

- La quasi-totalité des données génériques utilisées pour la modélisation sont des moyennes européennes (processus de la base de données ecoinvent v3.9.1 se terminant par /RER ou /Europe without Switzerland privilégiés) ou mondiales (processus de la base de données ecoinvent v3.9.1 se terminant par /GLO). Si ces dernières ne sont pas disponibles dans la base, nous utilisons les données à notre disposition (processus de la base de données ecoinvent v3.9.1 se terminant par /CH – suisse, par exemple). Les données génériques ont été autant que possible modifiées pour correspondre au contexte français (mix électrique…). Les émissions sont modélisées comme ayant lieu en France, ce qui est important pour certaines catégories d'impact où les facteurs de caractérisation des différentes émissions dépendent du pays (*par exemple l'émission d'un 1kg NH_3 est plus impactant en France qu'en Italie pour la catégorie d'impact 'acidification'*).
- L'outil WILCI de l'ADEME et du BRGM est utilisé pour la modélisation de l'incinération. Cet outil publié en 2017 est représentatif de 90 installations d'incinération d'ordures ménagères françaises sur la période 2012-2015. Cet outil permet d'adapter la composition de l'intrant ainsi que les techniques de traitements des rejets gazeux et solides issus de la combustion.
- Le modèle ecoinvent d'analyse de l'impact environnemental de la mise en décharge est suffisamment complet pour pouvoir adapter les principaux paramètres, ayant un impact élevé sur les résultats totaux, afin de représenter la situation française. Ces paramètres sont liés au type de décharge et de système de captation de gaz de décharge (méthane).
- La technologie : les données faisant le plus consensus et les plus actuelles ont été recherchées. La base de données d'arrière-plan utilisée pour cette étude est la base ecoinvent v3.9.1.

Exigences relatives à la cohérence méthodologique et la fiabilité des données

La fiabilité de l'étude est examinée sous trois aspects différents :

- En ce qui concerne les <u>données primaires</u>, les contrôles de plausibilité de chaque donnée sont effectués par recoupements et par comparaison.
- En ce qui concerne <u>la cohérence du modèle ACV</u>, des contrôles croisés concernant les flux de masse et d'énergie sont effectués, ainsi qu'un bilan « masse et énergie ».
- En ce qui concerne <u>la cohérence méthodologique</u>, seule la base de données ecoinvent v3.9.1 est utilisée pour les données d'arrière-plan. Ceci garantit l'absence d'incohérence méthodologique associée à l'utilisation de plusieurs bases de données ACV.

<u>Remarque</u> : les émissions dans l'air liées au transport routier sont modélisées via COPERT (hors procédés d'arrière-plan contenus dans les inventaires d'ecoinvent). La cohérence méthodologique est donc faiblement affectée puisque cette donnée peut être considérée comme une donnée d'activité spécifique.

Une analyse de la qualité des données est présentée en annexe au paragraphe 9.18.

5.2.4. Critère de coupure

Comme généralement fait en ACV, les efforts de modélisation et de collecte de données sont portés sur les éléments influençant a priori le plus les résultats.

En pratique, nous avons procédé de manière itérative pour la collecte de données comme cela est recommandé dans l'ILCD Handbook et l'ISO 14040/44 :2006.

- Première itération : nous utilisons des valeurs par défaut (intervalles de valeurs) fournies par les acteurs ayant une vision globale de la problématique et les bases de données secondaires ou avec des hypothèses conservatrices pour identifier, de façon automatique et exhaustive, les paramètres de modélisation importants ;
- Deuxième itération : les données qui ont un impact non négligeable sont affinées via des contacts avec les acteurs de terrain ou/et des recherches complémentaires dans la littérature. Dans la mesure du possible, les lacunes pré-identifiées dans le cadre de la première étude sont également levées ;
- Troisième itération : ultime validation et recherche de données.

Le schéma suivant résume ceci.

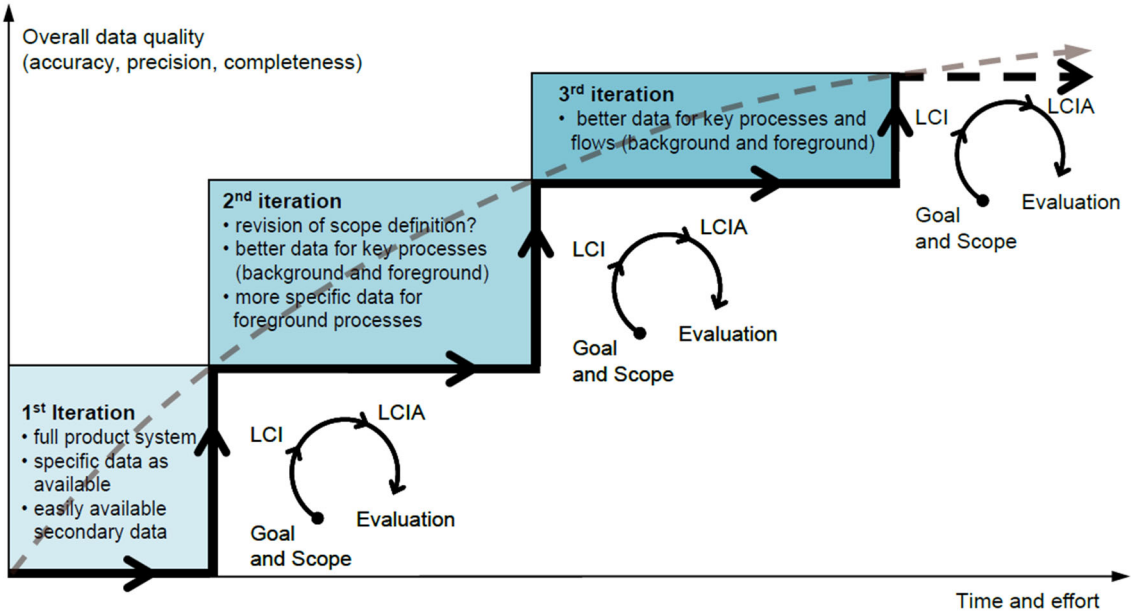


Figure 10 : Nature itérative de l'ACV (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010)

Cette approche permet de mettre l'accent sur la recherche de données sensibles. Ainsi, un plus haut degré de fiabilité peut être atteint pour ces données sensibles.

La décision de modéliser ou non un procédé ou un flux repose sur le respect des règles suivantes :

- Masse : lors de l'utilisation de la masse comme critère, une décision appropriée nécessiterait l'inclusion dans l'étude de tous les intrants qui, cumulativement, participent à plus qu'un pourcentage défini de la masse du système étudié.
- Énergie : de même, lors de l'utilisation de l'énergie comme critère, une décision appropriée nécessiterait l'inclusion dans l'étude des intrants qui, cumulativement, participent davantage qu'un pourcentage défini des intrants énergétiques du système de produits.
- Portée environnementale : il convient que les flux pouvant être exclus en raison de leur masse ou de leur utilisation d'énergie ne le soient pas si les impacts associés à ces matériaux sont significatifs pour les catégories d'impacts évalués.

Via ce travail itératif et l'objectif initialement fixé d'atteindre 100% des impacts modélisés, le seuil de coupure[19] est fixé à 1% pour les trois critères : masse, énergie et portée environnementale. Les calculs sont effectués pour montrer l'impact non significatif de certains éléments dans le cadre de l'étude, ceux-ci peuvent être trouvés en annexe 9.3.

[19] spécification de la quantité de flux de matière ou d'énergie ou du niveau de signification environnementale associés aux processus élémentaires ou au système de produits devant être exclus d'une étude

5.2.5. Principaux impacts d'un système de gestion

5.2.5.1. Impacts environnementaux pris en compte de manière quantitative dans l'étude

Les catégories d'impacts potentiels étudiées (reprises au Tableau 3) sont celles recommandées par le JRC dans les recommandations de l'ILCD Handbook[20] et qui ont fait l'objet d'évolution dans le cadre du projet PEF. La nouvelle liste est publiée dans le « Product Environmental Footprint Category Rules Guidance, Version 6.3, May 2018 »[21] et a été révisée en 2022 avec l'EF 3.1[22].

Catégorie d'impact	Abréviation	Modèle	Unité	Source	Qualité
Changement climatique	CC	Radiative forcing as Global Warming Potential (GWP100)	kg CO2 eq	Baseline model of 100 years of the IPCC (based on IPCC 2013)	I
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	OD	Ozone Depletion Potential (ODP)	kg CFC-11 eq	Steady-state ODPs as in (WMO 2014 + integrations)	I
Toxicité humaine, effets cancérogènes	Tox_c	Comparative Toxic Unit for humans (CTUh)	CTUh	USEtox model 2.1 (Frankte et al, 2017)	III
Toxicité humaine, effets non-cancérogènes	Tox_nc	Comparative Toxic Unit for humans (CTUh)	CTUh	USEtox model 2.1 (Frankte et al, 2017)	III
Particules fines	PM	Impact on human health	Incidence de maladies	PM method recommended by UNEP (UNEP 2016)	I
Radiations ionisantes	IR	Human exposure efficiency relative to U235	kBq U235 eq	Human health effect model as developed by Dreicer et al. 1995 (Frischknecht et al, 2000)	II
Formation d'ozone photochimique	POF	Tropospheric ozone concentration increase	kg NMVOC eq	LOTOS-EUROS (Van Zelm et al, 2008) as applied in ReCiPe 2008	II
Acidification	Ac	Accumulated Exceedance (AE)	mol H+ eq	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	II
Eutrophisation terrestre	Eutr_t	Accumulated Exceedance (AE)	mol N eq	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	II
Eutrophisation eau douce	Eutr_e	Fraction of nutrients reaching freshwater end compartment (P)	kg P eq	EUTREND model (Struijs et al, 2009) as implemented in ReCiPe	II
Eutrophisation marine (sans émissions à LT)	Eutr_m	Fraction of nutrients reaching marine end compartment (N)	kg N eq	EUTREND model (Struijs et al, 2009b) as implemented in ReCiPe	II
Écotoxicité, eau douce	Ecotox	Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTUe)	CTUe	USEtox model 2.1 (Frankte et al, 2017)	III
Usage des sols	LU	Indice de qualité des sols[23]	Sans dimension (pt)	Soil quality index based on LANCA (Beck et al. 2010 and Bos et al. 2016)	III
Épuisement des ressources en eau	WU	User deprivation potential (deprivation-weighted water consumption)	m^3 eq	Available WAter REmaining (AWARE) as recommended by UNEP, 2016	III
Ressources minérales et métalliques	Res_m	Abiotic resource depletion (ADP ultimate reserves)	kg Sb eq	CML 2002 (Guinée et al., 2002) and van Oers et al. 2002.	III
Ressources fossiles	Res_f	Abiotic resource depletion – fossil fuels (ADP-fossil)	MJ	CML 2002 (Guinée et al., 2002) and van Oers et al. 2002	III

Tableau 3 : Catégories d'impacts potentiels étudiées (EF 3.1[22])

[20] https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC58190
[21] https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/PEFCR_guidance_v6.3.pdf
[22] https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml
[23] Cet indicateur est composé de 4 sous-indicateurs : Production biotique (kg de production biotique)/Résistance à l'érosion (kg de sol)/Filtration mécanique (m^3 d'eau)/Réapprovisionnement en eau souterraine (m^3 d'eau souterraine)

Le niveau de qualité de la méthode est défini dans le rapport du JRC :

Niveau I	Méthode recommandée et satisfaisante
Niveau II	Méthode recommandée mais nécessite encore plusieurs améliorations (développements)
Niveau III	Méthode recommandée mais devant être interprétée avec précaution

La méthode AWARE (Available WAter REmaining)[24] pour l'évaluation de l'épuisement de la ressource en eau s'applique sur la consommation d'eau nette (consommations – émissions vers le même milieu) régionalisée. Les inventaires de cycle de vie ne sont généralement pas régionalisés ; c'est le cas de la base de données ecoinvent qui est majoritairement utilisée dans cette étude. Dans ce cas, le facteur de caractérisation moyen européen est appliqué.

5.2.5.2. Autres impacts - Microplastiques

La méthodologie PEF évalue 16 catégories d'impact pour couvrir l'ensemble de l'impact environnemental d'un produit ou d'un service. Dans cette étude, le service est la collecte et le traitement des déchets alimentaires. La perte de particules de microplastiques dans l'environnement n'est actuellement pas intégrée en tant que catégorie d'impact dans la méthodologie du PEF. Des travaux[25] sont en cours pour créer une catégorie d'impact afin d'inclure ce critère dans le périmètre d'une évaluation environnementale selon la méthode PEF.

Les microplastiques sont définis comme de petites particules de plastique dont la taille est inférieure à 5 mm[26]. Les microplastiques pouvant être pertinents dans le contexte de cette étude, ils sont estimés sur la base des études bibliographiques existantes sur la présence de microplastiques dans le compost et le digestat issus des déchets alimentaires. Ce flux ne représente que la quantité de microplastiques générée par scénario liée à l'unité fonctionnelle, mais ne représente pas l'effet intermédiaire ou final que pourrait avoir cette quantité. Cela signifie qu'aucune différenciation ne peut être faite en ce qui concerne le type de polymère et leur prévalence à devenir des microplastiques dans l'environnement, ou l'effet d'un type spécifique de microplastique (polymère spécifique).

Les microplastiques peuvent être créés et rejetés dans l'environnement à de multiples étapes du cycle de vie de la gestion des déchets alimentaires étudiée dans le cadre de cette étude. **Dès lors, l'étude se concentre uniquement sur les microplastiques qui aboutissent dans le compost et le digestat**. Les principales sources de ces microplastiques sont les sacs utilisés pour collecter les déchets alimentaires et toute contamination plastique collectée à tort avec les déchets alimentaires (par exemple, les emballages non retirés avant le tri des déchets alimentaires). D'autres étapes où des microplastiques pourraient être créés, mais qui ne sont pas évaluées ici, sont par exemple :

- Lors de la production ou du transport des granulés de plastique qui sont ensuite transformés en sacs ou en bacs en plastique utilisés pour la collecte des déchets alimentaires,
- Des microplastiques peuvent se retrouver dans les eaux usées de l'usine de recyclage lors du recyclage des bacs en plastique. Ces microplastiques ne sont généralement pas éliminés dans une station d'épuration et peuvent se retrouver dans les boues qui peuvent ensuite être épandues sur les sols agricoles.

5.2.5.3. Changement climatique avec considération du dioxyde de carbone biogénique

Les émissions de carbone dans l'atmosphère sont communément réparties en deux catégories :

- Les émissions dites fossiles, faisant partie du cycle long du carbone (issues de la combustion d'hydrocarbures constitués et stockés depuis des millénaires sur Terre).
- Les émissions dites biogéniques, issues du cycle court du carbone (le carbone a été précédemment capté lors de la photosynthèse des végétaux à l'ère actuelle).

[24] Boulay et al., 2016 WULCA 2016
[25] Par exemple : Quantis travaille au développement d'une catégorie d'impact sur les microplastiques dans le contexte du "PEFCR Footwear and Apparel".
[26] Recherche des microplastiques dans les produits résiduaires organiques (PRO), ADEME

Le carbone biogénique est le carbone capté par la biomasse ou émis lors d'un processus de décomposition naturelle ou de combustion de cette biomasse. Selon les étapes du cycle de vie d'un produit, le carbone biogénique peut être :

- **capté** par la matière (croissance de la biomasse),
- **émis** dans l'atmosphère (combustion ou dégradation du produit),
- **stocké** dans les écosystèmes (sols et forêts) ou dans la matière (en fonction de la durée de vie ou de conservation du produit manufacturé) et par conséquent ôté provisoirement de l'atmosphère.

Avec la méthode choisie en lien avec les préconisations actuelles de la Commission européenne, le cycle de carbone biogénique est considéré comme neutre pour le changement climatique sous l'hypothèse d'une quantité de biomasse en capacité à capter ce CO_2 constante et à l'exception de la situation où une partie du carbone est émise sous forme de méthane. Dans cette étude, c'est par exemple le cas lorsqu'il y a des fuites de biométhane pendant la méthanisation. Par conséquent, le set standard de 16 catégories d'impact (présenté ci-dessus en 5.2.5.1) tel que recommandé par le PEF inclut la catégorie d'impact « changement climatique » où le facteur de caractérisation du CO_2 biogénique est nul.

	Changement climatique	Changement climatique avec inclusion de CO2b
CH_4 biogénique	Inclus	Inclus
CH_4 fossile	Inclus	Inclus
CO_2 fossile	Inclus	Inclus
CO_2 biogénique	**Exclus**	Inclus

Tableau 4 : Emissions de carbone considérées dans les 2 indicateurs relatifs au changement climatique

Le traitement biologique a la possibilité de 'rompre' le cycle court de carbone et d'engendrer un stockage permanent du carbone dans les sols, qui entraîne une diminution de la concentration de CO_2 dans l'atmosphère. Le terme 'permanent' est utilisé car il est relatif à l'horizon temporel de la catégorie d'impact de changement climatique à savoir 100 ans (Baseline model of 100 years, IPCC).

Dans le cas de cette étude, il est pertinent de se concentrer aussi sur le scénario dans lequel les émissions biogéniques sont incluses, afin de :

- Réaliser un bilan massique du carbone biogénique pour vérifier la cohérence de la modélisation effectuée
- Analyser le stockage du carbone biogénique engendré par les produits du traitement biologique (compostage/méthanisation)
- Afficher les émissions totales de carbone lors des différentes filières de traitement, particulièrement pertinent pour l'incinération où tout le carbone des déchets alimentaires est converti en CO_2.

Cette étude présente donc deux catégories d'impacts associées au changement climatique nommées dans les chapitres de résultats :

- *« Changement climatique (CC) » :* Facteur de caractérisation du CO_2 biogénique = 0 kg CO_2 eq.
- *« Changement climatique avec CO_2b (CCb) » :* Facteur de caractérisation du CO_2 biogénique = 1 kg CO_2 eq.

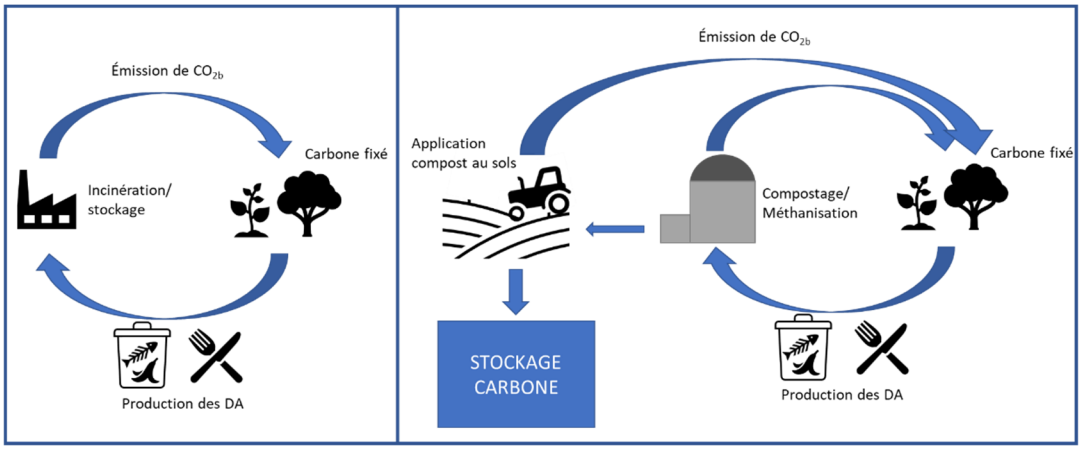


Figure 11 : Présentation visuelle du cycle du carbone biogénique en cas de traitement en mélange avec les OMR (gauche) et traitement biologique (droite)

5.2.5.4. Impacts non pris en compte dans l'étude

L'ACV n'étant pas une méthode exhaustive, elle n'est pas capable de répondre à toutes les questions notamment celles relatives à la santé ou aux nuisances comme le bruit, les vibrations, les odeurs ou l'altération du paysage.

Concernant les effets sur la santé, l'ACV peut permettre de comptabiliser les émissions de polluants, pour approcher certains impacts potentiels, exprimés par exemple sous forme d'indices de toxicité, mais elle n'indique pas les effets des polluants sur la santé des riverains d'installations. L'analyse quantifiée du risque des déchets sur la santé humaine fait l'objet d'autres types d'étude tels que l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS).

D'autres critères pertinents pour les collectivités territoriales, ne relevant pas de l'ACV, doivent être étudiés et pris en compte dans le cadre d'un processus décisionnel.

Nuisances

Outre les impacts environnementaux, d'autres impacts plus locaux peuvent être intéressants à prendre en compte lorsque la gestion des déchets est à l'étude :

- Bruits et vibrations
- Odeurs
- Encombrements/accidents
- Aspects esthétiques
- Dérangement dû aux poussières

Toutefois, ces impacts n'ont pas été retenus dans le cadre de cette étude. Ces impacts pourraient cependant être étudiés via la monétarisation. Pour l'impact des odeurs, un outil de calcul en ligne permettant d'inclure cet impact dans un contexte d'ACV a été développé[27]. Cependant, dans l'ensemble actuelle de catégories d'impact du PEF, ces impacts ne sont pas inclus.

[27] http://odour-indicator-odeval.transform.inrae.fr/#/

Autres critères[28]

Les critères suivants ne sont pas pris en compte (liste non exhaustive) :

- Critères politiques et sociaux :
    - En lien avec les pratiques des habitants : les habitants par leur geste de tri, conditionnent en partie le fonctionnement et le succès des différentes filières. Les habitants peuvent être orientés vers des pratiques de tri correctes en fournissant des informations suffisantes, en menant des campagnes de sensibilisation, en utilisant des incitations économiques (choix optimal des tarifs pour la collecte des déchets) et en ayant à disposition un système de collecte «pratique» et en adéquation avec leur habitat (des conteneurs pas trop éloignés, des fréquences de collecte n'entrainant pas un stockage trop long dans les petits logements, des équipements de précollecte type sacs et bacs aérés qui limitent les désagrément, etc.).
    - Création d'emplois et type d'emplois (emplois d'insertion…)
    - Renforcement du lien social au niveau des habitants (compostage partagé), voire renforcement du lien social à l'échelle d'un territoire (méthanisation centralisée).
    - Amélioration de l'image de l'agriculture (méthanisation agricole)
    - Effet induit sur le mix énergétique qui conduirait à sa modification dans l'avenir.
    - …
- Critères économiques
    - Coûts de traitement
- Critères techniques :
    - Facilité ou complexité de mise en œuvre
    - L'adaptabilité et l'évolutivité
    - La souplesse et le calendrier de mise en œuvre

5.2.6. Limites de l'étude

5.2.6.1. Limites intrinsèques à l'approche ACV

Les limites de l'approche ACV sont :

- L'ACV ne permet pas, par essence, une évaluation complète de toutes les questions environnementales des différents types de gestion de déchets alimentaires. En particulier, il n'existe pas de méthodes robustes de l'impact sur la biodiversité. Néanmoins, cet indicateur d'impact pourrait être pertinent à évaluer pour les scénarios étudiés au regard de l'utilisation de compost/digestat en substitution aux engrais minéraux.
- Les résultats ACV ne montrent pas toujours de différences significatives entre les systèmes étudiés pour les catégories d'impacts retenues. En particulier, si une grande incertitude est associée aux systèmes étudiés ou aux catégories d'impacts, il peut être difficile de conclure sur l'avantage relatif d'un système par rapport à un autre.

  De plus, il peut exister des conclusions contradictoires ; par exemple, un système est plus favorable que l'autre sur une catégorie d'impact, mais il peut l'être moins sur une autre catégorie.
- Enfin, les résultats de l'ACV ne prédisent pas les effets sur les impacts finaux par catégorie, le dépassement des seuils, des marges de sécurité ou les risques[29]. En d'autres termes, l'ACV permet d'évaluer les impacts potentiels sur l'environnement et donc ne préjuge de la réalisation de ces impacts.

[28] Sur base du document "Optimisation de la gestion des déchets municipaux : Comment évaluer les impacts environnementaux au moyen de l'analyse de cycle de vie " ADEME/AMORCE (Février 2005).
[29] Source: norme ISO 14044

5.2.6.2. Limites liées aux catégories d'impacts

La robustesse des méthodes d'évaluation des impacts varie selon la catégorie d'impact étudiée. L'évaluation de certaines catégories d'impacts présente encore de fortes limites :

- Les modèles de toxicité et écotoxicité sont peu robustes : ils sont incomplets (tous les polluants ne sont pas évalués par la méthode de caractérisation ou couverts par les inventaires de cycle de vie)
- Les modèles de caractérisation des catégories d'impacts sur les ressources fossiles et minérales reflètent plus une consommation d'un stock qu'un épuisement ou une criticité.
    - La catégorie d'utilisation des ressources fossiles est basée sur le PCI (pouvoir calorifique inférieur) des ressources (il n'y a pas de facteur de disponibilité qui intervient dans la méthode)
    - La catégorie d'utilisation des ressources minérales est basée sur la disponibilité ultime de la ressource alors même que certaines ressources peuvent être très difficiles à extraire (concentration trop faible, très mauvaise accessibilité). Différents types de réserve sont utilisables pour le calcul et notamment les réserves économiquement exploitables.
- Les catégories d'impact présentant un enjeu d'impact local nécessitent des modélisations plus fines que ce qui est permis par les bases de données et les méthodes de caractérisation existantes. Les deux exemples suivants expriment ces limites :
    - La réponse d'un milieu à une substance écotoxique est directement liée aux caractéristiques de ce milieu (particularités en termes de faune et flore, pollution déjà existante…)
    - La pression sur la ressource en eau s'évalue au niveau d'un bassin versant. Les facteurs utilisés dans cette étude représentent une moyenne européenne

5.2.6.3. Limites relatives à l'objectif et au périmètre de l'étude

Par construction, les résultats d'une ACV sont exprimés au regard de l'UF définie dans le cadre de l'étude, en l'occurrence la gestion et traitement d'une tonne de DA triée à la source.

Dans cette étude, le périmètre (i.e. les frontières de l'étude) a été étendu, conformément aux lignes directrices édictées par les normes ISO 14 040 – 14 044 à la valorisation des coproduits des filières respectives (compost, biogaz, digestat) permettant d'évaluer des impacts potentiels évités en regard des impacts potentiels générés par les traitements.

Or, chaque filière présente des avantages et inconvénients qui vont au-delà du périmètre de l'étude et qui ne sont donc pas pris en compte ici :

- Filières de traitement biologique analysées :

  Dans cette étude, 3 types de compostage (domestique, partagé et industriel) et deux types de méthanisation (centralisée et agricole) sont analysés ; ceux-ci ne constituent pas une liste exhaustive des technologies et de leurs modalités de mise en œuvre.

  D'autres technologies et modalités de mise en œuvre existent avec leurs avantages et désavantages par rapport aux filières incluses.

  Par exemple la méthanisation peut être réalisée à différentes températures, généralement dans l'une des deux principales gammes de température : mésophile ou thermophile. Ce choix de température influe sur les autres paramètres opérationnels ; le fonctionnement à une température thermophile nécessite un apport d'énergie plus important pour maintenir une température élevée, mais réduit le temps de rétention.

  Il existe également de multiples options concernant l'utilisation du digestat produit : les fractions solide et liquide peuvent rester mélangées ou être séparées et transformées en différents types de produits, voire subir une étape de compostage après la méthanisation en les mélangeant à des déchets verts (pour assurer la présence de matériaux structurants).
- Effets sur la production et gestion de déchets :
    - Une collecte séparée des déchets alimentaires entraîne une baisse de la quantité d'OMR. Les déchets alimentaires représentant une grande partie des OMR, s'ils ne sont plus collectés, une benne à ordures devra parcourir une distance plus longue pour être complètement chargée. Dès lors, les impacts environnementaux liés à la collecte (transport) des OMR augmentent de même que les coûts de collecte par tonne.

Cependant, étant donné la nature des déchets (plutôt inertes) qui restent après la séparation des déchets alimentaires, il est possible d'abaisser la fréquence de collecte des OMR sans conséquence négative sur le confort des habitants. La réduction de la fréquence de la collecte permettra de réduire les coûts et l'impact environnemental du transport. Cela dépend également du taux de captage des déchets alimentaires ; si trop de déchets alimentaires restent dans les OMR, la réduction de la fréquence de collecte n'est pas possible (les déchets alimentaires peuvent attirer les animaux nuisibles et entraîner des problèmes d'odeurs si leur durée de stockage dans les foyers est prolongée).

La combinaison de ces deux effets (quantité moyenne d'OMR collectée par ménage et distances à parcourir pour collecter suffisamment de déchets pour atteindre la pleine capacité) se traduit par le paramètre "t.km". Il est difficile d'estimer si ce "t.km" pour les OMR diminuera ou augmentera après la mise en œuvre de la collecte séparée des déchets alimentaires, et cela dépendra des conditions locales.

- La fermeture de certains incinérateurs pourrait être nécessaire, mais cela dépendra largement de la situation locale ; si l'incinérateur alimente un réseau de chaleur domestique local ou est un important fournisseur de chaleur pour l'industrie voisine, la fermeture pourrait entraîner des effets en cascade ou l'incinérateur pourrait fonctionner comme un aspirateur à déchets venant éventuellement de plus loin.
- Les installations d'incinération sont conçues pour fonctionner à plein régime et à un certain PCI des déchets traités. Bien sûr, la production et la composition des déchets ne sont pas constantes dans le temps et les unités d'incinération seront capables de gérer ces fluctuations. Cependant, le retrait des déchets alimentaires des OMR entraînera un changement radical dans les quantités de déchets à incinérer et dans le PCI moyen des déchets incinérés. Cela aura très probablement un impact sur l'efficacité globale des unités d'incinération et sur la zone de collecte des déchets.

- Hiérarchie des modes de gestion des déchets :

  La directive cadre Déchets européenne et sa transposition en droit français introduisent le concept de hiérarchie des modes de gestion des déchets classés par ordre de priorité[30]. Cette hiérarchie (prévention, réutilisation, recyclage, valorisation énergétique, enfouissement) doit prévaloir par défaut dans toute décision relative à la gestion des déchets. En suivant cette hiérarchie, il est clair que la première action à entreprendre est d'éviter le gaspillage alimentaire.

  L'impact environnemental du gaspillage alimentaire est élevé. D'après l'ADEME[31], l'impact carbone annuel du gaspillage alimentaire est évalué à 15,3 millions de tonnes équivalent CO_2, soit 3 % de l'ensemble des émissions de l'activité nationale. En outre, ce gaspillage alimentaire entraîne une énorme perte de revenus économiques. La valeur théorique des pertes et gaspillages alimentaires, s'ils étaient valorisés en alimentation humaine, est estimée à 16 milliards d'euros[31].

  Dans cette étude, nous ne discutons pas du gaspillage alimentaire ni des méthodes pour le réduire, car il n'entre pas dans le champ de l'étude. Opter pour un tri à la source et un traitement biologique (compostage/méthanisation) associé est en cohérence avec cette hiérarchie puisque les déchets alimentaires ne sont plus valorisés énergétiquement ni éliminés mais qu'un recyclage des nutriments s'opère à travers l'utilisation des produits (compost/digestat) du traitement biologique.

[30] https://record-net.org/storage/etudes/12-0148-1A/synthese/Synth_record12-0148_1A.pdf
[31] https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/economie-circulaire/9-gaspillage-alimentaire

6. Données et hypothèses

6.1. Scénarios théoriques de gestion territorialisée des déchets alimentaires

Dans le cadre de cette étude, 12 scénarios ont été définis :

- 2 scénarios relatifs à une collectivité territoriale ayant choisie de gérer principalement les déchets alimentaires via un système de gestion de proximité, nommé ci-après « **Gestion de proximité majoritaire** » (A) se différenciant par l'orientation des déchets alimentaires collectés séparément entre méthanisation et compostage industriel,
- 8 scénarios relatifs à une collectivité territoriale ayant choisie de gérer les déchets alimentaires via un système de gestion mixte entre une gestion de proximité et une gestion centralisée, nommée ci-après « **Gestion mixte** » (B) se différenciant par :
    - soit l'orientation des déchets alimentaires collectés séparément vers une installation centralisée soit de méthanisation ou de compostage industriel,
    - soit par la nature du traitement en installation centralisée de méthanisation.
- 2 scénarios relatifs à une collectivité territoriale ayant choisie de gérer les déchets alimentaires via un système de collecte séparée, nommé ci-après « **Gestion centralisée majoritaire** » (C) se différenciant par l'orientation des déchets alimentaires collectés séparément entre méthanisation et compostage industriel,

Dans tous les scénarios, la gestion des déchets alimentaires non collectés séparément reste identique à savoir une orientation à 50% vers le compostage domestique et à 50% vers le compostage partagé.

Ces scénarios (et les répartitions associées) ont été proposés par l'ADEME nationale après discussion avec les différentes directions régionales de l'ADEME afin de refléter des scénarios tendanciels sur lesquels pourront s'appuyer les collectivités territoriales pour identifier le meilleur système de gestion et traitement des déchets alimentaires à mettre en œuvre sur leur territoire en fonction de leurs spécificités.

	Gestion de proximité majoritaire (scénarios A)				Gestion mixte (scénarios B)						Gestion centralisée majoritaire (scénarios C)			
	Collecte séparée		Gestion de proximité		Collecte séparée				Gestion de proximité		Collecte séparée		Gestion de proximité	
DA (kg)	200		800		500				500		800		200	
Traitement	M3	CI	CD	CP	M1	M2	M3	CI	CD	CP	M3	CI	CD	CP
S1	70%	30%	50%	50%			70%	30%	50%	50%	70%	30%	50%	50%
S1'	30%	70%	50%	50%			30%	70%	50%	50%	30%	70%	50%	50%
S2						70%		30%	50%	50%				
S2'						30%		70%	50%	50%				
S3					70%			30%	50%	50%				
S3'					30%			70%	50%	50%				
S4					23%	23%	23%	30%	50%	50%				
S4'					10%	10%	10%	70%	50%	50%				

Légende :

- Gestion de proximité : Compostage Domestique (CD) & Compostage Partage (CP)
- Collecte séparée : Compostage Industriel (CI), Méthanisation agricole + cogénération (M1), Méthanisation agricole + injection (M2) & Méthanisation centralisée + injection (M3)

Tableau 5 : Scénarios de gestion territorialisée des déchets alimentaires (ADEME CDC de l'étude)

Chaque système de gestion des déchets alimentaires par une collectivité territoriale comprend une partie des déchets alimentaires collectés séparément et une partie des déchets non-collectés séparément. La partie non-collectée séparément représente des déchets alimentaires qui sont traités à proximité de leur zone de production par compostage domestique/partagé. Les déchets alimentaires collectés séparément peuvent provenir de plusieurs sources (DCT, restauration collective, Grandes et Moyennes Surfaces (GMS)). Pour ces déchets, une étape de déconditionnement peut être nécessaire en fonction du type de traitement vers lequel ils sont orientés.

Au sein d'un système de collecte défini pour une collectivité territoriale type, plusieurs types de traitement sont ensuite étudiés.

La répartition des modes de gestion d'une tonne de déchets alimentaires dans les différents systèmes de gestion mis en place par une collectivité territoriale est présentée, de manière simplifiée, à la Figure 12.

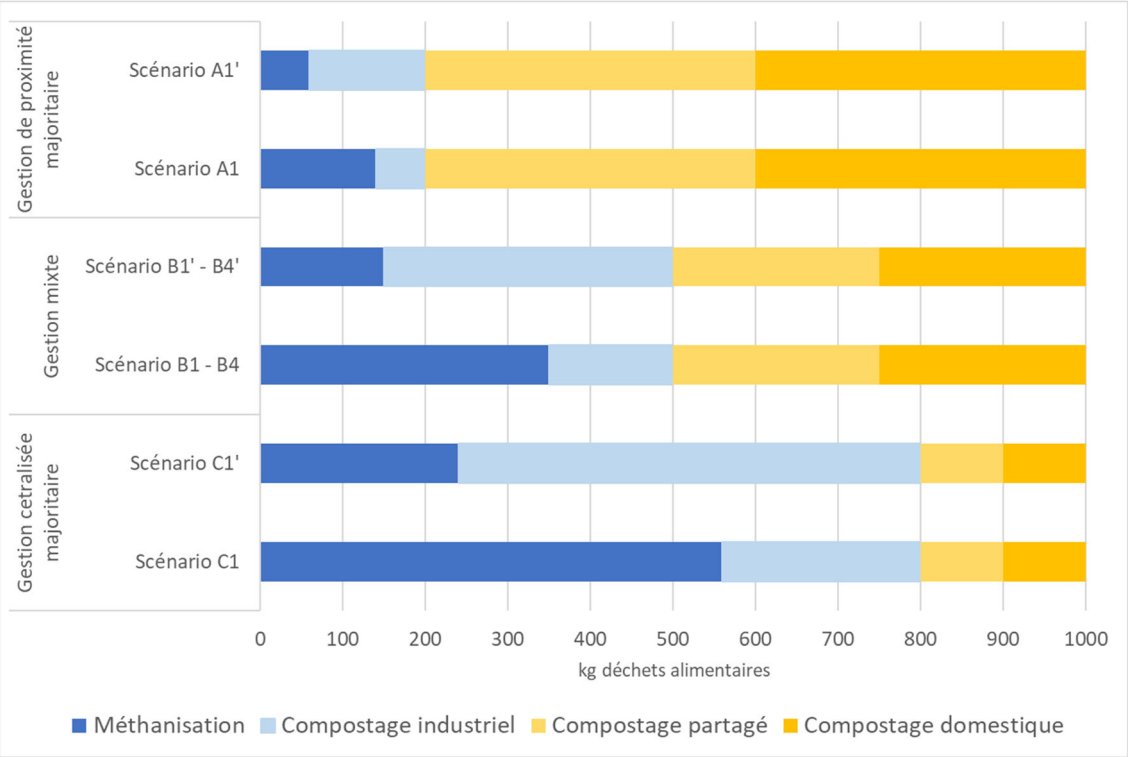


Figure 12 : Quantités traitées par type de traitement dans les différents scénarios (ADEME CDC de l'étude)

Pour les collectivités territoriales ayant mis en place un système de gestion du type « Gestion de proximité majoritaire » et « Gestion centralisée majoritaire », la méthanisation se rapporte seulement à la méthanisation centralisée.

Pour les collectivités territoriales du type « Gestion mixte » plusieurs scénarios (B1 – B4), avec différentes répartitions entre les trois filières de méthanisation, ont été définis.

6.2. Répartition des déchets alimentaires par origine

La répartition des déchets alimentaires par origine pour l'unité fonctionnelle est déduite de la production annuelle de déchets alimentaires en France.

Production annuelle en France

La production totale de déchets alimentaires (inclus dans le champ de l'étude) en France métropolitaine équivaut à 6 610 000 tonnes qui se répartissent entre les différentes sources dans le Tableau 6.

Les quantités des biodéchets en 2013 avaient été définies par (Solagro, INDDIGO, 2013). De cette quantité de biodéchets a été estimée la quantité actuelle de déchets alimentaires :

- sur base des données ADEME 2023 (Chiffres clés et MODECOM, 2017) pour les déchets ménagers ;
- à partir de l'outil de modélisation interne Solagro pour les déchets de GMS et de restauration (estimation basée sur des données statistiques (m^2 du magasin, nombre de repas) et de ratios (g/repas/personne, kg/m^2).

La quantité des déchets alimentaires provenant des ménages était beaucoup plus élevée en 2013 parce que cette valeur ne comprenait pas seulement les DCT mais également les déchets verts.

Origine de déchet	Quantité biodéchets en 2013 (t)	Quantité actuelle de DCT estimée(t)
Ménages	13 700 000 (86%)	4 917 000 (74%)
Restauration (y compris les cantines collectives)	1 700 000 (11%)	1 173 000 (18%)
Grandes et moyennes surfaces (GMS)	500 000 (3%)	520 000 (8%)

Tableau 6 : Répartition des biodéchets par origine en France en 2013 (Solagro, INDDIGO, 2013) et des déchets alimentaires (estimation de Solagro 2023)

Pour la caractérisation des déchets alimentaires gérés, il est considéré :

- Que pour la gestion de proximité, 100% des déchets alimentaires traités sont issus des ménages (pratique non applicable pour les GMS et on suppose que les restaurants/cantines collectives font collecter leurs déchets par les collectivités)
- Que pour la gestion via une collecte séparée, 74% des déchets alimentaires sont issus des ménages, 18% de la restauration et 8% des GMS[32].

  Ces taux sont utilisés comme proxy pour les origines des déchets alimentaires, collectés par les collectivités. Ces taux n'indiquent cependant pas les taux de captage par origine, ceux-ci étant hors du champ de l'étude. Si ces taux par origine étaient inclus, la composition des déchets alimentaires par origine pourrait être différente.

Par conséquent, la répartition de l'origine des déchets alimentaires n'est pas la même dans les différents types de territoires évalués dans le cadre de cette étude.

Les seules différences considérées entre les différentes origines sont liées aux étapes de gestion des déchets avant le traitement :

- **Récipient de collecte** : les GMS utilisent de grands conteneurs pour la collecte de leurs déchets alimentaires, tandis que les ménages/restauration utilisent un conteneur plus petit ou des sacs en plastique (voir 6.4 pour plus d'information) ;
- **Déconditionnement** : l'origine des déchets alimentaires déterminera la nécessité éventuelle d'une étape de déconditionnement et le taux de refus au cours de cette étape (voir 6.6 pour plus d'information).

Pour l'unité fonctionnelle

La part relative par origine possible des déchets alimentaires est présentée dans le Tableau 7 ci-dessous. Ces quantités sont calculées sur la base des hypothèses décrites au Tableau 6 ci-dessus.

Par exemple la proportion des déchets alimentaires d'origine ménagère en cas de gestion de proximité majoritaire est calculée sur base de la formule suivante :

- Part en gestion de proximité : 0,8 t x 100%
- Part en collecte séparée : 0,2 t x 74%

et équivaut à 0,948 t.

[32] A noter que le 8% de DCT issus des GMS est une fourchette haute car une partie de ceux-ci n'est pas collectée par les systèmes mis en place par les collectivités territoriales.

Origine de déchets	Gestion de proximité majoritaire	Gestion mixte	Gestion centralisée majoritaire
Ménages (t)	0,948	0,870	0,792
Restauration (t)	0,036	0,090	0,144
Grandes et Moyennes Surfaces (GMS) (t)	0,016	0,040	0,064
Total (t)	1	1	1

Tableau 7 : Caractérisation des déchets alimentaires par origine pour l'unité fonctionnelle et type de territoire (calcul)

6.3. Composition chimique des déchets alimentaires

La modélisation des différentes options de traitement des déchets alimentaires est basée sur des sources multiples :

- Pour les traitements biologiques (compostage et méthanisation), sur l'étude précédente réalisée par EVEA pour le compte de l'ADEME (ADEME, EVEA, S3D, 2019)),
- Pour les refus de déconditionnement traités en incinération, le modèle WILCI développé par le BRGM pour le compte de l'ADEME,
- Pour les refus de déconditionnement envoyés en installation de stockage, les jeux de données ecoinvent adaptés pour correspondre au contexte français et afin de refléter la teneur en carbone des déchets alimentaires étudiés dans le cadre de cette étude.

Ces modélisations requièrent de définir une composition chimique des déchets alimentaires. Cette composition a été déterminée sur base de la composition des déchets alimentaires utilisée dans la précédente étude (ADEME, EVEA, S3D, 2019)) (mentionnée par un A dans le tableau) et complétée par des données recalculées à partir du modèle de mise en décharge d'ecoinvent (mentionnée par un C dans le tableau). Une comparaison de la composition utilisée dans cette étude et de la composition dans ecoinvent est disponible en annexe 9.7. En effet, ce modèle nécessite un détail plus élevé pour la composition des déchets.

Par simplification, il est supposé que l'origine des déchets alimentaires n'influence pas la composition (et la caractérisation chimique) de ceux-ci et n'a donc pas d'incidence sur l'évaluation de l'impact environnemental du traitement des déchets alimentaires.

La composition similaire des déchets est une des limites de l'étude à avoir à l'esprit.

La composition des déchets issus des ménages pourrait être relativement différente de celle issue des activités économiques car il y a moins de restes de repas chez les ménages que dans les cantines collectives ou bien du fait que les déchets issus des GMS sont crus et non cuits.

Paramètre	Unité	Valeur	Source de donnée	Paramètre	Unité	Valeur	Source
Pouvoir calorifique supérieur (PCS)	MJ/kg	3,17	C	Manganèse (Mn)	kg/kg MB	8,27E-07	C
Pouvoir calorifique inférieur (PCI)	MJ/kg	1,35	C	Molybdène (Mo)	kg/kg MB	7,69E-08	C
Humidité	kg/kg MB	7,90E-01	A	Nickel (Ni)	kg/kg MB	2,10E-06	A
Oxygène (O)	kg/kg MB	2,43E-02	C	Plomb (Pb)	kg/kg MB	6,90E-06	A
Hydrogène(H)	kg/kg MB	4,09E-03	C	Antimoine (Sb)	kg/kg MB	0	C
Carbone (C)	kg/kg MB	8,40E-02	A	Sélénium (Se)	kg/kg MB	9,61E-08	C
Soufre (S)	kg/kg MB	5,28E-04	A	Étain (Sn)	kg/kg MB	1,54E-06	C
Azote (N)	kg/kg MB	5,94E-03	A	Vanadium (V)	kg/kg MB	5,76E-07	C
Phosphore (P)	kg/kg MB	2,88E-04	A	Zinc (Zn)	kg/kg MB	3,50E-06	A
Bore (B)	kg/kg MB	1,97E-06	C	Béryllium (Be)	kg/kg MB	0	C
Chlore (Cl)	kg/kg MB	7,69E-04	C	Scandium (Sc)	kg/kg MB	0	C
Bromure (Br)	kg/kg MB	1,15E-06	C	Strontium (Sr)	kg/kg MB	0	C
Fluor (F)	kg/kg MB	3,85E-05	C	Titane (Ti)	kg/kg MB	0	C
Iode (I)	kg/kg MB	1,06E-08	C	Thallium (Tl)	kg/kg MB	0	C
Argent (Ag)	kg/kg MB	0	C	Tungstène (W)	kg/kg MB	0	C
Arsenic (As)	kg/kg MB	3,85E-07	C	Silicium (Si)	kg/kg MB	7,69E-03	C
Baryum (Ba)	kg/kg MB	0	C	Fer (Fe)	kg/kg MB	1,15E-04	C
Cadmium (Cd)	kg/kg MB	1,20E-07	A	Calcium (Ca)	kg/kg MB	7,70E-03	A
Cobalt (Co)	kg/kg MB	9,61E-07	C	Aluminium (Al)	kg/kg MB	1,92E-03	C
Chrome (Cr)	kg/kg MB	3,30E-06	A	Potassium (K)	kg/kg MB	7,17E-02	A
Cuivre (Cu)	kg/kg MB	1,30E-05	A	Magnésium (Mg)	kg/kg MB	2,64E-04	A
Mercure (Hg)	kg/kg MB	6,10E-08	A	Sodium (Na)	kg/kg MB	6,53E-04	A

Les unités de ce tableau sont "kg/kg MB", MB étant l'abréviation de matière brute, ce qui signifie qu'il s'agit de la masse par kg de déchets alimentaires frais (y compris l'humidité)

Tableau 8 : Composition des déchets alimentaires (ADEME, EVEA, S3D, 2019 & ecoinvent). A = valeur de l'étude précédente d'EVEA, C = valeur d'ecoinvent

6.4. Récipients de collecte utilisés

6.4.1. Type de récipient par producteur de déchets alimentaires

Les récipients de collecte dépendent de la filière de collecte et de l'origine des déchets alimentaires (Figure 13), les hypothèses suivantes sont utilisées concernant ces récipients pour les différents producteurs de déchets alimentaires.

6.4.1.1. Ménages

Pour les ménages, on considère :

- En gestion de proximité : les déchets alimentaires sont collectés et transportés au bac de compostage (partagé) dans un petit bac ou un seau.
- Pour la collecte séparée en porte-à-porte : les déchets alimentaires sont collectés dans un sac ou bac en plastique. Lorsque les déchets alimentaires sont collectés en bac, cela signifie sans sac ('en vrac').

  A noter toutefois que même dans le cas de la collecte en sac, ces sacs sont généralement proposés à la collecte dans un bac. Étant donné que l'utilisation de sacs est supposée pour les zones urbaines où les gens vivent principalement dans des appartements, un bac sera utilisé par plusieurs ménages. L'impact de ce bac est supposé limité et n'est donc pas modélisé.

L'hypothèse formulée est que le choix de type de récipient de collecte utilisé par les ménages dépend du territoire :

- Gestion de proximité majoritaire : 100% petit bac individuel
- Gestion mixte : 50% sac & 50% bac collectif
- Gestion centralisée majoritaire : 100% sac



Les analyses suivantes sont réalisées pour la collecte en sac :

- Dans la section 7, il est considéré que les déchets sont collectés dans un sac biodégradable qui est considéré comme ne perturbant pas le fonctionnement des installations de compostage ou de méthanisation (après ouverture).
- Dans la section 8, différentes alternatives aux sacs sont modélisées afin d'illustrer leur influence sur les impacts environnementaux.

Par ailleurs, il est considéré que les ménages mettent à la collecte un sac chaque semaine même si le sac n'est pas complètement rempli et cela en raison de l'odeur et de la présence de nuisibles et/ou d'insectes.

Dans le cas de l'utilisation d'un bac de collecte, il est considéré que certaines personnes utilisent également des sacs pour la collecte des déchets alimentaires avant de les jeter dans le bac de collecte. Cette pratique est réalisée par un ménage sur quatre (hypothèse : RDC/SOLAGRO).

- En point d'apport volontaire : les déchets alimentaires sont collectés dans un conteneur (soit un conteneur (semi-) enterré ou hors-sol) situé sur l'espace public. Le volume des conteneurs peut varier selon le type, les producteurs ou les exigences locales ; le volume des conteneurs hors-sol est généralement inférieur à 1 m^3, tandis que celui des conteneurs (semi-)enterrés est généralement supérieur à 1 m^3. Il est considéré que les personnes collectent les déchets alimentaires à la maison dans un sac ou un seau et qu'ils jettent ensuite ce sac dans le conteneur.



Les analyses suivantes sont réalisées pour la collecte en sac :

- Dans la section 7, ce mode de collecte n'est pas étudié.
- Dans la section 8, le mode de collecte alternatif en point d'apport volontaire est modélisé à la place d'une collecte en porte-à-porte.

6.4.1.2. Activités économiques

Si les déchets alimentaires proviennent de la restauration ou des GMS, il est considéré que les déchets alimentaires sont uniquement collectés en porte-à-porte et dans un (grand) conteneur :

- Restauration et cantines collectives : collecte des déchets alimentaires dans des conteneurs en plastique de 120 l comme ceux utilisés par les ménages. Vu les règles d'hygiène en vigueur dans les restaurants, il est considéré que les déchets alimentaires sont toujours collectés dans un sac avant d'être déposé dans un conteneur.
- GMS : collecte des déchets alimentaires dans des grands conteneurs en plastique de 1 100 l.

Ces différents modes de collecte sont résumés dans la figure ci-dessous.

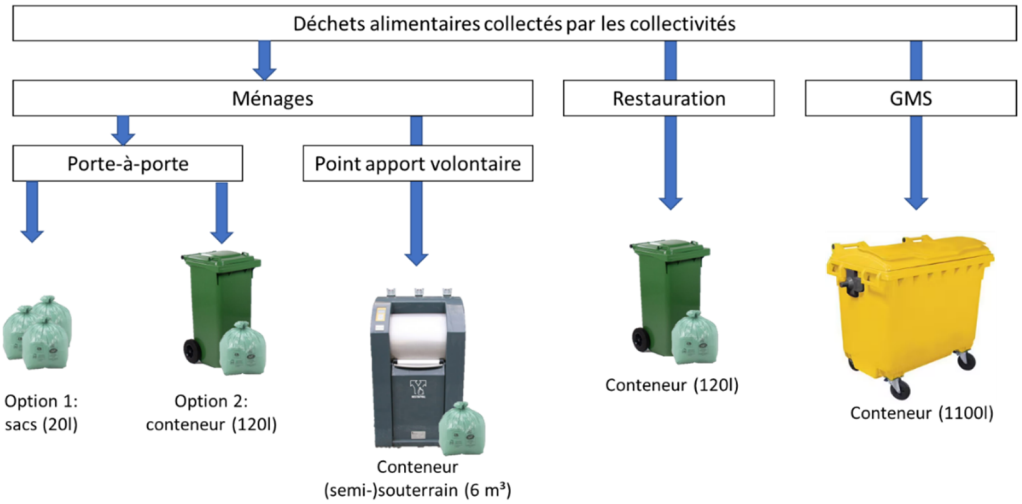


Figure 13 : Différents types de récipient utilisés pour la collecte des déchets alimentaires suivant l'origine (hypothèses RDC)

6.4.2. Données pour les sacs biodégradables et compostables

Les sacs biodégradables sont en partie biosourcés et en partie pétro-sourcés. L'hypothèse est faite qu'ils sont entièrement compostables (car ils répondent aux critères de la norme NF T51-800) et qu'ils aboutissent dans l'installation de compostage et ne sont donc pas éliminés lors d'une étape de prétraitement. En cas de méthanisation, les sacs sont retirés du flux de déchets grâce à une étape de déconditionnement.

Une étude précédente réalisée par RDC Environment pour l'ADEME a évalué l'impact environnemental de différents types de sacs biodégradables pour les fruits et légumes, le sac biodégradable le plus courant est sélectionné pour être utilisé comme sac à ordures dans cette étude. Il est constitué d'amidon de maïs et PBAT (RDC Environment, 2019). Les caractéristiques des sacs biodégradables sont présentées dans le Tableau 9 ci-dessous.

Paramètre	Valeur	Jeu de donnée (ecoinvent v 3.9.1)	
		Production	Fin de vie
Part biosourcée	40%	Les résultats d'impacts environnementaux pour la production de sacs biodégradables issues de l'étude (RDC Environment, 2019) sont utilisés. Ils sont repris dans le Tableau 98 (annexe 9.5).	Compostage : seul leur contenu en carbone est considéré. Le cycle du carbone dans les sacs est représentatif d'un site avec un hall fermé (voir annexe 0 pour le flux du carbone et les émissions liées au compostage des sacs biodégradables). Incinération : treatment of waste polyethylene, municipal incineration, CH (suppression de l'émission de CO_2 fossile pour la partie biogénique des sacs biodégradables) Stockage : treatment of waste polyethylene, sanitary landfill, (suppression de l'émission de CO_2 fossile pour la partie biogénique des sacs biodégradables)
Poids d'un sac (g)	10,15		
Volume (l)	20		
Épaisseur du sac (µm)	10		
PCI des sacs (MJ/kg)	24		

Tableau 9 : Caractéristiques des sacs biodégradable pour la collecte séparée en porte-à-porte

6.4.3. Données pour les sacs en plastique

Les données retenues pour modéliser les sacs en plastique dans le cas de la filière de collecte séparée en porte-à-porte sont présentées dans le Tableau 10.

Paramètre	Valeur	Source des données	Jeu de donnée (ecoinvent v 3.9.1)	
			Production & mise en forme	Fin de vie
Poids du sac (kg/sac)	0,02	Interafval (organisation des collectivités en Belgique)	market for polyethylene, high density, granulate, GLO + market for polyethylene, high density, granulate, recycled extrusion, plastic film, RER	Les sacs se retrouvent dans les refus de l'étape de déconditionnement, qui sont envoyés dans une : • installation d'incinération : treatment of waste polyethylene, municipal incineration, CH • installation de stockage : treatment of waste polyethylene, sanitary landfill, CH
Type de plastique	PEHD			
Epaisseur du sac (µm)	20			
Volume du sac (l)	20			
Contenu recyclé du sac (%)	80%	Hypothèse basée sur l'exigence minimale en matière de contenu recyclé en Belgique		

Tableau 10 : Caractéristiques des sacs en plastique (100% pétrosourcé) pour la collecte séparée en porte-à-porte

6.4.4. Données pour les bacs en plastique

Les données retenues pour modéliser les bacs en plastique dans le cas de la filière de collecte séparée en porte-à-porte sont présentées dans le Tableau 11.

	Paramètre	Valeur	Source des données	Jeu de donnée (ecoinvent v 3.9.1)	
				Production & mise en forme	Fin de vie
Ménages et restauration	Poids du bac (kg/bac)	8,6 (PEHD)	Kliko group (producteur des conteneurs)	market for polyethylene, high density, granulate, GLO + market for polyethylene, high density, granulate, recycled + injection moulding, RER (processus de fabrication)	Le bac est recyclé à 100% Processus de recyclage: market for polyethylene, high density, granulate, recycled
	Volume de bac (l)	120			
GMS	Poids du bac (kg/bac)	62 (PEHD)			
	Volume de bac (l)	1100			
Contenu recyclé du bac de 120l et 1100l (%)		50%			
Durée de vie du bac (ans)		15	Hypothèse RDC-Solagro	/	/

Tableau 11 : Caractéristiques des bacs en plastique pour la collecte séparée en porte-à-porte

6.4.5. Données pour le conteneur

Les données retenues pour modéliser le conteneur semi-enterré dans le cas de la filière de collecte séparée en point d'apport volontaire sont présentées dans le Tableau 12.

Paramètre	Valeur	Source de donnée	Jeu de donnée (ecoinvent v 3.9.1)	
			Production	Fin de vie
Poids acier conteneur (kg)	745	Geotainer[33] (producteur des conteneurs semi-souterrain & souterrain)	steel production, converter, low-alloyed, RER + steel production, electric, low-alloyed, EU w/o CH & AU + metal working, average for steel product manufacturing, RER	Recyclage à 100 % steel production, electric, low-alloyed, EU w/o CH & AU
Poids béton conteneur (kg)	5250		market for concrete, normal strength, CH	Concassage treatment of waste concrete, not reinforced, recycling, EU w/o CH + substitution de gravier market for gravel, crushed, RoW
Volume conteneur (m^3)	6		/	/
Durée de vie conteneur (ans)	20	Hypothèse RDC-Solagro	/	/

Tableau 12 : Caractéristiques de conteneur pour la collecte séparée en apport volontaire

6.4.6. Données ramenées à l'unité fonctionnelle

Les étapes de production et de fin de vie des récipients doivent être allouées à une tonne de déchets alimentaires.

Les nombres de sacs/bacs par origine et par type de collecte sont présentés dans le Tableau 13.

- Pour les ménages, ces chiffres ont été calculés sur base d'une production annuelle de déchets alimentaires par un habitant en France d'environ 83 kg/an (ADEME, 2023). En supposant 2,2 personnes par ménage[34] et une fréquence de collecte d'une fois par semaine, un ménage produit dès lors chaque semaine un total de 3,5 kg de déchets alimentaires à gérer.
- Pour les restaurants/cantines collectives et les GMS, il est considéré que leurs déchets alimentaires sont aussi collectés chaque semaine et que cette collecte est optimisée. Autrement dit, leurs récipients de collecte sont, chaque semaine, complétement remplis.
- Pour les conteneurs semi-enterrés, il est considéré que les collectivités fournissent une quantité de conteneurs permettant une fréquence de collecte d'une fois par semaine sur la base d'un taux de remplissage de 75% maximum après une semaine.

[33] https://www.geotainer.com/fileadmin/user_upload/aktuelles/download/Afval-_en_recyclebare_stoffen_containers_20_NL_web.pdf
[34] https://www.insee.fr/fr/statistiques/4277630?sommaire=4318291

Origine de déchets alimentaires	Sac plastique (20 l) (#/tonne de DA)	Bac plastique (120 l ou 1 100 l) (#/tonne de DA)	Conteneur (semi-enterré) (#/tonne de DA)
Ménages (PàP - sac)	285,7[35]	/	/
Ménages (PàP - bac)	71,4	0,37[36]	/
Ménages (PAV)	286	/	6,1E-4
Restauration	142,9[37]	0,03[38]	/
GMS	/	0,003[39]	/

Tableau 13 : Caractéristiques de conteneurs pour la collecte séparée en apport volontaire

6.5. Collecte des déchets alimentaires

6.5.1. Collecte séparée

La collecte des déchets alimentaires par benne à ordures ne concerne que la partie des déchets alimentaires qui est collectée séparément, aucun transport n'est considéré pour la partie qui est gérée à proximité du lieu de production.

L'étape du transport se compose de deux phases :

- La collecte : la tournée effectuée par le camion pour collecter les déchets alimentaires aux différents lieux de ramassage. La distance de collecte est la distance entre le début de la tournée et le dernier point de collecte de celle-ci.
- Le transfert : la distance entre le dernier point de collecte et l'installation de traitement.

La modélisation de l'étape de transport est basée sur les recommandations du cadre de référence pour les ACV comparatives entre différentes solutions d'emballages (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022), où la collecte des déchets est également abordée en détail et dans lequel des données spécifiques à la France sont fournies.

Les données retenues pour modéliser la première étape de transport, à savoir la collecte, sont présentées dans le Tableau 14. Dans cette étude de référence, l'impact de la collecte des déchets est déterminé au niveau du "type d'habitat". Les territoires hypothétiques qui sont évalués dans notre étude sont liés à un "type d'habitat" pour trouver la consommation de carburant de la benne à ordures exprimée en "l/t de déchets collectés ».

[35] 1000 kg DA/ 3,5 kg DA/sac = 285.7 sacs pour collecter une tonne de déchets alimentaires
[36] 1000 kg DA/ (3,5 kg DA/semaine x 52 semaines/ans x 15 ans) = 0,37 bac pour collecter une tonne de déchets alimentaires
[37] 1000 kg DA / (20 l x 0,35 kg/l DA) = 142,9 sacs
[38] 1000 kg DA / (120 l x 0,35 kg/l DA x 52 semaines x 15 ans) = 0,03 bacs
[39] 1000 kg DA / (1100 l x 0,35 kg/l DA x 52 x 15) = 0,0033 bacs

Territoire	Type d'habitat utilisé comme proxy	Consommation de carburant en litres/tonne collectée	Jeux de données ecoinvent 3.9.1
Gestion de proximité majoritaire	Rural	29,7	Heavy Duty Trucks Rigid 20 - 26 t - Diesel - Euro VI – Urban (Modèle d'émission COPERT V)[40] + ecoinvent pour le carburant diesel
Gestion mixte	Mixte	20,1	
Gestion centralisée majoritaire	Urbain	12,6	

Tableau 14 : Données relatives à la première phase de transport (collecte) des déchets alimentaires (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022)

Après la tournée de collecte, les déchets collectés sont souvent acheminés vers un quai de transfert et transférés dans un autre camion plus grand qui transporte les déchets jusqu'à l'installation finale. Les données présentées dans le Tableau 15 sont utilisées pour modéliser cette seconde phase de transport relative au transfert.

Paramètre	Valeur	Jeux de données ecoinvent 3.9.1
Distance parcourue (km)	50	Modèle d'émission COPERT V + ecoinvent pour le carburant diesel. (taux de chargement de 100 %).
Charge utile maximale du véhicule (t)	25	
Taux de trajet à vide	20%	

Tableau 15 : Données à la deuxième phase de transport (transfert) des déchets alimentaires (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022)

Par ailleurs, il est considéré que la distance est indépendante du type de traitement (compostage ou méthanisation).



Dans les analyses de sensibilité du chapitre 8, l'importance des distances de transport sera évaluée.

[40] La méthodologie COPERT V est utilisée pour modéliser le transport. Elle a été adaptée pour n'utiliser que le jeu de données suivant pour la benne à ordures

6.5.2. Collecte avec les OMR

La méthodologie pour la modélisation de la collecte des OMR par benne à ordure est similaire à celle des déchets alimentaires.

La collecte :

Les données retenues pour modéliser la première étape de collecte sont présentées dans le Tableau 16.

Territoire	Type d'habitat utilisé comme proxy	Consommation de carburant en l/t collectée	Jeux de données ecoinvent 3.9.1
Gestion de proximité majoritaire	Rural	14,6	Méthodologie COPERT V utilisée pour modéliser le transport. Heavy Duty Trucks Rigid 20 - 26 t - Diesel - Euro VI – Urban (COPERT V)
Gestion mixte	Mixte	9,7	
Gestion centralisée majoritaire	Urbain	8,1	

Tableau 16: Données de la première étape de collecte des OMR (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022)

Le transfert des OMR collectés du dernier point de collecte à l'installation de traitement

Paramètre	Valeur	Jeux de données ecoinvent 3.9.1
Distance parcourue (km)	50	Méthodologie COPERT V est utilisé pour modéliser le transport. Pour cette étape de transport, on suppose un taux de charge de 100 %.
Charge utile maximale du véhicule (t)	25	
Taux de trajet vide	20%	

Tableau 17: Données de la deuxième étape de collecte des OMR (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022)

Les données du tableau ci-dessus sont similaires à celles de cette étape de transport pour les déchets alimentaires collectés séparément. Le cadre du référence (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022) ne fait en effet pas de différence entre les flux de déchets OMR et collectés sélectivement pour cette étape.

Sac de collecte :

L'OMR est supposée être collecté dans un sac en plastique sur une base hebdomadaire. Il est considéré que les ménages mettent à la collecte un sac chaque semaine même si le sac n'est pas complètement rempli et cela en raison de l'odeur et de la présence de nuisibles, d'insectes (même hypothèse que pour la collecte séparée des déchets alimentaires.).

Seule une partie de l'impact environnemental due à la production et à la fin de vie de ce sac en plastique est attribuée aux déchets alimentaires, puisque l'OMR se compose également d'autres flux de déchets. Cette allocation est basée sur le pourcentage de poids des déchets alimentaires dans les OMR collectées.

Paramètre	Valeur	Source des données	Jeu de donnée (ecoinvent v 3.9.1)	
			Production & mise en forme	Fin de vie
Poids du sac (kg/sac)	0,044	producteur de sacs poubelle[41]	market for polyethylene, high density, granulate, GLO + market for polyethylene, high density, granulate, recycled extrusion, plastic film, RER	Les sacs se retrouvent dans les refus de l'étape de déconditionnement, qui sont envoyés dans une : • installation d'incinération : treatment of waste polyethylene, municipal incineration, CH • installation de stockage : treatment of waste polyethylene, sanitary landfill, CH
Type de plastique	PEHD			
Volume du sac (l)	60			
Contenu recyclé du sac (%)	80%	Hypothèse basée sur l'exigence minimale en matière de contenu recyclé en Belgique		
Facteur d'allocation DA	33%	(ADEME, 2023) 83 kg DA sur un total de 254 kg OMR		

Tableau 18: Caractéristiques des sacs en plastique (100% pétrosourcé) pour la collecte OMR en porte-à-porte

6.6. Déconditionnement

Pour rappel, les cas où une étape de déconditionnement est nécessaire sont mentionnés dans la partie 4.3.2.1.

Une étude menée (ADEME, 2021) a analysé 5 sites de déconditionnement. Les déchets entrants sont principalement issus des GMS (par exemple des briques de lait, glaces emballées, yaourt…) et dans une moindre mesure des biodéchets ménagers (ce qui est normal puisque le tri à la source des biodéchets pour tous producteurs confondus a été généralisé début 2024 en France). Les données retenues pour modéliser les consommations et les refus lors de l'étape de déconditionnement sont présentées dans le Tableau 19 ci-dessous[42].

[41] https://www.manutan.be/nl/mab/nl-afvalzak-zwart-zwaar-afval-60-tot-130-l-a017045?gclid=Cj0KCQjw06-oBhC6ARIsAGuzdw2zWw5N-O59_fUVYNnxtrbxqlbNyismiK0t6M-EO1--Xbgn5HII5WoaAlw7EALw_wcB

[42] La fabrication et la fin de vie du déconditionneur sont considérées comme négligeables car amortis sur plusieurs tonnes de déchets.

Paramètre	Valeur	Jeux de données (ecoinvent v 3.9.1)
Input déconditionnement		
Consommation d'électricité (kWh/t entrante)	6,5	market for electricity, medium voltage, FR
Consommation d'eau (l/t entrante)	132	market for tap water, EU w/o CH
Output déconditionnement		
Taux refus (t/t intrant)	10%	/
Taux déchets alimentaires dans les refus (t DA/t refus)	48%	/
Taux de plastiques dans les refus (t plastique/t refus)	52%	/
Part allant à incinération (%)	81%	Emballages (déchets alimentaires provenant des GMS): treatment of waste polyethylene, municipal incineration, CH Sacs biodégradables : voir le Tableau 9 Sacs pétro-sourcés : voir le Tableau 10 Déchets alimentaires : modélisation présentée dans partie 6.10
Part allant en stockage (%)	19%	Emballages (déchets alimentaires provenant des GMS): treatment of waste polyethylene, sanitary landfill, CH Sacs biodégradables : voir le Tableau 9 Sacs pétro-sourcés : voir le Tableau 10 Déchets alimentaires : modélisation présentée dans partie 6.11

Tableau 19 : Consommations pendant l'étape de déconditionnement (ADEME, 2021)

L'étape de déconditionnement nécessite une consommation d'électricité et d'eau[43], et conduit à la création des refus qui se composent en partie des impuretés éliminées et en partie des déchets alimentaires éliminés à tort parce qu'ils « collent » aux impuretés éliminées. Ils sont calculés comme suit :

- Consommations lors du déconditionnement : tonnage de déchets entrant x consommation d'électricité/eau par tonne de déchets entrante
- Refus : tonnage de déchets entrant x taux de refus pour les déchets alimentaires

Les données du Tableau 19 ci-dessus sont basées sur des installations existantes qui traitent principalement des déchets alimentaires emballés provenant de GMS. Par conséquent, le taux de refus mentionné n'est utilisé que pour déterminer la quantité de refus provenant des déchets alimentaires des GMS. Pour les autres origines des déchets alimentaires (ménages et restaurants), le taux de refus est basé sur la quantité calculée de sacs en plastique (voir 6.4) utilisés pour collecter ces déchets alimentaires.

Par exemple, une tonne de déchets alimentaires des ménages collectés via des sacs qui passent par l'étape du déconditionnement sera collectée dans un total de 286 sacs (Tableau 13), ce qui équivaut à un total de 286 x 0,0115 g (voir 6.4.2) = 3,3 kg. C'est le poids total de plastique qui est enlevé pendant l'étape de déconditionnement.

Mais le plastique n'est pas le seul refus qui est éliminé lors de l'étape de déconditionnement, une partie des déchets alimentaires est également éliminée parce qu'ils collent aux sacs en plastique. Dès lors, un important taux de refus ne réduit pas seulement la qualité potentiel du compost/digestat, il entraine également une perte relativement importante de déchets alimentaires qui part en refus au lieu d'être valorisé.

Par conséquent, pour estimer la quantité de déchets alimentaires, provenant des ménages et des restaurants qui sont éliminés, le même ratio de déchets plastiques/alimentaires dans les refus est utilisé que celui présenté dans le Tableau 19. Avec l'exemple calculé ci-dessus, la quantité de déchets alimentaires éliminés lors du déconditionnement est alors 3,3 kg x 48% / 52% = 3 kg.

[43] L'infrastructure du déconditionneur n'est pas incluse dans le modèle comme mentionné au paragraphe 7.5

6.7. Compostage

6.7.1. Utilisation des données de la précédente étude

Le Tableau 20 ci-dessous liste les principaux types de données relatives à la filière de compostage utilisées dans l'étude et indique si ces données sont similaires à celles utilisées dans la précédente étude (ADEME, EVEA, S3D, 2019) ou non.

Type de données	Changement par rapport à l'étude précédente ?
Rôle des déchets de jardin dans les trois filières de compostage	Non
Type de bac(s) en cas de compostage domestique/partagé	Non
Type d'installation en cas de compostage industriel	Non
Consommations lors du compostage	Non
Émissions lors du compostage des déchets alimentaires	Non
Transport de compost	Non
Émissions lors de l'épandage de compost	Oui (émissions azotées)
Évitement de tourbe par compost	Oui
Stockage de carbone par compost	Oui

Tableau 20 : Statut concernant l'utilisation des données de la précédente étude pour les filières de compostage

6.7.2. Intrants

Les quantités et la répartition entre déchets alimentaires et déchets verts par filière de compostage utilisées dans le cadre de cette étude sont présentées dans le tableau 20.

	Compostage domestique	Compostage partagé	Compostage industriel
Quantité moyenne de DA en compostage par an pour une installation type (kg MB/an)	200	4 000	1 000 000
Déchets verts	50%	33%	65%
Déchets alimentaires	50%	67%	35%

Tableau 21 : Dimensionnement des filières de compostage (ADEME, EVEA, S3D, 2019).

Les déchets organiques sont caractérisés en fonction de leur densité comme présenté dans le tableau 21.

	Déchets alimentaires	Déchets verts de jardin	Déchets verts structurants
Densité (kg/m³)	350	330	500

Tableau 22 : Densité des déchets (ADEME, EVEA, S3D, 2019).

6.7.3. Infrastructures et équipements[43]

6.7.3.1. Compostage domestique

Les **bacs de compostage** considérés dans le cadre de cette étude sont des bacs en plastique et en bois à part égale. D'autres modalités existent tels que des composteurs faits de moellons mais aucune source n'a été identifiée pour permettre de connaitre les proportions de chaque type de composteur utilisé. Les caractéristiques des deux bacs pour le compostage domestique sont présentées dans le Tableau 22.

Type		Bac Bois[44]	Bac plastique[45]
Matière		Pin douglas autoclavé	PEHD recyclé
Taille (cm)		75x72x82cm	61x61x83cm
Volume (litres)		350	300
Durée de vie (années)		15	7,5
Poids du bac (kg/bac)		30	4,7
Jeux de données (ecoinvent v3.9.1)	Production	market for sawnwood, beam, softwood, dried (u=10%), planed, EU w/o CH	market for polyethylene, high density, granulate, GLO + injection moulding, RER
	Fin de vie - Recyclage	treatment of waste wood, post-consumer, sorting and shredding, CH	market for polyethylene, high density, granulate, recycled, EU w/o CH
	Fin de vie - Incinération	treatment of waste wood, untreated, municipal incineration, CH	treatment of waste polyethylene, municipal incineration, CH
	Fin de vie – Installation de stockage	treatment of waste wood, untreated, sanitary landfill, CH	treatment of waste polyethylene, sanitary landfill, CH
Répartition dans les situations modélisées		50%	50%

Tableau 23 : Caractéristiques des 2 types de bacs pour le compostage domestique

Une **durée de compostage** de 12 mois a été retenue, le prélèvement du compost étant généralement effectué une fois par an (d'après (ADEME, 2012a)).

Le **transport du composteur de son point de vente au domicile du foyer** est pris en compte. Aucune donnée d'étude de marché de l'achat d'un composteur par un consommateur n'ayant été identifiée, les hypothèses sont ici basées sur les recommandations des guides publiés par la Commission européenne dans le cadre du PEF (Product Environmental Footprint). Ce document du PEF (European Commission, 2015) stipule que :

- chez les détaillants spécialisés en produits spécifiques de moyennes et grandes tailles ou à valeur ajoutée, trois articles sont achetés par voyage et donc 1/3 du voyage est alloué par article ou unité de vente au détail.
- Le trajet du consommateur est réalisé en voiture sur une distance de 4,8 km (aller-retour).

La **durée de vie des bacs** en bois a été fixée à 15 ans et celle des bacs plastiques a été fixée à 7,5 ans[46].

6.7.3.2. Compostage partagé

Le compostage partagé est généralement réalisé à l'aide de plusieurs bacs ayant chacun une fonction spécifique : le stockage des coproduits, le compostage, la maturation et le stockage du compost. Une modalité avec trois bacs de compostage d'environ 600 l a été retenue (modalité observée pour une trentaine de foyers (ADEME, 2012b)) : un bac de réserve de coproduit, un bac de fermentation et un bac de maturation/stockage du compost.

[44] https://www.oogarden.com/prod-11559-Composteur-300-litres-en-plastique-avec-trappe-de-recuperation-et-couvercle-amovible.html

[45] https://www.oogarden.com/prod-11559-Composteur-300-litres-en-plastique-avec-trappe-de-recuperation-et-couvercle-amovible.html

[46] Moyenne de la durée de vie de 5 à 10 ans indiquée dans le guide méthodologique du compostage partagé (ADEME, 2012b)

Les caractéristiques des **bacs de compostage** considérés dans le cadre de cette étude sont reprises dans le Tableau 24.

Type		Bac Bois[47]	Bac plastique[48]
Matière		Pin douglas autoclavé	PEHD recyclé
Taille (cm)		75x72x82cm	61x61x83cm
Volume (litres)		650	600
Durée de vie (années)		15	7,5
Poids du bac (kg/bac)		38[49]	16[50]
Nombre de bac (#)		3	3
Jeux de données (ecoinvent v3.9.1)	Production	market for sawnwood, beam, softwood, dried (u=10%), planed, EU w/o CH	market for polyethylene, high density, granulate, GLO + injection moulding, RER
	Fin de vie - Recyclage	treatment of waste wood, post-consumer, sorting and shredding, CH	market for polyethylene, high density, granulate, recycled, EU w/o CH
	Fin de vie - Incinération	treatment of waste wood, untreated, municipal incineration, CH	treatment of waste polyethylene, municipal incineration, CH
	Fin de vie – Installation de stockage	treatment of waste wood, untreated, sanitary landfill, CH	treatment of waste polyethylene, sanitary landfill, CH
Répartition dans les situations modélisées		50%	50%

Tableau 24 : Caractéristiques des deux types de bac pour le compostage partagé (ADEME, 2012b)

Pour le **transport du site de vente jusqu'au site de compostage partagé**, l'hypothèse retenue est une livraison sur une distance de 20 km. Les impacts environnementaux du transport par camion sont modélisés avec le modèle d'émission COPERT V (annexe 9.4) complété de jeux de données ecoinvent pour le carburant utilisé.

La **durée de vie des bacs** en bois a été fixée à 15 ans et celle des bacs en plastique a été fixée à 7,5 ans[51].

6.7.3.3. Compostage industriel

La configuration de l'installation de compostage industriel considérée dans l'étude est un compostage en enceinte fermée avec aération forcée puis maturation à l'air libre et criblage.

La Figure 14 ci-dessous synthétise les principaux ouvrages et équipements pris en compte.

[47] https://www.oogarden.com/prod-11559-Composteur-300-litres-en-plastique-avec-trappe-de-recuperation-et-couvercle-amovible.html
[48] https://www.oogarden.com/prod-11559-Composteur-300-litres-en-plastique-avec-trappe-de-recuperation-et-couvercle-amovible.html
[49] https://www.jardindeco.com/composteur-650-litres-en-pin-traite-F-120,355
[50] https://www.ugap.fr/achat-public/composteur-collectif-termo-king-600-litres-en-plastique_2040542.html
[51] moyenne de la durée de vie de 5 à 10 ans indiquée dans le guide méthodologique du compostage partagé (ADEME, 2012b)

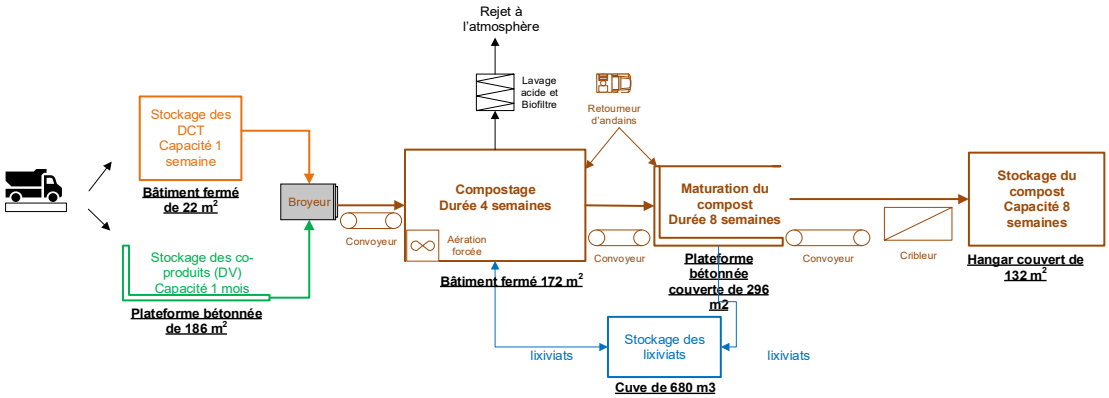


Figure 14 : Synoptique du site de compostage industriel considéré (figure tirée de (ADEME, EVEA, S3D, 2019))

Le Tableau 25 présente les données retenues pour la modélisation de l'installation de compostage industriel.

Type	Matière	Quantité/ volume	Durée de vie (années)	Flux élémentaires
Occupation au sol	/	30 000 m²	/	Occupation, industrial area
Transformation de l'espace	/	1 000 m²	/	Transformation, from industrial area
	/	1 000 m²	/	Transformation, to industrial area
Type	**Matière**	**Quantité/ volume**	**Durée de vie (années)**	**Jeux de données (ecoinvent v 3.9.1)**
Plateforme bétonnée (stockage coproduit, maturation et stockage compost)	Béton	49 m³	30 [52]	• concrete, all types to generic market for concrete, medium strength, RoW • Fin de vie : market for waste concrete, not reinforced, EU w/o CH
Bâtiment stockage DA		19 m³		
Bâtiment fermentation aération forcée		30 m³		
Cuve de stockage lixiviats		123 m³		
« Housing » pour le bio filtre		2 m³		
Pont bascule	Acier	3 x 2 t	10	• steel production, converter, low-alloyed • treatment of waste reinforcement steel, recycling, CH (activités de démantèlement) • steel production, electric, low-alloyed, EU w/o CH & AU
Broyeur	Acier	3 x 20 t	10	
Retourneur d'andains	Acier	3 x 16 t	10	
Cribleur	Acier	3 x 22 t	10	
Ventilateurs	Acier	30 000 m²	NC	market for ventilation of dwellings, central, 1 x 720 m3/h, GLO
Convoyeurs	Acier et caoutchouc	3 x 6 m	10	conveyor belt production, RER
Bio filtre	Copeaux de bois	15 m³ [53]	5 ans	market for wood chips, wet, measured as dry mass, EU w/o CH

Tableau 25 : Données utilisées pour modéliser le compostage industriel

[52] Hypothèse durée de vie basée sur Agribalyse®

[53] D'après fiche technique ADEME sur dimensionnement d'un biofiltre, devis CMI obtenu sur un projet accompagné par S3D et exemple de dimensionnement dans le cadre d'un projet porté par des étudiants de l'ENSEEIHT

Les données d'entrée pour le dimensionnement de la plateforme sont les suivantes :

- Capacité de stockage des déchets verts sur plateforme bétonnée : 1 mois
- Capacité de stockage des DA en bâtiment fermé : 1 semaine
- Durée de compostage en enceinte fermée avec aération forcée : 4 semaines
- Durée de maturation sur plateforme bétonnée couverte : 8 semaines
- Capacité de stockage du compost en hangar couvert : 8 semaines
- Production de lixiviats : 238 m^3/1000 t entrante

Le temps de compostage et de maturation ainsi que le volume du bassin de traitement des lixiviats s'appuient sur les résultats de l'audit (ADEME, 2007a) relatif aux plateformes de compostage de DA en enceinte fermée avec aération forcée. Les temps de stockage des coproduits et du compost ont été définis sur la base de retours d'expérience sur des sites existants.

6.7.4. Consommation du processus de compostage

Aucune consommation d'énergie n'a été considérée pour les procédés de compostage domestique et partagé (opérations manuelles uniquement).

Pour le compostage industriel (Tableau 26), les consommations moyennes d'électricité et de diesel pour les sites de compostage avec aération forcée en bâtiment ont été fixées d'après les résultats de l'audit de plateformes de compostage (ADEME, 2007a).

	Consommation d'énergie sur plateforme	Jeux de données (ecoinvent v 3.9.1)
Electricité (kWh/t entrant)	47	market for electricity, medium voltage, FR
Gazole (MJ/t entrant)	100	market for heat, district or industrial, other than natural gas, EU w/o CH

Tableau 26 : Consommation d'énergie sur la plateforme de compostage industriel (ADEME, 2007a)

Les données relatives à la consommation d'eau pour les différentes filières de compostage sont tirées de (ADEME, EVEA, S3D, 2019).

	Consommation d'eau (l/t MB entrant)	Jeux de données (ecoinvent v 3.9.1)
Compostage domestique et partagé	26	market for tap water, EU w/o CH
Compostage industriel	342	Elementary flow : water, resources from water, FR

Tableau 27 : Quantité d'eau prise en compte pour le compostage (ADEME, EVEA, S3D, 2019)

6.7.5. Emissions du processus de compostage

Les différentes émissions gazeuses survenant au cours du processus de compostage sont présentées dans le Tableau 28 ci-dessous.



A défaut de données disponibles, il est considéré, par hypothèse, **que les émissions sont les mêmes pour les trois filières de compostage**.

	Émission	Unité	Valeurs retenues
Emissions dans l'air	NH_3	kg NH_3/t MB DA	6,9E-04
	N_2O	kg N_2O/t MB DA	3,6E-01
	CH_4	kg CH_4/t MB DA	2,2E-02
	CO_2	kg CO_2/t MB DA	110,0
	COV	kg COV/t MB DA	4,9E-02
Lixiviat	/	kg lixiviat /t MB DA	0[54]

Tableau 28 : Émissions dans l'air (ADEME, EVEA, S3D, 2019) et production de lixiviat lors du processus de compostage

Aucune production de lixiviat n'est considérée, par hypothèse, dans cette étude durant le processus de compostage et donc aucun rejet liquide.

6.7.6. Transport et opération d'épandage (compost industriel uniquement)

En compostage domestique et partagé, il est considéré que le compost est utilisé dans les jardins ou espaces verts sans transport ni consommation de carburant liés à l'épandage.

En compostage industriel, le compost est considéré, par hypothèse, comme étant épandu pour moitié en agriculture et pour moitié sur les espaces verts des collectivités.

Le faible prix des composts rend le transport au-delà de 100 km peu rentable (Rapport final ESCo Mafor, 2014), sauf en cas de demande forte (Delgado, 2009). En moyenne, le compost est généralement transporté dans un rayon inférieur à 50 km (Delgado, 2009). La distance moyenne de commercialisation en 2001 était généralement inférieure à 40 km (ADEME, 2007b). Une distance de transport de 40 km a été retenue pour la présente étude (Rapport final ESCo Mafor, 2014; ADEME, 2007b). Les caractéristiques du transport et des épandages sont présentées dans le Tableau 28.

Paramètre		Valeur	Jeux de données (ecoinvent v 3.9.1)
Transport du site de production au champ	Nombre de km par mode	40	/
	Type de transport	Route - Camion	Les impacts environnementaux du transport par camion sont modélisés avec la méthodologie COPERT (annexe 9.4).
Epandage par un tracteur	Quantité épandue /ha	20 t/ha	fertilising, by broadcaster, CH

Tableau 29 : Caractéristiques du transport et épandage pour le compost industriel

6.7.7. Valorisation des flux sortants

6.7.7.1. Emissions lors de l'application au sol

<u>Émissions azotées :</u>

Les valeurs d'émissions azotées prises en compte pour les composts issus des trois types d'installations (domestique, partagé et industriel) sont reprises dans le Tableau 31 ci-dessous. Ces émissions ont été

[54] D'après l'étude sur les impacts sanitaires et environnementaux du compostage domestique (APESA, 2015), seul (Andersen, 2011) fournit des informations concernant les rejets liquides, en précisant bien que c'est l'ajout de DCT (53 kg par semaine) qui est responsable de la présence de lixiviat (un compostage bien géré ne générant pas ou très peu de lixiviats). Par ailleurs, la production de lixiviat est également fonction de l'exposition aux intempéries.
Cependant, les autres références utilisées pour la collecte de données dans l'étude (ADEME, EVEA, S3D, 2019), notamment (Adhikari, 2013) et (APESA, 2015) ne font pas état de production de lixiviat.

calculées à l'aide de l'outil Excel de MFE[55] qui est basé sur l'étude (Brockmann, 2018). Les hypothèses d'application du compost dépendent de la filière de compostage, celles-ci sont présentées dans le tableau ci-dessous.

	Compostage domestique/ partagé	Compostage industriel
Délai enfouissement après l'épandage	Pas d'incorporation	Dans les 8 heures
Saison d'application	Septembre à mai	
Application lors d'une journée chaude hors saison	Jamais	

Tableau 30 : Méthode d'application du compost par filière de compostage

Émissions de phosphate :

Les émissions de phosphate ont été reprises de la précédente étude (ADEME, EVEA, S3D, 2019) et ont été calculées à l'aide du modèle SALCA.

Pour le compost, ce modèle ne considère aucune émission de phosphate en lien avec l'application du compost.

	Unité	CD/CP	CI	Localisation de l'émission	Compartiment d'émission
Rendement	t MB de compost sortante /t DA entrants	0,6		/	
Total N	kg/t MB de compost sortante	6,5		/	
Azote ammoniacal	kg/t MB de compost sortante	0,7		/	
Contenu azote organique	kg/t MB de compost sortante	5,8		/	
Émissions azotées	kg NH_3 /t compost	0,62	0,31	FR	Air
	kg NO_3^- /t compost	3,19	3,19	/	Eau
	kg N_2O /t compost	0,120	0,116	/	Air
	kg NO_x (as NO_2) /t compost	0,156	0,162	FR	
Émissions de phosphates	kg $PO4^{3-}$/t compost	0	0	/	Eau

Tableau 31 : Valeurs d'émissions azotées et phosphorées prises en compte pour l'épandage des composts (ADEME, EVEA, S3D, 2019) et (Brockmann, 2018)

Émissions d'éléments traces métalliques (ETM) :

Il est par ailleurs considéré qu'il n'y a pas de lixiviation et de lessivage pendant le processus de compostage, ce qui signifie que tous les éléments métalliques qui se trouvaient à l'origine dans les déchets alimentaires se retrouveront dans le compost qui est appliqué sur les sols agricoles (Tableau 32).

[55] MFE = mineral fertilizer equivalent

Substances	Unité	Valeur	Compartiment d'émission
Cd	kg/t compost	2,0E-04	Sol agricole
Cr	kg/t compost	5,5E-03	
Cu	kg/t compost	2,2E-02	
Hg	kg/t compost	1,0E-04	
Ni	kg/t compost	3,5E-03	
Pb	kg/t compost	1,2E-02	
Zn	kg/t compost	5,8E-03	

Tableau 32 : Valeurs d'émissions ETM prises en compte lors de l'épandage des composts (ADEME, EVEA, S3D, 2019)

6.7.7.2. Valorisation du compost industriel comme support de culture

Il est considéré que le compost industriel est utilisé comme support de culture. La modélisation se base sur les hypothèses formulées dans les études (ADEME, 2009b) & (APESA, 2015) à savoir :

- Une substitution du compost à de la tourbe avec un ratio de 1:1 en volume.
- Un taux de 30% de substitution de la tourbe, sur la base de la répartition de la valorisation des composts (ADEME, 2007a). Cette valeur est basée sur l'hypothèse qu'il n'y a qu'une substitution de tourbe pour les filières suivantes : 'espaces verts, paysagistes' (25%) et particuliers (4%).

Les éléments considérés pour la valorisation du compost industriel sont repris au Tableau 32.

	Valeur	Jeux de données (ecoinvent v 3.9.1)
Densité tourbe (kg/m³)	100	/
Densité compost (kg/m³)	650	/
Évitement tourbe (m³)/t DA	0,92[56]	peat moss production, horticultural use, RoW (m³)

Tableau 33 : Évitement de tourbe due à la production de compost



Les analyses suivantes sont réalisées pour le taux de substitution de la tourbe :

- Cas de base : 30% substitution
- Analyse de sensibilité : une fourchette de 0 – 30% sur le taux de substitution

[56] 0,6 t compost/t DA x (1/0,65 t/m³ compost) = 0,92 m³ tourbe/t DA (due à substitution volumique de 1 : 1 entre compost et tourbe)

6.7.7.3. Séquestration de carbone dans le sol grâce à l'application de compost

La formule suivante est utilisée pour calculer le stockage de carbone dû à l'application continue du compost sur le sol agricole :

$$\Delta Stock = \sum_{t=1}^{tn} Q_{compost} * C_{compost} * ISMO_{compost} * exp^{(-kt)}$$

Avec :

- ΔStock = le stockage additionnel au bout d'un temps tn suite à l'épandage du compost (t)
- $Q_{compost}$ = la quantité du compost annuelle (t)
- $C_{compost}$ = la teneur en carbone du compost, exprimé par kg MB déchets alimentaires (kg C/ kg MB DA)
- $ISMO_{compost}$ = la valeur d'ISMO (l'indice de stabilité de la matière organique) du compost (%)
- k = la constante de minéralisation du carbone actif du sol (/)

Les données suivantes sont utilisées pour calculer le stockage de carbone, pour une tonne de compost ($Q_{compost}$ = 1).

Paramètre	Valeur	Unité	Source
$C_{compost}$	0,065	kg C/ kg MB DA	calculé en fonction de la teneur en carbone du compost (110 kg C/t MB, voir 9.8.1) et de la quantité de compost par apport de déchets alimentaires (590 kg/t DA).
$ISMO_{compost}$	77%	%	(RECORD, 2022) Tableau 7
k	0,075	/	Levasseur, 2023 – communication personnelle

Tableau 34 : Données utilisées pour le stockage du carbone grâce au compost

Avec ces apports, un stockage total de carbone de 0,64 t C est calculé (voir Figure 66 en annexe 9.16.1) après un total de 100 ans d'application de compost sur le sol agricole. Cette valeur est répartie de manière égale sur la somme des entrées, donc on obtient 640 kg C / 100 t déchets alimentaires envoyés au compostage = 6,4 kg C/t déchets alimentaires envoyés au compostage.
Ce stockage de carbone est ensuite converti en une émission de CO_2 évitée comme :

kg CO_2 évité = kg C stocké x 44/12

Avec :

- 44 = masse molaire de CO_2 (g/mol)
- 12 = masse molaire de C (g/mol)

L'émission de CO_2 évitée par tonne de déchets alimentaires envoyés au compostage est alors : 6,4 kg C x 44/12 = 23,5 kg CO_2

Comme mentionné au chapitre 4.3.3, une augmentation du carbone organique dans le sol due à l'application de compost n'est supposée que dans le cas où aucune tourbe n'a été utilisée auparavant (scénario de référence : aucune utilisation de matériau d'amendement avant l'utilisation de compost). Cela signifie qu'à un taux de remplacement de 30 %, un total de 70% du compost conduira à une augmentation du carbone organique dans le sol agricole. Le carbone qui est capturé dans le sol est d'origine biogénique. Ce « puit de carbone » n'est donc visible que dans les résultats relatifs à la catégorie d'impact *changement climatique avec CO_2b*. Les résultats pour cette catégorie d'impact sont disponibles au chapitre 7.3.5.

6.8. Méthanisation (agricole et centralisée)

6.8.1. Utilisation des données de la précédente étude

Le Tableau 35 ci-dessous liste les principales données relatives à la filière de méthanisation utilisées dans l'étude et indique si ces données sont similaires à celles utilisées dans la précédente étude (ADEME, EVEA, S3D, 2019) ou non.

Type de données	Changement par rapport à l'étude précédente ?
Proportion des déchets alimentaires dans le digesteur	Non
Type d'installation de méthanisation pour les différentes filières	Non
Taux de fuites de méthane lors de la digestion/épuration	Non
Consommation de gaz naturel par le digesteur	Oui, pas de consommation de gaz naturel dans cette étude. Tout l'apport de chaleur nécessaire est fourni par l'autoconsommation de biogaz/biométhane
Post-traitement du digestat	Non
Transport du digestat	Non
Mix d'énergie évité par le biogaz	Non
Mix d'énergie évité par le biométhane	Non
Méthode d'épandage du digestat	Non
Émissions lors de l'épandage du digestat	Oui
Engrais minéral évités	Non

Tableau 35 : Statut concernant l'utilisation des données de la précédente étude pour la filière de méthanisation

6.8.2. Intrants

6.8.2.1. Quantités de DA prises en compte

Les quantités de DA associées à chaque scénario ont été fixées à partir des données suivantes :

- Tonnage total traité (tous intrants confondus) de 15 000 t MB/an pour une unité de méthanisation agricole et de 40 000 t MB/an pour une unité centralisée
- Proportion de DA des ménages de 15% (voir Tableau 36)

Type d'intrant	Méthanisation agricole (%)	Méthanisation centralisée (%)
Déchets alimentaires	15%	15%
Fumier bovin	40%	20%
Lisier bovin	20%	10%
CIVE	25%	22%
Boues de STEP	/	/
Graisse d'abattoir	/	5%
Lactosérum	/	23%
Poussières de céréales	/	5%

Tableau 36 : Répartition des intrants pour les deux filières de méthanisation (ADEME, EVEA, S3D, 2019)

6.8.3. Infrastructures et équipements

Le schéma de la méthanisation agricole est présenté ci-dessous, les valeurs retenues dans le modèle sont disponibles dans le Tableau 37.

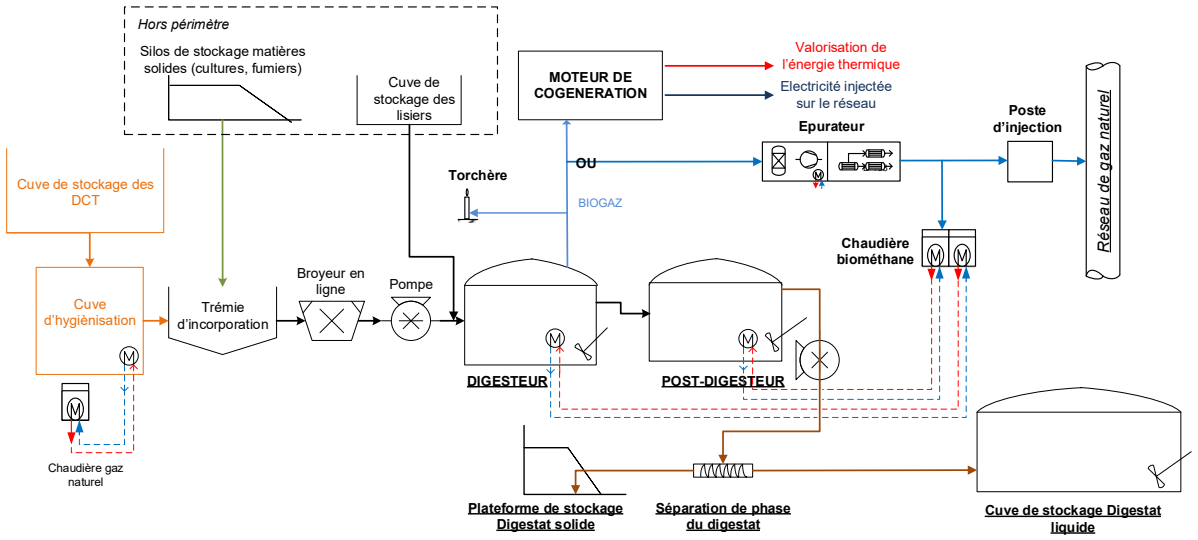


Figure 15 : Synoptique de l'unité de méthanisation agricole considérée dans cette étude (figure tirée de (ADEME, EVEA, S3D, 2019))

Les infrastructures pour la méthanisation à la ferme sont considérées comme étant similaires pour les scénarios injection et cogénération.

Type		Quantité appelée dans inventaire	Durée de vie (années)	Flux élémentaires
Occupation au sol		43 380 m²	30	Occupation, industrial area
Transformation de l'espace		1 446 m²		Transformation, from industrial area
		1 446 m²		Transformation, to industrial area
Type	**Matériau**	**Quantité appelée dans inventaire**	**Durée de vie (années)**	**Processus de la BDD ecoinvent v3.9.1**
Cuve d'hygiénisation	Béton	4 m³	30	• concrete, all types to generic market for concrete, medium strength, RoW • Fin de vie: market for waste concrete, not reinforced, EU w/o CH
Cuves digestion + post-digestion	Béton	977 m³		
Cuves stockage (digestats)	Béton	883 m³		
Cuve DA 200m³	Béton	80 m³		

Tableau 37 : Infrastructures propres au flux de traitement des DA pour la méthanisation agricole (ADEME, EVEA, S3D, 2019)

Les infrastructures pour la méthanisation centralisée sont reprises au Tableau 38.

Type		Quantité appelée dans inventaire	Durée de vie (années)	Flux élémentaires
Occupation au sol		131 040 m²	30	Occupation, industrial area
Transformation de l'espace		4 368 m²		Transformation, from industrial area
		4 368 m²		Transformation, to industrial area
Type	**Matériau**	**Quantité appelée dans inventaire**	**Durée de vie (années)**	**Jeux de données ecoinvent v3.9.1**
Cuve d'hygiénisation	Béton	9 m³	30	• market for concrete, sole plate and foundation, CH • Fin de vie: market for waste concrete, not reinforced, EU w/o CH
Cuves digestion + post-digestion	Béton	2 753 m³		
Cuves stockage (digestats)	Béton	3 040 m³		
Cuve DA 600m³	Béton	180 m³		

Tableau 38 : Infrastructures propres au flux de traitement des DA pour la méthanisation centralisée (ADEME, EVEA, S3D, 2019)

6.8.4. Processus de méthanisation – production et consommations d'énergie

La valorisation du biogaz est réalisée :

- Par cogénération (M1) ou par injection (M2) pour la filière de méthanisation agricole.
- Exclusivement par injection pour la filière de méthanisation centralisée (M3).

N.B. : Le dimensionnement du site et son fonctionnement dépendent de la quantité d'intrants et de leur tonnage annuel. Or les DA ne représentent qu'une part de l'ensemble des intrants de la méthanisation et donc une part du tonnage annuel. Afin d'allouer aux DA la part des infrastructures sur site du fonctionnement qui leurs sont propres, le tonnage annuel est utilisé. Le critère d'allocation retenu est le prorata massique, bien que d'autres critères, tels que le pouvoir méthanogène (BMP), puissent également être utilisés pour cette allocation.

6.8.4.1. Focus sur l'utilisation de chaleur pour le processus de méthanisation

Pour les deux options de valorisation du biogaz, la chaleur nécessaire pour le procédé est fournie par le produit de la méthanisation :

- en cogénération, une partie de la chaleur générée par l'unité de cogénération est consommée,
- en injection, une partie du biogaz produit est détourné vers une chaudière à biogaz pour produire la chaleur requise.

Une fois le dimensionnement de l'installation et le bilan énergie effectué pour l'ensemble du site, la part de la production et de la consommation d'énergie allouée aux DA a été établie comme suit :

- **Production d'énergie liée aux DA :** tonnage de DA x potentiel méthanogène des DA
- **Consommations d'énergie électrique du procédé de méthanisation :** tonnage de DA x consommation d'électricité/t MB
- **Consommation d'énergie électrique du procédé d'épuration :** production de biogaz liée aux DA x consommation électrique/Nm³ biogaz
- **Consommation thermique liée à l'hygiénisation :** 100% liée aux DA
- **Consommation d'énergie électrique du procédé de séparation des phases de digestat :** production de digestat brut liée aux DA x consommation électrique/t digestat brut

6.8.5. Processus de méthanisation – Consommation d'eau

Les bilans réalisés n'incluent pas d'eau en entrée, il est considéré que la recirculation du digestat permet de liquéfier le mélange.

Les consommations d'eau liées au fonctionnement du site de méthanisation ont été considérées comme négligeables (uniquement pour le nettoyage des roues des camions ou encore des ouvrages de stockage occasionnellement), aucune source de données n'ayant permis de déterminer une consommation moyenne d'eau sur des sites en fonctionnement.

6.8.6. Processus de méthanisation – Emissions dans l'air

Les Tableau 39 & Tableau 40 présentent les émissions retenues.

Étape de méthanisation	Stockage substrats	Digestion	Cogénération	Epuration
Substances émises	NH_3, CH_4, N_2O	CO_2 & CH_4 (fuites)	CO_2, NO_x	CH_4
CO_2 biogénique	4,3 kg/t MB de DA	Prise en compte d'un taux de fuites de biogaz de 5%	Utilisation du processus ecoinvent v3.9.1 de combustion de biogaz «*Heat and power co-generation, biogas, gas engine FR*» [57]	N.C.
CO biogénique	2E-03 kg/t MB DA	/		
N_2O	9E-03 kg/t MB DA	/		
NH_3	1,4E-05 kg/t MB DA	/		
CH_4 biogénique	6,8E-04 kg/t MB DA	Prise en compte d'un taux de fuites de biogaz de 5%		Taux de fuites de biogaz de 0,7%

Tableau 39 : Facteurs d'émission retenus pour les différentes étapes de la méthanisation (1/2)

Les émissions sont toutes basées sur l'étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019) à l'exception des taux de fuites de biogaz pendant l'épuration et l'injection (pour les filières de méthanisation avec injection).

Le taux de fuite de biogaz (5%) pendant le processus de digestion est constitué de deux éléments :

- Fuites structurelles (fuites dans le digesteur) : avec un niveau supposé de 1%,
- Fuites au niveau de la soupape de sécurité : en cas de surpression dans le digesteur, la soupape de sécurité libère une partie du biogaz pour des raisons de sécurité. Cette émission est fixée à 4%.

Le taux de fuites pendant l'épuration est tiré de (Solagro, INRAE transfert, 2022) et le taux de fuite lors de l'injection de (Esnouf, Brockmann, & Cresson, 2021).



Les analyses suivantes sont réalisées pour le taux de fuite de biogaz :

- Dans la section 7, il n'y a pas de torchère automatique installée sur la valve de sécurité. Lorsque la vanne s'ouvre, du biogaz est émis dans l'atmosphère. Au total, le réacteur présente un taux de fuite de 5% de biogaz pendant le processus de digestion.
- Dans la section 8, la présence d'une torchère automatique est évaluée. Lorsque la vanne de sécurité s'ouvre, la torchère brûle le méthane contenu dans le biogaz pour le transformer en CO_2 avant de le rejeter dans l'environnement. Dans ce cas, il y a une émission de 1% de biogaz (fuites structurelles) et de 4% de biogaz entièrement converti en CO_2.

[57] Jeu de donnée modifié en conservant uniquement les émissions et les infrastructures et en omettant l'input de biogaz

Étape de méthanisation	Séparation de phase	Stockage digestat couvert	Torchère	Injection
Substances émises		NH_3, CH_4, N_2O	CO_2	CH_4
CO_2 biogénique	N.C.	1,8 kg CO_2/t MB de DA	Part de biogaz produit torché de 0,5%. (*la partie CH_4 de cette fuite est transformée en CO_2*)	
N_2O		3E-03 kg/t MB DA	/	
NH_3	8^{E}-03 kg NH_3/t MB DA	Digestat Liquide (DL) Couvert : 80% de réduction = 0,016 kg/tMB DA traité pour le DL et 0,08 kg/t MB DA traité pour le Digestat Solide (DS) (pas de modification pour DS car hangar semi-ouvert pas considéré comme réduisant les émissions de NH_3) soit **0,12 kg NH_3/t MB DA au total**	/	
CH_4 biogénique	N.C.	0,9 kg/t MB DA	/	0,1% du biométhane

Tableau 40 : Facteurs d'émission retenus pour les différentes étapes de la méthanisation (2/2)

N.C (non concerné) : substance sans facteur d'émission pour l'étape considérée signifiant l'absence de prise en compte d'émissions de cette substance à cette étape.

Aucun facteur d'émission n'a été considéré pour les COV, le CO et le SO_2 à ces étapes.

6.8.7. Processus de méthanisation – Émissions dans l'eau

En l'absence de données chiffrées, et considérant que le processus de méthanisation n'entraîne pas d'écoulements lors du stockage des DA (récupération des jus de plateforme), de la digestion ou encore du stockage du digestat, il n'a pas été considéré d'émissions dans l'eau lors du processus de méthanisation.

6.8.8. Processus de méthanisation – Bilan des flux sortants

Les flux d'énergie et de matière (émissions et digestat) calculés sont uniquement liés au DA conformément à l'hypothèse (forte) de non prise en compte d'interactions entre les DA et les autres intrants de la méthanisation sur la production d'énergie et de digestat :

- Production d'énergie liée aux DA : tonnage de DA*potentiel méthanogène des DA
- Production de digestat liée aux DA :
    - Attribution de la quantité de DA et du taux de dégradation des DA pour estimer le tonnage de digestat lié aux DA
    - Composition entrante des DA en N, P et K pour estimer les flux liés aux DA dans le digestat

Les quantités en carbone du biogaz et du digestat ont pu être déterminées à partir de :

- la teneur en carbone des déchets alimentaires,
- la perte de carbone sous forme d'émissions gazeuses pendant le stockage des déchets alimentaires avant le processus de digestion,
- la perte pendant le stockage du digestat,
- et en s'appuyant sur le potentiel méthanogène des DA et le taux de méthane du biogaz issu de la méthanisation de DA (voir annexe 9.9.2 pour le calcul de la teneur en carbone dans le digestat).

Pour les éléments fertilisants N, P et K, il a été considéré que la totalité de ces éléments présents en entrée dans les DA se retrouvait en sortie dans le digestat. Le Tableau 39 et le Tableau 40 présentent également l'émission d'azote pendant le stockage des déchets alimentaires et des digestats, mais cette perte d'azote est négligeable (~1,5%) ; il est donc supposé que tout l'azote présent dans les déchets alimentaires se retrouve dans le digestat.

Les paramètres clés de la filière de méthanisation liées à la production d'énergie sont présentés dans le Tableau 41 ci-dessous.

Les calculs afin de déterminer la production d'énergie par filière de méthanisation sont disponibles en annexe (9.9.1).

Paramètre	Unité	Méthanisation agricole - cogénération	Méthanisation agricole - injection	Méthanisation centralisée - injection
Potentiel de biogaz	Nm^3/t MB DA	102		
Taux de méthane dans le biogaz	% CH_4	62,2%		
Fuites de biogaz pendant le processus de digestion	%	5%		
Taux de biogaz brûlé à la torchère	%	0,5%		
Rendement cogénération	%	Électrique : 38% Thermique : 45%	/	/
Perte de biogaz pendant l'épuration	%	/	0,7%	
Rendement chaudière à biométhane	%	/	90%	
Consommation d'électricité	kWh/t DA	27	57	53
Production d'électricité	kWh/t DA	230	/	/
Production de chaleur brut	MJ/t DA	981	/	/
Production de chaleur net	MJ/t DA	195	/	/
Production de biométhane brut	m^3/t DA	/	62	
Production de biométhane net	m^3/t DA	/	37	28

Tableau 41 : Paramètres clés pour la production d'énergie dans la filière de méthanisation

Le bilan énergétique pour les différentes filières de méthanisation est principalement basé sur l'étude précédente réalisée par (ADEME, EVEA, S3D, 2019) à l'exception de :

- Taux de fuites de biogaz : la valeur de base de ce taux (ce qui représente une perte) est inférieure à celle de l'étude précédente, ce qui entraîne une augmentation de l'énergie nette produite.
- Consommation d'énergie pour le post-traitement du digestat : le post-traitement consiste en une étape de centrifugation pour séparer la fraction liquide et la fraction solide.

Le bilan énergétique pour chaque filière de méthanisation est présenté de manière visuelle et plus détaillé dans les figures ci-dessous. Ces graphiques sont valables pour **une tonne de déchets alimentaires entrant dans l'installation de digestion**.

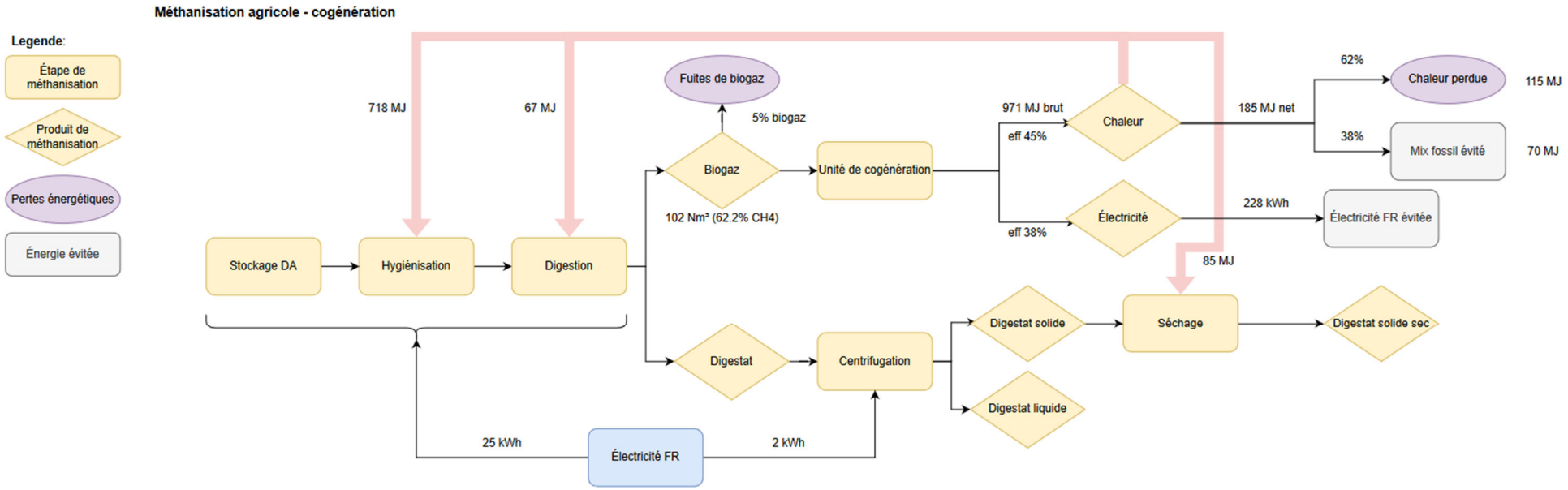


Figure 16 : Bilan énergétique pour la filière méthanisation agricole – cogénération

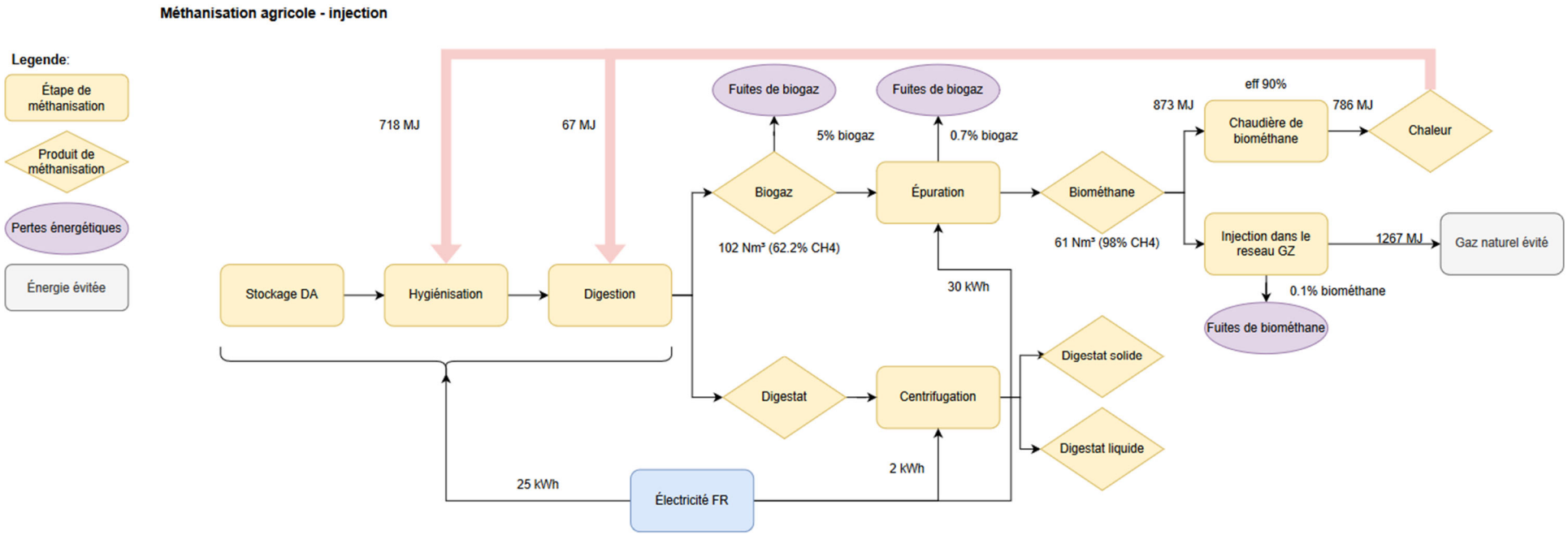


Figure 17 : Bilan énergétique pour la filière méthanisation agricole – injection

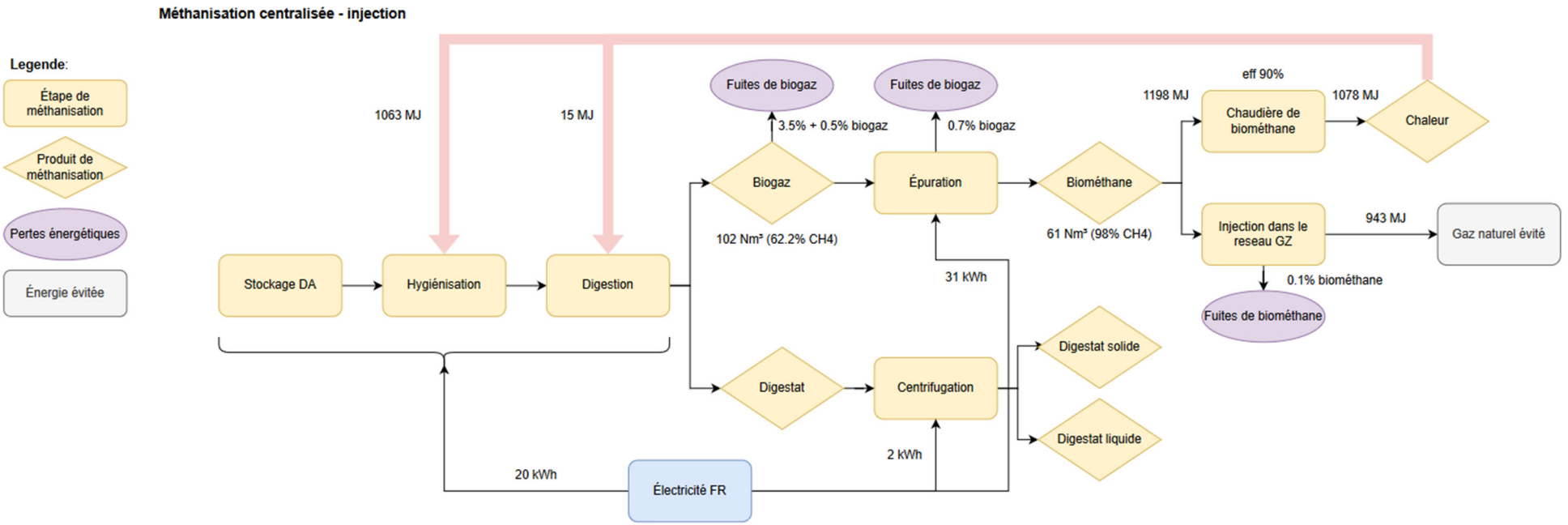


Figure 18 : Bilan énergétique pour la filière méthanisation centralisée – injection

6.8.9. Apport au sol des digestats (opérations)

6.8.9.1. Transport et opération d'épandage

Le Tableau 42 présente les hypothèses retenues pour l'épandage du digestat après séparation des phases liquides et solides.

	Paramètre	Digestats liquides	Digestats solides
Transport du site de production au champ	Nombre de km par mode	10	
	Type de transport	Les impacts environnementaux du transport par camion sont modélisés avec la méthodologie COPERT (annexe 9.4).	
Epandage	Quantité épandue /ha	22 t/ha	9 t/ha
	Jeux de données d'ecoinvent v3.9.1	Digestats liquides : fertilising, by broadcaster, CH Digestats solides : liquid manure spreading, by vacuum tanker, CH	

Tableau 42 : Transport et épandage des digestats

Le dimensionnement des deux unités de méthanisation a permis de déterminer la composition du digestat et les hypothèses pour la séparation des phases et les doses d'épandage du digestat brut, solide et liquide. Ces doses d'épandage ont été déterminées en considérant un besoin agronomique de 150 U N/ha et 50 U P/ha (ADEME, EVEA, S3D, 2019).

6.8.10. Valorisation des flux sortants

6.8.10.1. Emissions lors de l'application au sol

Emissions azotées :

A partir du bilan des flux sortants et des caractéristiques du résidu organique épandu, les émissions azotées liées à la valorisation au sol du digestat ont été modélisées à partir de l'outil issu de la publication (Brockmann, 2018) où des bonnes pratiques d'épandage ont été prises en compte dans un contexte géographique français.

Les valeurs d'émissions azotées prises en compte pour les digestats figurent dans le Tableau 43. Ces émissions ont été calculées à l'aide de l'outil Excel de MFE[58] qui est basé sur l'étude (Brockmann, 2018). Les bonnes pratiques sont supposées pour la méthode d'application à savoir :

- Délai enfouissement après l'épandage (digestat solide) : dans les 8 heures
- Méthode d'application (digestat liquide) : injection profonde
- Heure de l'épandage (digestat liquide) : dans la journée
- Saison d'application (digestat solide et liquide) : de septembre à mai
- Application lors d'une journée chaude hors saison (digestat solide et liquide) : jamais

Émission de phosphate :

Les émissions de phosphate sont issues de l'étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019) et ont été calculées à l'aide du modèle SALCA. Les émissions de phosphates liées à l'utilisation du digestat (liquide et solide) sont présentées dans le tableau ci-dessous.

[58] MFE = mineral fertilizer equivalent

Paramètre	Unité	Valeur		Lieu d'émission	Compartiment d'émission
		Digestat solide	Digestat liquide		
Rendement	kg MB de digestat sortante /t DA entrants	230	650	/	/
Total N	kg/t MB sortante	4,9	7,3	/	/
azote ammoniacal	kg/t MB sortante	3,1	4,6	/	/
azote organique	kg/t MB sortante	1,8	2,7	/	/
Émissions azotées	kg NH_3 /t digestat	1,37	0,61	FR	Air
	kg NO_3- /t digestat	2,41	3,59	/	Eau
	kg N_2O /t digestat	0,10	0,13	/	Air
	kg NO_x (as NO_2) /t digestat	0,10	0,18	FR	
Émissions de phosphates	kg $PO4^{3-}$/t digestat	$2,6E^{-3}$	$8,48E^{-4}$	/	Eau

Tableau 43 : Valeurs d'émissions azotées et de phosphates prises en compte pour les digestats (ADEME, EVEA, S3D, 2019) et (Brockmann, 2018)

Emissions d'ETM :

Enfin, les émissions vers les sols des ETM présents dans les DA ont été prises en compte, comme indiqué dans le Tableau 44.

Substances	Unité	Valeur	Compartiment d'émission
Cd	kg/t digestat	1,5E-04	Sol agricole
Cr	kg/t digestat	4,1E-03	
Cu	kg/t digestat	1,6E-02	
Hg	kg/t digestat	7,6E-05	
Ni	kg/t digestat	2,6E-03	
Pb	kg/t digestat	8,6E-03	
Zn	kg/t digestat	4,4E-03	

Tableau 44 : Valeurs d'émissions ETM prises en compte pour les digestats (ADEME, EVEA, S3D, 2019)

6.8.10.2. Evitement de production de fertilisants

La quantité de fertilisants substituée par l'application des digestats dépend de la composition de ces derniers en éléments nutritifs. La prise en compte des impacts de production de fertilisants évitée se base sur :

- Pour les fertilisants azotés :
  - Des taux de substitution pour les digestats liquides et solides de respectivement, 73% et 40% ont été pris en compte (source outil (Brockmann, 2018) issus du projet (Rapport final ESCo Mafor, 2014)).
- Pour les fertilisants phosphorés :
  - Un taux de 100% de substitution des engrais phosphorés par du digestat.

    A noter que pour le phosphore, (Johansson, 2008) soulignent que les crédits pour le remplacement des engrais P dépendent en grande partie du type d'engrais qui est supposé être remplacé. Toutefois, dans le cas de la récupération du P à partir des effluents, il n'est pas clair quel type d'engrais va être remplacé.

- Aucune émission de phosphore pour ces engrais minéraux n'a été incluse car les émissions par lixiviation sont considérées nulles et les émissions par ruissellement sont seulement influencées par l'apport d'engrais organiques liquide (boues, digestats liquides, lisiers).



Les analyses suivantes sont réalisées pour le taux de substitution des fertilisants azotés et phosphorés :

- Cas de base : 100% substitution
- Analyse de sensibilité : une fourchette de 0 – 100%

Dans cette étude (Tableau 45), les valeurs retenues pour les équivalents en engrais minéraux des apports en N correspondent à la fraction disponible à long terme (Mineral Fertilizer Equivalent (MFE) long terme de l'outil (Brockmann, 2018)). Il est à noter qu'il existe une forte variabilité de ces équivalents en engrais minéraux.

Paramètre	Unité	Valeur		Jeux de données ecoinvent v 3.9.1	
		Digestat solide	Digestat liquide		
Fertilisant azoté évité	kg N/t MB digestat	2,4	6,6	market for ammonium nitrate, RER	
Fertilisant phosphoré évité	kg P /t MB digestat	2,8	1,0	market for inorganic phosphorus fertiliser, as P2O5, FR	
Paramètre	**Type d'émission**	**Digestat solide**	**Digestat liquide**	**Lieu d'émission**	**Compartiment d'émission**
Émissions azotées évitées	kg NH_3 /t MB digestat	0,23	0,62	FR	Air
	kg NO_3- /t MB digestat	1,19	3,19	/	Eau
	kg N_2O /t MB digestat	0,04	0,12	/	Air
	kg NO_x (as NO_2) /t MB digestat	0,06	0,16	FR	

Tableau 45 : Quantités de fertilisants et émissions associées évités lors de l'épandage (ADEME, EVEA, S3D, 2019)

6.8.10.3. Evitement de production d'électricité (filière avec cogénération)

Considérant les préconisations de l'ILCD Handbook (JRC, 2011), la production d'électricité substituée est basée sur le mix de consommation d'électricité en France.

Par ailleurs, il est important de noter que le point de substitution est « la mise sur le réseau » : le procédé substitué ne prend pas en compte les consommations intermédiaires (câblages), les émissions et les pertes associées au transport de l'électricité[59].

[59] La prise en compte des impacts de production d'électricité évitée se base sur le processus unitaire de production (base ecoinvent v3.9.1) « market for electricity, high voltage, FR » auquel les flux associés aux transmissions (Transmission network, electricity, high voltage {GLO}; Transmission network, long-distance {GLO}|) et les flux associés aux émissions (« Dinitrogen monoxide », « Ozone ») ont été retranchés.

6.8.10.4. Evitement de production de chaleur (filière avec cogénération)

La substitution de la chaleur produite par cogénération pour la méthanisation agricole a pu être estimée de la manière suivante :

- Prise en compte de l'autoconsommation de chaleur pendant le processus de digestion
- 38% de la chaleur produite par cogénération biogaz est réellement valorisée (hors autoconsommation) d'après (ADEME, Chaleur issue de la méthanisation, de réelles opportunités, 2016)
- Définition du mix énergétique actuel pour chaque usage chaleur :
    - Séchoirs et chambres froides, serres et élevage d'après (SOeS, 2014)
    - Locaux et réseaux de chaleur d'après (ADEME, IN NUMERI, Carpenè, & Haeusler, 2019)
    - Agro-industrie d'après (INSEE, 2017)

6.8.10.5. Evitement de production de gaz naturel (filière avec injection)

Lorsque le biogaz est transformé en biométhane et injecté dans le réseau de gaz naturel, où il remplace le gaz naturel et les impacts environnementaux liés à ce combustible fossile. A noter que le biométhane a une teneur en méthane de 98%.

Paramètre	Jeux de données (ecoinvent v3.9.1)
Biométhane consommé pour produire de la chaleur	market for heat, central or small-scale, biomethane, EU w/o CH (MJ) | sans input de biométhane
Gaz naturel évité	heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100MW electrical (MJ), FR

Tableau 46 : Utilisation du biométhane

6.8.10.1. Séquestration de carbone dans le sol grâce à l'application de digestat

La formule suivante est utilisée pour calculer le stockage de carbone dû à l'application continue du digestat sur le sol agricole :

$$\Delta Stock = \sum_{t=1}^{tn} Q_{digestat} * C_{digestat} * ISMO_{digestat} * exp^{(-kt)}$$

Avec :

- ΔStock = le stockage additionnel au bout d'un temps tn suite à l'épandage du digestat (t)
- $Q_{digestat}$ = la quantité du digestat annuelle (t)
- $C_{digestat}$ = la teneur en carbone du digestat, exprimé par kg MB déchets alimentaires (kg C/ kg MB DA)
- $ISMO_{digestat}$ = la valeur d'ISMO (l'indice de stabilité de la matière organique) du digestat (%)
- k = la constante de minéralisation du carbone actif du sol (/)

Les données suivantes sont utilisées pour calculer le stockage de carbone, pour une tonne de digestat brut ($C_{digestat}$ = 1)

Paramètre	Valeur	Unité	Source
$C_{digestat}$	0,028	kg C/ kg MB DA	Calcul, voir 9.9.2
$ISMO_{digestat}$	65%	%	(RECORD, 2022) Tableau 7
k	0,075	/	Levavasseur, 2023 – communication personnelle

Tableau 47 : Données utilisées pour le stockage du carbone grâce au digestat

Sur base de ces apports, un stockage total de carbone de 0,23 t C est calculé (voir Figure 66 en annexe 9.16.1) après un total de 100 ans d'application de compost sur le sol agricole. Cette valeur est répartie de manière égale sur la somme des entrées :

230 kg C / 100 t déchets alimentaires traités par méthanisation = 2,3 kg C/t déchets alimentaires traités par méthanisation.

Ce stockage de carbone est ensuite converti en une émission de CO_2 évitée comme :

kg CO_2 évité = kg C stocké x 44/12

Avec :

- 44 = masse molaire de CO_2 (g/mol)
- 12 = masse molaire de C (g/mol)

L'émission de CO_2 évitée par tonne de déchets alimentaires envoyés à la méthanisation est alors : 2,3 kg C x 44/12 = 8,4 kg CO_2.

Ce stockage de carbone est défini par digestat brut, ce digestat subit une séparation des phases pour donner une fraction solide et une fraction liquide. Le carbone qui est finalement stocké dans le sol est réparti entre cette fraction liquide et cette fraction solide, mais cette distinction n'est pas faite dans le modèle. En effet, cette distinction n'est pas nécessaire suite aux hypothèses formulées selon lesquelles le sort du carbone est indépendant de la partie du digestat dans laquelle il aboutit (solide ou liquide) et que les deux fractions sont entièrement appliquées sur le terrain.

Le carbone qui est capturé dans le sol est d'origine biogénique. Ce « puits de carbone » n'est donc visible que dans les résultats relatifs à la catégorie d'impact *changement climatique avec CO_2b*. Les résultats pour cette catégorie d'impact sont disponibles au chapitre 7.3.5.

6.9. Evaluation des microplastiques

Le flux de microplastiques est estimé de deux manières ;

- Une estimation utilisant les valeurs maximales pour la présence de microplastiques autorisés dans le compost/digestat selon le socle commun.
- Une estimation à partir des données de la littérature sur les mesures de microplastiques dans le compost et le digestat.



L'hypothèse formulée est que les microplastiques ne concernent que les déchets alimentaires collectés dans le cadre d'un système de collecte séparée, et qu'aucune quantité (ou une quantité insignifiante) se retrouve dans le compost produit par le compostage domestique/partagé.

6.9.1. Approche selon le « socle commun »

L'arrêté[60], publié par le Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, définit les teneurs maximales en éléments traces métalliques, inertes et impuretés, composés traces organiques et micro-organismes pathogènes que les matières fertilisantes et supports de culture doivent respecter. Les teneurs maximales en inertes et impuretés mentionnées dans l'arrêté, sont présentées dans le Tableau 47.

Inertes et impuretés	Teneurs maximales (g/kg matière sèche)
Plastique > 2 mm	3
Verre > 2 mm	3
Métaux > 2 mm	3
Plastique + Verre + Métaux > 2 mm	5

Tableau 48: Teneurs maximales en inertes et impuretés dans les matières fertilisantes et supports de culture

[60] Arrêté fixant les valeurs et modalités d'appréciation des critères d'innocuité et de sortie de statut de déchet des matières fertilisantes et supports de culture (https://agriculture.gouv.fr/consultation-publique-projet-de-reglementation-encadrant-linnocuite-et-lefficacite-des-matieres)

A noter que la définition de la métrique de taille ('>2mm') n'est pas définie dans l'arrêté (s'il s'agit du diamètre ou de la plus petite longueur de la particule).

6.9.2. Approche sur base de la bibliographie

Une étude bibliographique sur la présence de microplastiques dans le compost et les digestats produits à partir de différents types de déchets organiques a été réalisée récemment par (Porterfield, Hobson, Neher, Niles, & Roy, 2023). Cette étude se concentre sur les mesures quantitatives des microplastiques et différents déchets organiques sont évalués dans l'analyse documentaire (par exemple les déchets verts). Pour la présente étude, seules les données sur les microplastiques présents dans le compost et le digestat dérivé des déchets alimentaires ont été retenues.

Les données sur les microplastiques sont présentées de deux manières possibles dans les études évaluées dans la revue bibliographique :

- Abondance en pourcentage du poids sec du compost/digestat (% MS)
- Abondance en tant que quantité de particules par kg de compost/digestat (sur la base du poids sec)

L'objectif étant de comparer les deux approches possibles (socle commun & étude bibliographique), seule la première méthode est utilisée dans la présente étude. Les données suivantes, présentées dans le Tableau 49 sur les microplastiques, sont tirées de l'étude bibliographique mentionnée ci-dessus.

Paramètre	Valeur (% MS)	Source
Teneur de microplastiques en digestat	0,0209 – 0,0776	Muller
	0,01 – 0,035	Schwinghammer
Teneur de microplastiques en compost	0,0845	Sholokhova
	0,018	Blasing & Amelung
	0,1358	Braun
	0,001 – 0,0102	Muller

Tableau 49 : Données sur les microplastiques dans le compost/digestat retenues pour cette étude

Ces données permettent de calculer la quantité moyenne de microplastiques trouvée dans le compost/digestat et l'écart-type :

- Digestat :
  - Valeur moyenne : 0,036 % MS (359 mg/t MS)
  - Ecart-type : 0,030 % MS (296 mg/t MS)
- Compost :
  - Valeur moyenne : 0,050 % MS (499 mg/t MS)
  - Ecart-type : 0,058 % MS (582 mg/t MS)

6.10. Incinération

6.10.1. Principes de la filière

6.10.1.1. Introduction

Le modèle de valorisation énergétique dans cette étude est dérivé du modèle WILCI. Ce dernier a été développé par le BRGM pour l'ADEME en 2017 pour la réalisation d'analyse du cycle de vie de l'incinération des déchets ménagers et assimilés en France.

6.10.1.2. Principes de modélisation

Les principes de modélisation sont les suivants :

- Le flux de déchets entrant est caractérisé selon :
  - les 41 éléments chimiques principaux qui le composent,
  - son PCI (pouvoir calorifique inferieur) : la quantité totale de chaleur dégagée par la combustion
  - le pourcentage de carbone biogénique, qui permet de calculer les émissions de carbone qui sont d'origine biogénique
- **L'énergie valorisée** via la combustion du déchet est calculée en tenant compte :
  - Pour l'électricité : du rendement électrique de l'installation (η_{el}). La quantité d'électricité produite/valorisée est calculée suivant :

$$\text{Energie}_{él} = \text{PCI} \times \eta_{\text{el}} \ [MJ/kg_{déchets}]$$

  - Pour la chaleur : du rendement thermique de l'installation (η_{th}) ainsi que de l'existence de débouchés permettant de valoriser la chaleur produite (noté $\eta_{débouchés}$) :

$$\text{Energie}_{th} = \text{PCI} \times \eta_{\text{th}} \times \eta_{débouchés} \ [\text{MJ}/kg_{déchets}]$$

  - Dans la suite de l'étude, le 'taux de valorisation externe' (η_{val}) sera utilisé pour désigner le produit du rendement thermique par la présence de débouchés pour la chaleur :

$$\eta_{\text{val}} = \eta_{\text{th}} \times \eta_{débouchés} \ [\%]$$

- L'énergie issue de la valorisation énergétique se substitue :
  - Au mix moyen de consommation d'électricité en France,
  - A la production de chaleur à partir d'un mix des énergies fossiles moyen en France.
- **Les coefficients de transfert :** La plupart des émissions issues de la combustion dépendent de la composition chimique du déchet, des paramètres de la combustion ainsi que du type de traitement des fumées. Ces émissions sont calculées via des « coefficients de transfert » (CT) qui permettent de calculer, pour chaque élément contenu dans le déchet, la proportion de ces éléments émis dans les flux de sortie (air, eau, mâchefers, REFIs).
  - A titre d'exemple, les émissions dans l'air d'un élément sont calculées comme :

$$Emissions_{air}\ élément = \text{CT (élément, air)} \times \text{Masse}_{\ entrante}(élément)$$

  - Ces coefficients de transfert diffèrent en fonction du traitement de fumée de l'installation d'incinération.
- **Les émissions dans l'air** dépendent du type de déchet et du procédé de valorisation/incinération dans son ensemble.
  - <u>Emissions spécifiques à la composition du déchet</u> :
    - Certaines émissions atmosphériques dépendent uniquement de la composition chimique du déchet incinéré et du type d'épuration des fumées (qui conditionne les coefficients de transfert vers l'air[61]). C'est ce qu'on appelle les « émissions spécifiques au déchet ». On retrouve dans cette catégorie la plupart des émissions : CO_2, SO_2[62], P, B, HCl, Br, HF, I, Ag, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, V, Zn, Be, Sc, St, Tl, W, Th, Si, Fe, Ca, Al, K, Mg, Na.
    - Les émissions de CO_2 sont réparties entre les émissions de CO_2 d'origine biomasse et le CO_2 d'origine fossile. Afin de garantir le bilan massique du carbone contenu dans les déchets, le calcul des émissions de CO_2 est basé sur la teneur en carbone du déchet et sur les émissions de CO. Les émissions de CO dépendent uniquement des caractéristiques du four et sont donc indépendantes du déchet (voir ci-dessous).

[62] Le SO_2, HCl et HF sont indiqués dans les émissions spécifiques à la composition du déchet bien que ces émissions dépendent du procédé de lavage des gaz acides. Ces émissions sont cependant modélisées via des coefficients de transfert (notamment un coefficient de transfert vers les REFIs)

- Emissions non spécifiques à la composition du déchet :
    - Les autres émissions atmosphériques dépendent essentiellement des caractéristiques du four, des caractéristiques de la combustion et du type d'épuration des fumées. Ces émissions ne peuvent pas donc être modélisées par les coefficients de transfert. On les appelle les « émissions spécifiques aux procédés ».
    - Ces émissions dépendent de paramètres physico-chimiques tels que la température des fumées, la teneur en oxygène des fumées, le temps de résidence dans la chambre de combustion et postcombustion, les caractéristiques du four (parties froides, qualité du mélange de l'air, isolation…), ainsi que des techniques d'abattement des émissions.
    - Ces émissions sont classées selon leur dépendance à une étape d'épuration :
        I. dépendantes du système de dépoussiérage (PM2.5, PM2.5-10),
        II. dépendantes des procédés DeNOx (NO_x, NH_3, N_2O),
        III. dépendantes des procédés DeDiox (CN, dioxines),
        IV. indépendantes des procédés ci-dessus (CO, méthane, autres COV).

- Les **émissions dans l'eau** dépendent directement du type de déchet et du type d'épuration des fumées. Seul le lavage de type « humide » génère des émissions dans l'eau. Les autres procédés (sec, semi-humide et combiné humide/semi-humide) ne génèrent pas de rejet dans l'eau. En cas de lavage humide des fumées, les émissions dans l'eau (après traitement) sont allouées sur base de la composition des déchets.
- **L'excès d'air** (e), exprimé en pourcent, est la proportion d'air utilisée en supplément de la quantité d'air strictement nécessaire pour obtenir une combustion stœchiométrique du déchet. Lors de la combustion de solides, l'utilisation d'un excès d'air est nécessaire afin d'assurer un mélange suffisant entre le combustible et l'oxygène et d'obtenir une combustion complète. Soit :
    - V ' air° la quantité d'air utilisée lors de la combustion du déchet (en Nm^3/kg déchets),
    - V air° le volume comburivore du déchet (en Nm^3/kg déchets). Le volume comburivore du déchet est le volume d'air strictement nécessaire pour la combustion stœchiométrique du déchet,
    - L'excès d'air (e) est alors défini comme : V'air° = (1 + e) . Vair°.
- La **consommation d'électricité** est basée sur la consommation d'électricité moyenne du parc d'UVE français adaptée selon le type de déchet spécifique incinéré. Les deux principaux paramètres d'adaptation de cette consommation sont le volume de fumée générée par le déchet (influence la consommation du four et du traitement des fumées) et le PCI (influence le générateur de vapeur).
- La consommation de réactifs pour l'épuration des fumées
    - La consommation de réactifs est déterminée dans le modèle en fonction de :
        - la composition élémentaire du déchet,
        - des coefficients de transfert (et donc de la quantité de polluants à éliminer dans les fumées),
        - et du mode d'épuration des fumées (voie sèche, humide, semi-humide ou combinée « humide-semi/humide »).
    - Ces consommations de réactifs prennent en compte :
        - Pour le procédé DeDiox, les consommations de coke de lignite, de charbon actif et de Dioxorb. Ces consommations sont proportionnelles à la masse de déchet incinéré,
        - Pour les procédés DeNOx, les consommations d'urée et d'ammoniaque, ces consommations sont proportionnelles à la masse de déchets incinéré et à un facteur de correction tenant compte des émissions de NO_x spécifiques du déchet,
        - Pour l'abattement des gaz acides, les consommations de bicarbonate de soude, de chaux éteinte, de chaux-vive, …
    - Ces consommations dépendent de la quantité de polluant à abattre (HCl, SO_x, HF, HBr et HI) et d'un surdosage stœchiométrique,

- La consommation de réactifs est exprimée au moyen d'un facteur traduisant la quantité de réactifs nécessaire pour traiter une certaine masse d'un polluant donné (S, Cl ou F).

- La consommation d'eau pour l'épuration des fumées
  - L'eau est utilisée principalement pour la préparation de la solution de neutralisation des fumées lorsque celui-ci est en voie humide ou semi-humide,
  - L'eau utilisée dans le réseau de chauffage pour la distribution de la chaleur est considérée comme étant en dehors des limites du modèle.
- La consommation de réactifs pour le traitement des eaux usées issues de l'épuration des fumées :
  - Le traitement des fumées par voie humide nécessite un traitement des eaux usées générées lors de l'épuration des fumées.
- Le traitement des différents flux solides en sortie d'unité d'incinération :
  - Les **REFI** :
    - La majorité des REFI sont stabilisés/solidifiés. Cette stabilisation est modélisée par une consommation d'eau et de ciment,
    - Les REFI font l'objet de 3 types de traitement :
      I. Valorisation en remblai dans les mines de sel,
      II. Stockage en ISDD avec ou sans stabilisation,
      III. Autres traitements.
  - **Les mâchefers** subissent un déferraillage en sortie d'installation en vue de récupérer les métaux ferreux. Lors du passage sur une installation de maturation plusieurs opérations peuvent intervenir dont des étapes de tri magnétique permettant de récupérer les métaux ferreux et de tri par induction permettant de récupérer les métaux non-ferreux.

    Les mâchefers, éventuellement passés par un centre de déferraillage / maturation peuvent être soit valorisé en sous-couche routière dans le BTP soit éliminés en ISDND.
- Le modèle inclut la fabrication et la fin de vie des infrastructures de l'unité d'incinération (y compris l'utilisation des sols). Les infrastructures sont amorties en fonction de la durée de vie de l'unité et de la quantité de déchets traitées.

6.10.2. Données spécifiques à la modélisation de l'incinération de déchets alimentaires (DA)

Dans ce chapitre, seules les données spécifiques à l'incinération des déchets alimentaires en France sont présentées. Les données pour le modèle général d'incinération (par exemple, la consommation de réactifs pour les différentes techniques de réduction des gaz de combustion, les facteurs d'émission, l'infrastructure...) sont présentées dans l'annexe (9.11).

L'énergie valorisée via la combustion des déchets alimentaires est calculée avec les données du Tableau 49 :

Paramètre	Valeur	Source
PCI des déchets alimentaires (MJ/kg)	1,35	Calculée sur base de composition des DA
Rendement électrique moyen en FR (%)	7,1%	Modèle WILCI
Rendement thermique moyen en FR (%)	31,3%	Modèle WILCI

Tableau 50 : Type de valorisation de la chaleur issue de la combustion des déchets en unité d'incinération

Par tonne des déchets alimentaires on génère :

- 1 t DA x 1700 MJ/t DA x 7 % = 121 MJ = 33,5 kWh
- 1 t DA x 1700 MJ/t DA x 31% = 532 MJ

Cette production évite les mix nationaux de l'électricité et thermique fossile en France (Tableau 50) :

Energie		Part du mix évité	Jeux de données ecoinvent v3.9.1
Electricité	Electricité mix national FR	100%	market for electricity, high voltage, FR
Mix thermique	Gaz naturel	73%	heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx >100kW, EU w/o CH
	Fioul	13%	heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW, EU w/o CH
	Charbon	14%	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW, EU w/o CH

Tableau 51 : Energie évitée par la valorisation de la chaleur issue de la combustion des déchets en unité d'incinération

La part de chaque combustible fossile dans le mix thermique est tirée de l'IEA (2014).

6.11. Installations de stockage

6.11.1. Principes de la filière

6.11.1.1. Introduction

Ecoinvent a développé un modèle de mise en décharge qui permet de calculer sur la base de la composition des déchets, les émissions des polluants dans les lixiviats et la production de biogaz.

6.11.1.2. Principes de modélisation

Les principes de modélisation sont les suivants :

- Le flux de déchets entrant est caractérisé selon :
  - les 41 éléments chimiques principaux qui le composent ;
  - le taux de carbone organique ;
  - le taux de dégradation du déchet à 100 ans.
- Les **émissions dans l'air et dans l'eau** dépendent directement du type de déchet et du taux de dégradation de celui-ci.
  - Des coefficients de transfert pour chaque élément chimique sont utilisés pour modéliser les émissions vers l'air et vers l'eau.

    Ces coefficients de transfert sont issus d'un bilan massique moyen réalisé en entrée et en sortie de différents centres de stockage et d'hypothèses de modélisation (actuellement basées sur la modélisation Ecoinvent)
- La modélisation des émissions (dans l'air et dans l'eau) est séparée suivant deux horizons temporels pour pouvoir prendre en compte l'ensemble des impacts potentiels d'une installation de stockage sur l'ensemble de la durée d'exploitation de celle-ci :
  - Les émissions ayant lieu à court terme : de t0 à t0+100 ans
  - Les émissions ayant lieu à long terme : de t0+ 100 à t0 + 60 000 ans
- Le modèle inclut la fabrication et la fin de vie des infrastructures de l'installation de stockage (y compris l'utilisation des sols). Les infrastructures sont amorties en fonction de la durée de vie de l'unité et de la quantité de déchets stockés.

Il y a deux flux à traiter qui sortent de l'installation de stockage. Ces deux flux sont inclus dans la modélisation.

- Les lixiviats : ils sont collectés et traités via une station d'épuration (STEP)
- Le biogaz : le devenir du biogaz est modélisé sur base du schéma ci-dessous :

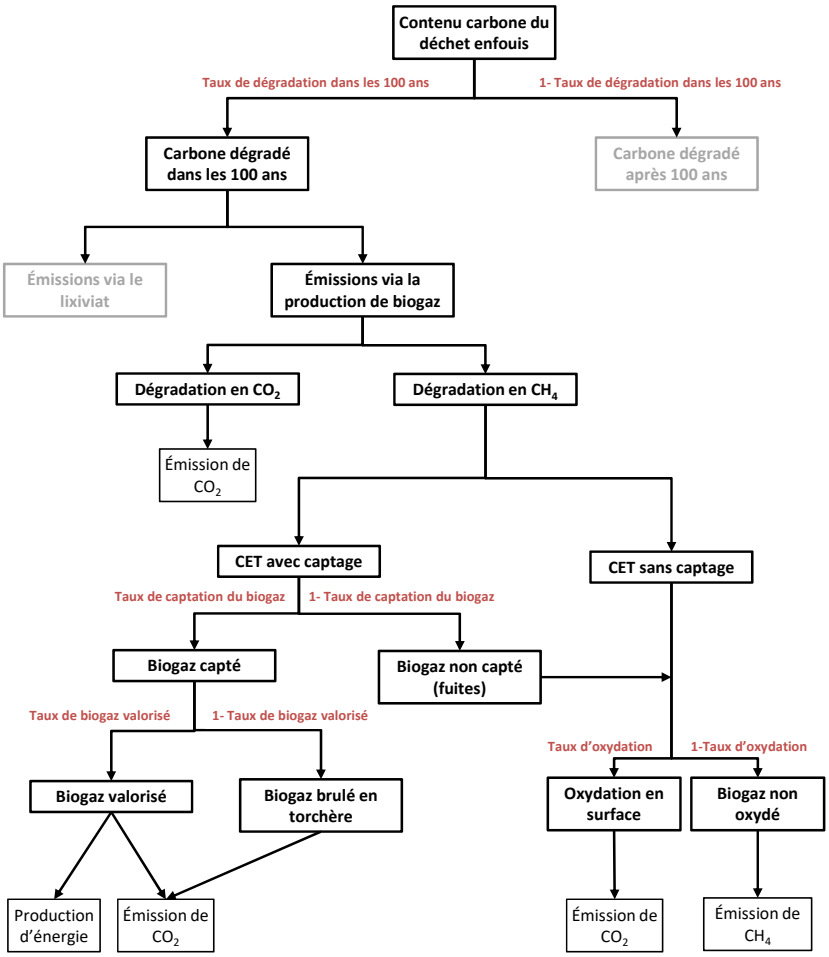


Figure 19 : Schéma des flux de carbone dans une installation de stockage

Le carbone présent dans les déchets mis en installation de stockage se dégrade en CO_2 ou en CH_4. En raison de la teneur énergétique du méthane, les installations de stockage sont souvent équipées d'un système de captage du gaz produit. Si l'installation de stockage n'est pas équipée d'un système de captage, le biogaz est simplement émis dans l'atmosphère.

Lorsque le gaz est capturé, il y a toujours une fuite d'une partie du méthane dans l'atmosphère. Le taux de cette fuite dépend de type d'installation de stockage : le stockage ouvert et le stockage en bioréacteur. La partie de méthane capturée peut être brûlée, ce qui la transforme en CO_2, ou valorisé ce qui évite la production d'énergie fossile.

La modélisation laisse la possibilité de prendre en compte ou non les émissions à long-terme :

- La concentration en polluants du lixiviat émis en phase de post-exploitation est une donnée difficile à caractériser (absence de mesures sur l'horizon de temps étudié). Certaines méthodes ont été mises au point pour décrire la composition massique du lixiviat produit mais celles-ci ne sont pas jugées suffisamment fiables (des pistes d'amélioration restent à explorer) et leur prise en compte engendre de grosses incertitudes ;
- La plupart des émissions dans l'eau sont associées dans ecoinvent à la phase de post-exploitation et les hypothèses utilisées pour chiffrer ces émissions sont susceptibles de varier selon l'évolution de l'état des connaissances. ecoinvent considère qu'à 60 000 ans la plupart de la charge polluante émise atteindra les eaux souterraines.

6.11.2. Données spécifiques à la modélisation du stockage de DA

Les données présentées dans ce sous-chapitre sont basées sur des discussions entre RDC et SETEC[63] menées dans le passé dans le cadre d'études antérieures du RDC, le plus récente une ACV fait pour l'ADEME (RDC Environment, 2019) .

On assume qu'en France toutes les installations de stockage sont équipées d'un système de captage de méthane. Une installation est composée de casiers de stockage. Ces casiers sont remplis progressivement. Une fois un casier rempli, il est aussitôt fermé. On distingue deux technologies avec un taux de captation du biogaz différent.

- Le stockage ouvert
- Le stockage en bioréacteur.

Les données utilisées pour la captation de méthane dans les installations de stockage sont présentées dans le Tableau 52.

Paramètre	stockage ouvert	stockage en bioréacteur
Proportion de type d'installation de stockage (%)	75%	25%
Taux de captation du méthane dans l'installation de stockage (%)	75%	95%

Tableau 52 : Données relatives à la captation de gaz dans les installations de stockage

L'utilisation du biogaz capté est caractérisée par les données présentées dans le Tableau 53 ci-dessous.

Paramètre	Valeur
Taux d'utilisation de biogaz (%)	75%
Proportion des installations de stockage avec récupération de l'électricité (%)	95%
Rendement électrique (%)	[25 – 45%]
Proportion des installations de stockage avec récupération de l'énergie thermique (%)	50%
Rendement thermique (%)	[30 – 50%]

Tableau 53 : Utilisation du biogaz capté issu de l'installation de stockage

Cette production évite les mix nationaux de l'électricité et thermique fossile en France :

Energie		Part dans le mix évité	Jeux de données ecoinvent v3.9.1
Electricité	Electricité mix national FR	100%	market for electricity, medium voltage, FR
Mix thermique	Gaz naturel	73%	heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx >100kW, EU w/o CH
	Fioul	13%	heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW, EU w/o CH
	Charbon	14%	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW, EU w/o CH

Tableau 54 : Energie évitée par la captation du biogaz issu de l'installation de stockage

La part des combustibles fossiles dans le mix thermique est tirée de l'IEA (2014).

[63] https://www.setec.fr/groupe/lessentiel

7. Evaluation des impacts environnementaux des scénarios théoriques de gestion des déchets alimentaires

7.1. Introduction

7.1.1. Rappel des scénarios étudiés

La répartition des modes de gestion d'une tonne de déchets alimentaires dans les différents scénarios de gestion mis en place par une collectivité territoriale est rappelée ci-dessous (même figure que la Figure 12).

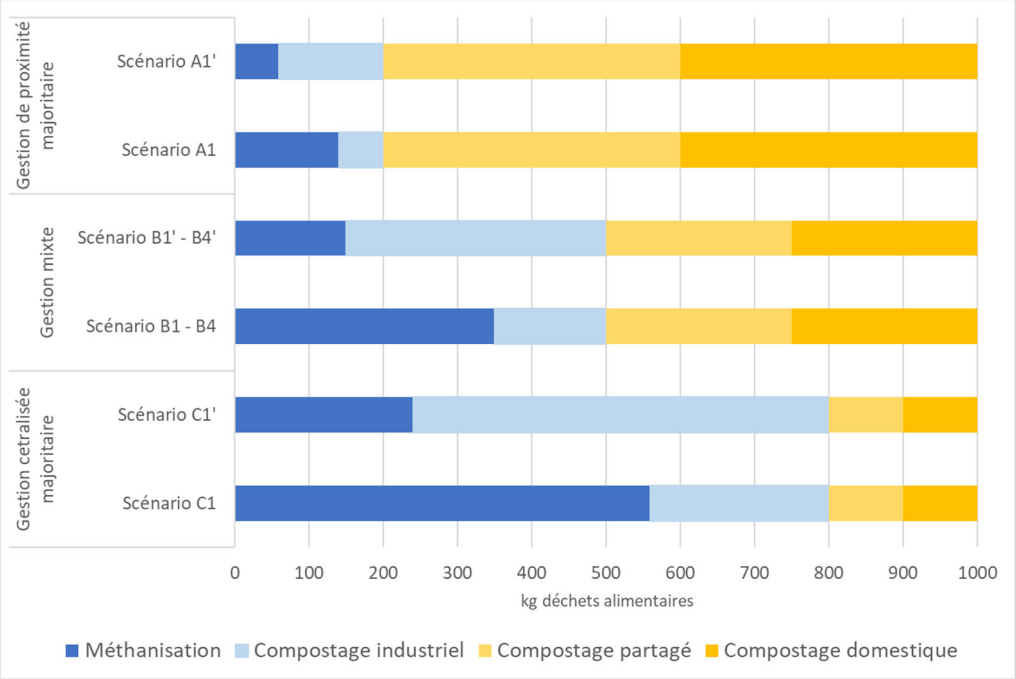


Figure 20 : Présentation visuelle des quantités traitées par type de traitement dans les différents scénarios

La répartition entre les deux types de gestion scénario est la suivante :

- 2 scénarios relatifs à une collectivité territoriale ayant choisi de gérer principalement les déchets alimentaires via un système de gestion de proximité (« **Gestion de proximité majoritaire** » - scénarios A) : 20% des déchets sont collectés séparément et 80% sont gérés à proximité.
- 8 scénarios relatifs à une collectivité territoriale ayant choisi de gérer les déchets alimentaires qui est répartie de manière égale entre un système de gestion de proximité et un système de gestion de proximité, nommé ci-après « **Gestion mixte** » (B) : 50% des déchets sont collectés séparément et 50% sont gérés à proximité.
- 2 scénarios relatifs à une collectivité territoriale ayant choisi de gérer les déchets alimentaires via un système de collecte séparée, nommé ci-après « **Gestion centralisée majoritaire** » (C) : 80% des déchets sont collectés séparément et 20% sont gérés à proximité.

Dans les territoires « gestion centralisée majoritaire » et « gestion de proximité majoritaire », seule la méthanisation centralisée est analysée pour la filière de méthanisation alors que dans le territoire « gestion mixte » les autres filières de méthanisation sont également étudiées résultant en 8 sous-scénarios au total pour ce territoire (scénarios B1-B2-B3-B4-B1'-B2'-B3'-B4').

Clés de lecture de la Figure 20

Pour le scénario A1, le traitement d'une tonne de déchets alimentaires se répartit comme tel :

- *60 kg partent en méthanisation,*
- *140 kg en compostage industriel,*
- *400 kg en compostage partagé*
- *et 400 kg en compostage domestique.*

7.1.2. Cas de base étudié

Pour les étapes se déroulant en amont du traitement, il existe de nombreuses configurations possibles telles que :

- type de collecte (PàP vs PAV),
- type de récipient de collecte (sac vs bac)
- …

Clés de lecture du chapitre 7

Les résultats présentés dans ce chapitre 7 se rapportent à un cas de base défini de la manière suivante pour le volet « collecte séparée » :

- *Fréquence de collecte : une fois par semaine*
- *Type de récipient de collecte utilisé par les ménages :*
  - *Gestion de proximité majoritaire : 100% bac*
  - *Gestion mixte : 50% sac & 50% bac*
  - *Gestion centralisée majoritaire : 100% sac*
- *Type de sac de collecte (dans tous les territoires) : biodégradable*
- *Déchets alimentaires passant par l'étape de déconditionnement : tous les déchets alimentaires qui sont traités par méthanisation (indépendant de la filière de méthanisation)*
- *Composition des déchets alimentaires : pas de contamination (hypothèse formulée : respect des consignes de tri par les ménages)*

7.1.3. Mode de présentation des résultats

7.1.3.1. Présentation en trois niveaux

Les résultats pour chaque scénario sont présentés en trois niveaux :

Clés de lecture des résultats

Niveau 1 **Impacts générés**

L'impact « généré » par la gestion des déchets alimentaires, c'est à dire le récipient de collecte, le transport pour la collecte séparée, l'étape de déconditionnement et le traitement biologique des déchets alimentaires. Ce traitement inclut les consommations, les émissions survenant au cours du processus et de l'utilisation du produit final obtenu.

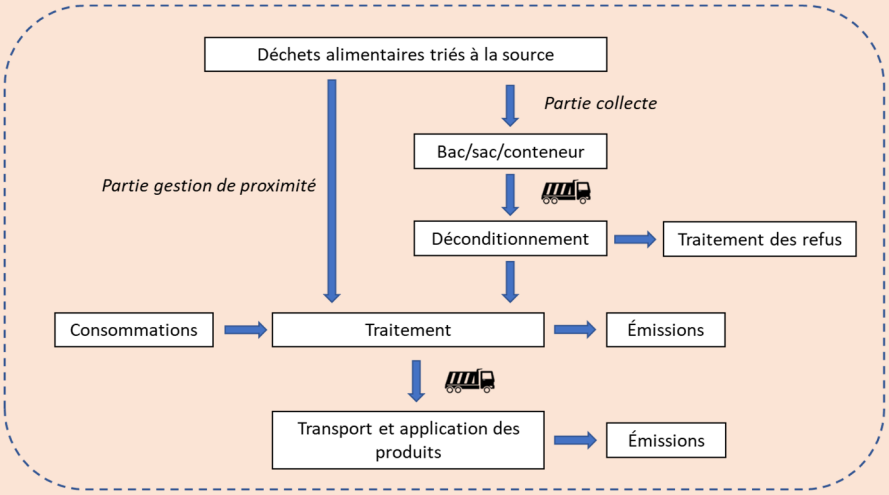


Figure 21 : Présentation visuelle du 'niveau 1' des résultats - Impacts générés

Niveau 2 **Impacts évités potentiels**

L'impact évité suite à la valorisation potentielle des produits issus des divers traitements à savoir : biogaz, biométhane, amendement organique (compost et digestat solide) et/ou engrais organique (digestat liquide et solide).

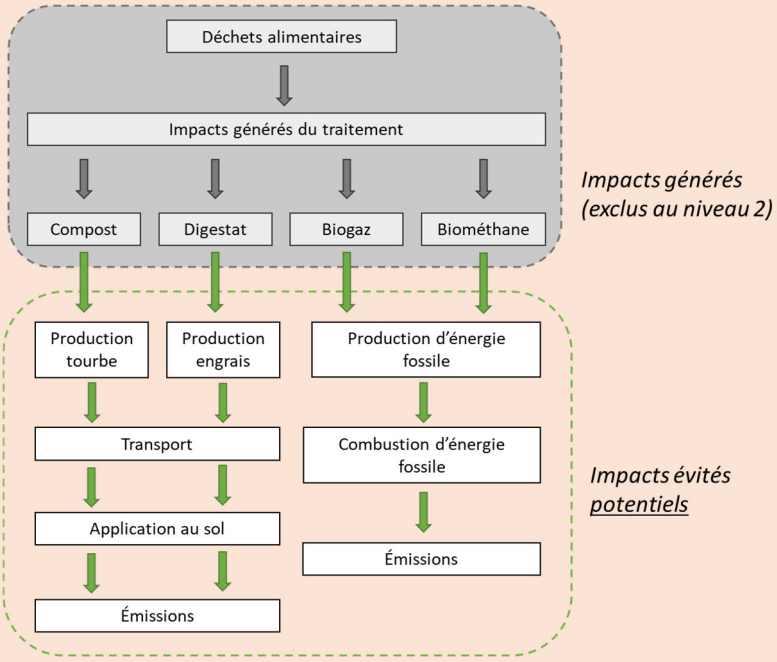


Figure 22 : Présentation visuelle du 'niveau 2' des impacts évités potentiels

Niveau 3 **Somme des impacts générés et évités potentiels**

Ce niveau 3 présente la somme des impacts générés et évités si le potentiel d'évitement est valorisé à 100% par les utilisateurs.
Ce mode de présentation est réalisé sous la forme d'une valeur nette d'impacts dans un tableau.

7.1.3.2. Répartition par phase du cycle de vie

Les résultats des scénarios sont regroupés par phase du cycle de vie telles que décrites ci-dessous (la couleur par phase dans les Tableaux 55 et 56 correspond aux couleurs des graphiques) :

Nom de la phase	Contenu
Récipient de collecte	La fabrication et la fin de vie des différents récipients de collecte (sac/bac/conteneur)
Collecte	La tournée de collecte séparée des déchets alimentaires et le transport vers l'installation de traitement
Déconditionnement*	Les consommations d'énergie et d'eau et le traitement des refus Ces refus sont constitués d'emballages et déchets alimentaires, ils sont traités en partie par incinération et en partie par stockage.
Infrastructure	La fabrication et la fin de vie des infrastructures des installations où les déchets alimentaires sont traités
Consommations (processus)	Les consommations d'énergie et d'eau pendant le processus de traitement des déchets alimentaires
Émissions (processus)	Les émissions dans l'air pendant le processus de traitement des déchets alimentaires
Transport produit	Le transport du compost et/ou digestat vers le lieu d'utilisation, ainsi que l'application des produits (l'épandage par tracteur)
Émissions (produits)	Les émissions à la suite de l'application des produits. Sont incluses : les émissions à l'air lors de la combustion du biogaz/biométhane, les émissions lors de l'application du compost/digestat au sol.

Tableau 55 : Répartition par phase pour le « niveau 1 » de présentation des résultats - Impacts générés

Nom de la phase	Contenu
Tourbe – Amendement organique (remplacée par le compost)	La production de tourbe, le transport de tourbe, la production de l'emballage, ainsi que la fin de vie de l'emballage
Engrais organique (remplacé par le digestat liquide et solide)	La production des engrais, ainsi que les émissions dues à l'application des engrais au sol
Electricité et/ou chaleur produite par des moyens conventionnels (remplacée par la production à partir de biogaz)	En cas de cogénération : la production d'électricité (mix national) et chaleur d'origine fossile (production + combustion des combustibles fossiles) En cas d'injection : la production et la combustion de gaz naturel
Gaz naturel (remplacé par l'utilisation de biométhane)	La production et la combustion de gaz naturel

Tableau 56 : Répartition par phase pour le « niveau 2 » de présentation des résultats - Impacts évités potentiels

7.1.4. Sélection des catégories d'impacts potentiels

Les catégories d'impacts potentiels étudiées sont celles recommandées par le JRC, elles sont présentées dans la section 5.2.5.1.

Au total, il y a 16 catégories d'impacts pour couvrir l'ensemble des impacts environnementaux en lien avec le système de gestion et traitement des déchets alimentaires étudié. En outre, pour rappel, une version alternative de la catégorie d'impact "changement climatique" est évaluée, dans laquelle le carbone biogénique est pris en compte.

Une sélection des catégories d'impacts les plus pertinentes est effectuée ici, afin de concentrer les analyses dans le corps du rapport sur les impacts environnementaux les plus pertinents pour les systèmes étudiés. Les autres catégories d'impacts ne seront pas abordées dans ce chapitre et leurs résultats sont présentés uniquement en annexe.

La sélection se base sur la démarche suivante :

- **Les catégories d'impacts prédominantes à l'issue de l'étape de normalisation-pondération préconise par la méthode EF 3.1 sont sélectionnées.**

  Conformément aux lignes directrices du PEF, les résultats des 16 catégories d'impacts sont normalisés et pondérés en utilisant le set des facteurs de normalisation et pondération (EF 3.1, annexe 9.13). Le set de facteurs de pondération a été développé sur base de la sollicitation d'un **panel d'experts**.

  Cette approche vise à identifier les catégories d'impacts ayant la plus forte contribution au score environnemental unique. Le critère de sélection retenu est la contribution à au minimum 80% du score unique (voir annexe 9.15 pour les résultats normalisés et pondérés).

  Ces deux concepts de normalisation et pondération sont explicités ci-dessous :

  - Lors de la normalisation, les résultats caractérisés sont divisés par un facteur de normalisation, qui correspond à l'impact caractérisé d'un habitant européen moyen. Il est ainsi possible d'exprimer les résultats de différentes catégories d'impact dans une même unité de référence, à savoir une personne*an équivalent. Cependant, les résultats normalisés ne donnent pas d'indice sur la gravité ou la pertinence des différents impacts, il s'agit uniquement d'une relativisation des catégories entre elles au regard d'une référence.
  - Lors de la pondération, les résultats normalisés sont multipliés par des facteurs de pondération qui reflètent l'importance relative perçue des différentes catégories d'impact. Les résultats pondérés peuvent être agrégés entre catégorie d'impacts pour obtenir plusieurs valeurs agrégées intermédiaires voire jusqu'à un score unique.

- D'autres catégories d'impacts sont sélectionnées sur la base des critères suivants :
  - Des catégories d'impact sont ajoutées à cette liste en fonction de l'expérience du praticien en matière d'ACV sur le thème de la gestion et du traitement des déchets.
  - Les catégories d'impacts exprimant des impacts majoritaires liés à des problèmes méthodologiques dans les bases de données sont d'office exclues (si les deux précédentes conditions ne sont pas remplies)

Cette sélection est détaillée au Tableau 57 ci-dessous.

La pondération nécessite généralement de poser des **jugements de valeur** *sur les différentes catégories d'impact prises en compte. Ces jugements peuvent se baser sur des avis d'expert, des points de vue politiques/culturels ou sur des considérations économiques.*

Elle présente l'avantage d'agréger les impacts environnementaux en un score unique, ce qui a pour objectif de faciliter la prise de décision.

En effet, nombreuses sont les études qui ne concluent pas sur la préférence d'un système car il n'est pas le moins impactant pour l'ensemble des indicateurs de catégories d'impacts, mais seulement pour certains. Ces études laissent le choix de la pondération au décideur.

La pondération est donc une méthode ayant pour objectif d'aider le décideur à arbitrer entre les différentes catégories d'impact.

La pondération des impacts environnementaux est un **sujet controversé**. *En effet, elle fait intervenir des jugements de valeur sur la priorisation de certaines catégories d'impacts vis-à-vis d'autres.*

La pondération requiert de donner plus de poids aux impacts qui sont jugés plus « graves ». Elle consiste à pondérer puis agréger des impacts de nature différente.

Les facteurs de pondération peuvent varier en fonction de paramètres géographiques (par exemple, les problèmes d'acidification sont plus sensibles en Amérique du Nord qu'en France), temporels (par exemple, la problématique du CO_2 n'a pas la même résonance aujourd'hui qu'il y a dix ans), politiques, culturels et même personnels en fonction de préférences individuelles à caractère philosophique.

Plusieurs méthodes de pondération peuvent être utilisées lors de la réalisation d'une ACV telles que présentées ci-dessous.

- *La pondération dite « orientée dommage » ;*
  - *Déterminée en partant des effets finaux aussi appelés dommages*
  - *Avantages : Construction à partir des effets finaux*
  - *Limites :*
    - *Pas de limite intrinsèque*
    - *Difficulté pratique de quantifier les dommages*
    - *Dépend des méthodes de caractérisation et de normalisation utilisées*
- *La pondération via un panel ;*
  - *Fixé sur base de l'interview d'un groupe de personnes sur ce qui est le plus important pour eux*
  - *A noter qu'au sein du panel,*
    - *chaque personne a un niveau de connaissance différent des problématiques environnementales,*
    - *chaque personne a des expériences personnelles qui lui sont propres,*
    - *Il est difficile de contrôler le niveau d'explication qu'on reçut les membres du panel et l'influence qu'on put avoir les publications récentes dans les médias*
- *La pondération suivant la distance par rapport à une valeur cible (politique ou scientifique).*
  - *Fixé par rapport à des objectifs de réduction établis par des politiques nationales ou supranationales*
  - *Limites : Cela ne reflète pas forcément la sévérité du problème environnemental puisque les politiques sont influencées par des aspects socio-économiques.*

Critère	CC	OD	Tox. c	Tox. nc	PM	IR	POF	Ac	Eutr_t	Eutr_e	Eutr_m	Ecotox	LU	WU	Res_m	Res_f
Catégorie pertinente au regard de la normalisation et pondération de JRC?	Oui	Non	Non	Oui	Oui	Non	Non	Non	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non	Non	Oui
Catégorie pouvant être exclue en raison de limites méthodologiques ?**	Non	Non	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Non
Catégorie pertinente selon l'expérience des praticiens	Oui	Non	Non	Non	Oui	Non	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non	Non	Oui
Sélectionné pour l'étude?	**Oui**	Non	Non*	Non	**Oui**	Non	Non	**Oui**	**Oui**	Non*	**Oui**	Non	Non	Non	Non	**Oui**
Echelle d'impacts***	monde	monde	local	local	local	local	local	contin.	contin.	contin.	contin.	local	local	local	monde	monde
Type de pollution***	air	air	air/eau/ sol	air/eau/ sol	air	air	air	air/eau	sol	eau	eau	air/eau/ sol	ressour.	ressour.	ressour.	ressour.

Tableau 57 : Critères de sélection des catégories d'impacts à évaluer en détail

* Les raisons d'exclure ces catégories d'impact :

- Toxicité, effets non-cancérogènes : problèmes méthodologiques liés à cette catégorie d'impact
- Eutrophisation eau douce : les catégories d'impact liées à l'eutrophisation sont pertinentes à évaluer dans une ACV sur le traitement des déchets de matières organiques. Cependant, les résultats normalisés et pondérés indiquent que la contribution relative de cette catégorie d'impact est faible à l'impact environnemental total (<1%)[64], c'est pourquoi cette catégorie d'impact n'a pas été retenue.

** : Résultats incohérents du fait d'une mauvaise implémentation des inventaires ou méthode de caractérisation ne reflétant que partiellement les enjeux environnementaux

[64] L'eutrophisation des eaux douces est déterminée par les émissions de P qui sont moins élevées que celles de N (avec un impact sur les autres catégories d'eutrophisation).

*** : Critère présenté à titre informatif

Abréviations des catégories d'impact :

CC = changement climatique / OD = Diminution de la couche d'ozone stratosphérique / Tox. c = Toxicité humaine, effets cancérogènes / Tox. nc = Toxicité humaine, effets non- cancérogène / PM = Particules fines / IR = Radiations ionisantes / POF = Formation d'ozone photochimique / Ac. = Acidification / Eutr. T = Eutrophisation terrestre / Eutr. E = Eutrophisation eau douce / Eutr. M = Eutrophisation marine (sans émissions à long terme) / Ecotox = Écotoxicité, eau douce / LU = Usage des sols / WU = Épuisement des ressources en eau / Res. m = Ressources minérales / Res. f = Ressources fossiles

7.1.5. Hiérarchie des scénarios : sélection de la valeur seuil

Pour tous les scénarios, l'impact sur les principales catégories d'impact (sélectionnées de la manière mentionnée ci-dessus) sera présenté dans les chapitres suivants. L'objectif de ces chapitres est de présenter les résultats et de déterminer s'il est possible d'établir un classement des scénarios en fonction de leur impact sur l'environnement.

En raison de l'incertitude des hypothèses, des données et des paramètres utilisés pour l'ACV, il existe une incertitude inhérente aux résultats. Par conséquent, les résultats présentés ci-dessous ne conduiront pas toujours à une hiérarchie claire des scénarios. Lorsque la différence relative dans les résultats des scénarios est trop faible, il n'est pas possible de faire une conclusion définitive concernant la hiérarchie. Dans ce cas, l'incertitude peut être suffisante pour estomper la différence entre les scénarios et conduire à une hiérarchie différente des scénarios.

Lors de la comparaison des résultats (par catégorie d'impact) des différents scénarios évalués dans cette étude, une valeur seuil par défaut sera utilisée. Ce n'est que lorsque la différence relative entre deux scénarios est supérieure à cette valeur seuil qu'un classement sera effectué. Si la différence relative entre deux scénarios est inférieure à cette valeur seuil, aucun classement définitif ne peut être établi car l'incertitude est trop grande pour le faire.

La valeur seuil est fixée à 20%. Dans les chapitres ci-dessous, cette valeur sera toujours utilisée lors des déclarations sur la hiérarchie.



La valeur seuil dans cette étude est choisie arbitrairement et basée sur l'expertise de RDC Environment et du panel de revue critique en accord avec l'ADEME.

Exemple fictif :

Catégorie d'impact	Unité	Scénario 1	Scénario 2	Différence relative* (%)	Hiérarchie possible ?
Changement climatique	kg CO_2-eq./UF	87	92	6%	NON
Ressources fossiles	MJ/UF	234	316	35%	OUI

* : scénario 2 par rapport à scénario 1

7.2. Résultats par filière de traitement biologique

7.2.1. Totaux par catégorie d'impact

Cette section vise conforter les connaissances de l'ADEME en termes de contributions aux différentes catégories d'impacts suite à la mise à jour des modèles d'évaluation environnementale développés dans le cadre de la précédente étude ADEME.

Dans ce chapitre, les résultats des différentes filières de traitement biologique sont présentés pour les principales catégories d'impacts (les résultats pour toutes les catégories d'impacts sont disponibles dans l'annexe 9.14). Ces résultats n'incluent pas les étapes en amont, et sont exprimés par tonne de déchets alimentaires entrant dans l'installation de traitement (après une éventuelle étape de déconditionnement).

Les résultats totaux (impacts générés + évités potentiels) sont présentés pour chaque filière de traitement biologique dans le Tableau 58 ci-dessous.

Les impacts évités sont potentiels et fonction de :

- l'effectivité de la substitution
- l'effectivité que cette substitution engendre une non production du produit minéral ou fossile

Filière de traitement		Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
	Unité	kg CO2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ/UF
Compostage domestique	Impacts générés	120	8,3E-06	4,3	0,5	0,4	32
	Impacts évités	0	0	0	0	0	0
	TOTAL	120	8,3E-06	4,3	0,5	0,4	32
Compostage partagé	Impacts générés	120	8,1E-06	4,3	0,5	0,4	20
	Impacts évités	0	0	0	0	0	0
	TOTAL	120	8,1E-06	4,3	0,5	0,4	20
Compostage industriel	Impacts générés	138	5,3E-06	2,5	0,5	0,3	734
	Impacts évités	-36	-1,2E-07	0	0	0	-423
	TOTAL	102	5,2E-06	2,5	0,5	0,3	311
Méthanisation centralisée - injection	Impacts générés	140	1,8E-05	9,5	0,8	0,8	741
	Impacts évités	-89	-1,1E-05	-5,9	-0,7	-0,7	-910
	TOTAL	52	7,2E-06	3,5	0,2	0,2	-169

Méthanisation agricole – cogénération.	Impacts générés	129	1,8E-05	9,5	0,8	0,9	365
	Impacts évités	-71	-1,2E-05	-5,9	-0,7	-0,7	-2979
	TOTAL	57	6,3E-06	3,5	0,1	0,2	-2614
Méthanisation agricole - injection	Impacts générés	141	1,8E-05	9,5	0,8	0,8	799
	Impacts évités	-101	-1,1E-05	-6	-0,7	-0,7	-1118
	TOTAL	39	7,2E-06	3,5	0,2	0,2	-319

Tableau 58 : Résultats totaux pour chaque filière de traitement biologique et principales catégories d'impacts

Lorsque les déchets alimentaires sont traités par compostage domestique/partagé, aucun impact évité n'est constaté puisque le compost n'évite pas la tourbe. Ce n'est le cas que pour le compost produit par le compostage industriel, c'est pourquoi ce type de compostage présente un impact évité. L'impact de la méthanisation est généralement plus élevé que celui du compostage, mais une part plus élevée de cet impact peut potentiellement être évitée car la méthanisation produit deux produits (biogaz et digestat) qui peuvent venir potentiellement remplacer les alternatives fossiles, alors que le compostage ne produit qu'un seul produit.

7.2.2. Focus sur les émissions lors du processus de méthanisation

Le processus de méthanisation est plus complexe que le compostage et se compose de plusieurs étapes au cours desquelles des émissions peuvent se produire. Dans ce chapitre, l'impact environnemental par étape de méthanisation est évalué. L'analyse se concentre sur les principales catégories d'impact (sauf ressources fossiles car les émissions n'ont pas d'impact sur cette catégorie d'impact). Il existe deux options pour le biogaz produit lors de la méthanisation, soit il est envoyé dans une unité de cogénération, soit il est purifié en biométhane.

Les émissions liées à l'utilisation du biogaz/biométhane ne sont pas incluses ici, mais les émissions survenant lors de la valorisation du biogaz en biométhane le sont. Les émissions par étape sont disponibles en Tableau 39 & Tableau 40.

Les différentes couleurs des deux graphiques indiquent le moment où les émissions se produisent :

- Les étapes en amont de la méthanisation sont en orange
- La méthanisation est en bleu
- Les étapes en aval de la méthanisation (digestion) sont en vert et ne concernent que celles réalisées sur le site de méthanisation (épandage non inclus)

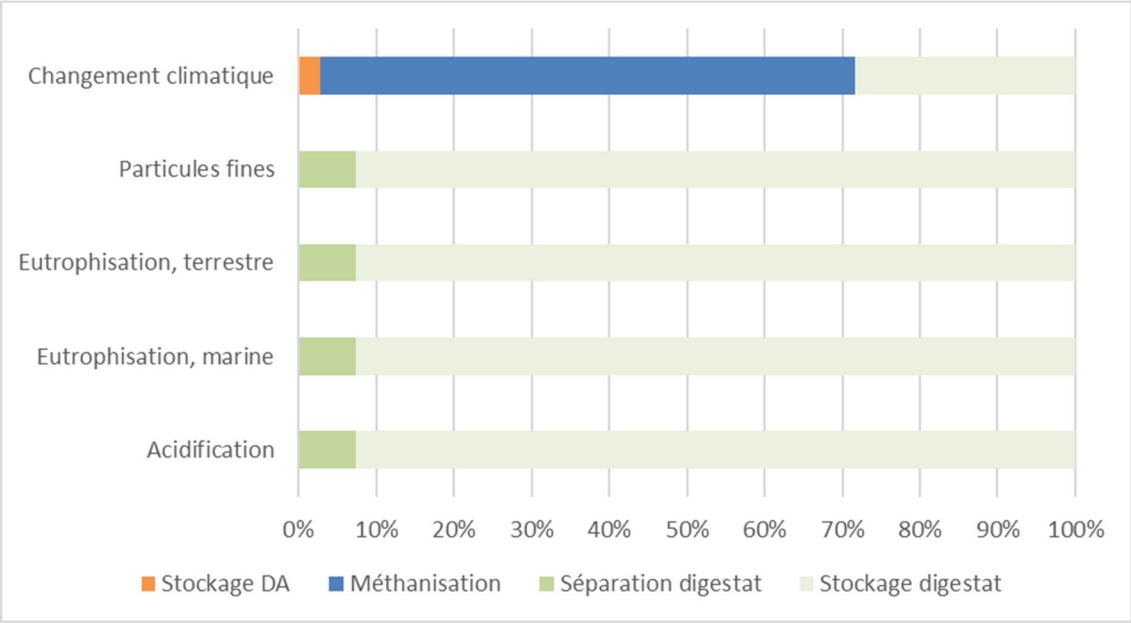


Figure 23 : Impact relatif par étape de la méthanisation sur les principales catégories d'impact - Cogénération

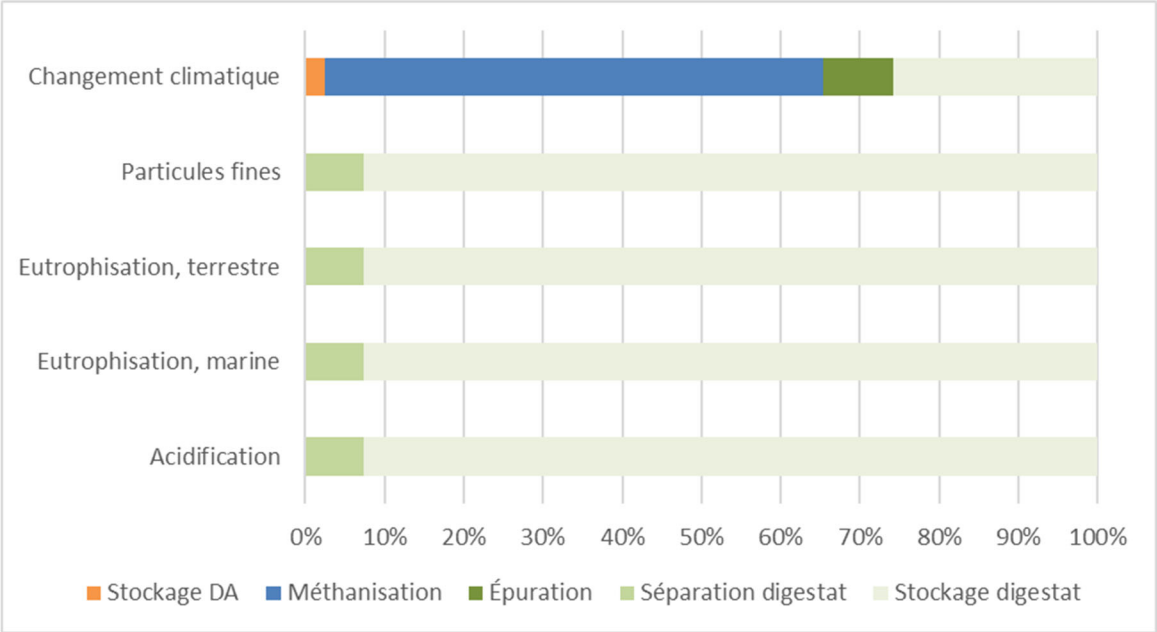


Figure 24 : Impact relatif par étape de la méthanisation sur les principales catégories d'impact - Injection

Les Figure 23 et Figure 24 montrent l'impact relatif par étape du processus de méthanisation pour les principales catégories d'impact.

En ce qui concerne le changement climatique, environ 60 % de l'impact est dû aux émissions survenant au cours du processus lui-même. Il s'agit des émissions de méthane dues à des fuites au niveau du digesteur et lors de l'épuration s'il y en a un. Un peu plus de 30% de l'impact se produit après la digestion, pendant le stockage du digestat au cours duquel du méthane et de l'oxyde nitreux sont émis dans l'atmosphère. Seule une petite partie de l'impact est due aux émissions qui se produisent pendant le stockage des déchets alimentaires, cela est à mettre en relation avec le faible temps de stockage de ceux-ci.

L'impact sur les trois autres catégories d'impact se produit après le processus de digestion et est dû à l'émission d'ammoniac (NH_3) pendant le traitement et le stockage du digestat. C'est surtout le stockage du digestat qui contribue fortement à l'impact sur ces catégories d'impacts.

7.3. Résultats pour les scénarios théoriques de gestion des déchets alimentaires

Cette section vise à présenter les résultats de l'évaluation, des impacts environnementaux des scénarios théoriques de gestion des DA suite à un tri à la source pour des collectivités territoriales « type » définis par l'ADEME et les Directions Régionales de celle-ci.

Étant donné que les scénarios sont simplement des combinaisons différentes des mêmes options de traitement, l'explication des résultats est très similaire pour tous les scénarios. Dès lors, la présente section commence par une synthèse des résultats valables pour les 3 scénarios théoriques et seul sont discutés en détail les résultats du premier scénario théorique de gestion des DA (0).

7.3.1. Synthèse des résultats

Les principales conclusions basées sur les résultats présentés en détails dans les sections suivantes (7.3.2 à 7.3.4) sont résumées ci-dessous.

Par ailleurs, elles sont présentées dans chaque section dans un encadré avec « double trait » similaire à celui-ci-dessous.

- Impacts générés – Emissions (processus) - Principaux gaz à effet de serre

  L'impact sur le changement climatique est principalement déterminé par l'impact du processus de traitement lui-même (compostage/méthanisation).

  Au cours de ces processus de traitement, des gaz à effet de serre s'échappent dans l'environnement. Les principaux gaz à effet de serre sont :

  - lors du compostage : le protoxyde d'azote (N_2O)
  - lors de la méthanisation : le méthane (CH_4)

- Impacts générés – Emissions (produits) (application des produits) - Emissions azotées

  Les émissions azotées après épandage du produit du traitement biologique (compost ou digestat) sont les principales contributrices aux catégories d'impact suivantes ; particules fines, eutrophisation terrestre/marine et acidification. Ces émissions sont présentées en rose pâle dans les sections suivantes.

  Il existe différentes émissions d'azote (NH_3, N_2O, NO_3^-), la plus contributrice est en général l'ammoniac (NH_3), sauf pour la catégorie d'impact "eutrophisation marine" où l'émission de NO_3^- est la plus contributrice.

  Le tableau ci-dessous présente la contribution relative (valeur minimale et maximale des 12 scénarios) de ces émissions par rapport aux contributions totales pour les 4 catégories d'impact mentionnées ci-dessus. Dans tous les scénarios, l'émission d'ammoniac (NH_3) représente au moins 70 % des contributions pour les particules fines et l'eutrophisation terrestre. Pour l'acidification, cette émission représente la moitié de la contribution. L'émission de nitrate (NO_3^-) contribue fortement à l'eutrophisation marine et représente 77% de la contribution dans tous les scénarios.

Catégorie d'impacts	Émission principale	Contribution min.	Contribution max.
Particules fines	NH_3	71%	84%
Eutrophisation terrestre	NH_3	77%	87%
Eutrophisation marine	NO_3	77%	82%
Acidification	NH_3	52%	72%

Tableau 59 : Contribution minimale et maximale des émissions d'azote aux catégories d'impact étudiées en détail.

- Impacts générés – Faible contribution des étapes en amont du traitement biologique

  Les phases se déroulant en amont du traitement sont généralement moins contributrices aux catégories d'impact étudiées en détail :

- Collecte des déchets

  La phase de collecte des déchets est néanmoins contributrice à la catégorie d'impact « ressources fossiles », en raison de la consommation de carburant pendant le transport de ces déchets alimentaires du producteur de déchets à l'installation de traitement (non pertinent pour la gestion de proximité).

- Déconditionnement

  La phase de déconditionnement a une valeur négative (impact net évité) pour la catégorie d'impacts « ressources fossiles » du fait de la valorisation des emballages plastiques retirés du flux de déchets alimentaires en unité d'incinération où l'énergie est récupérée (la quantité étant déterminée par le PCI du matériau) et permet d'éviter la production d'électricité et de chaleur.

- Impacts potentiellement évités

L'impact généré par la gestion des déchets alimentaires peut être partiellement compensé par les produits d'origine fossile qui sont évités grâce à l'utilisation de compost/digestat/biogaz.

- Le **compost** peut éviter l'utilisation de tourbe, ce qui peut réduire la contribution aux catégories d'impact « changement climatique » et « ressources fossiles » ;
- Grâce à sa teneur en nutriments, le **digestat** peut éviter l'utilisation d'engrais minéraux, ce qui peut réduire la contribution aux catégories d'impact étudiées en détail.

  Pour le digestat et le compost, la présence de microplastiques est un problème potentiel ; si la quantité de microplastiques est trop élevée, le compost/digestat ne peut pas être utilisé sur le sol agricole. Voir également le chapitre 7.3.6 pour une estimation des microplastiques dans le traitement des déchets alimentaires.

  Pour les catégories d'impact « changement climatique » et « ressources fossiles », la réduction est principalement due à l'évitement de la consommation d'énergie lors de la production de ces engrais minéraux.

  Pour les autres catégories d'impact, cette réduction est principalement due aux émissions d'azote évitées lors de l'application de ces engrais minéraux sur le sol agricole.
- Le biogaz permet d'éviter l'utilisation de combustibles fossiles et pourrait donc éviter leur production atténuant potentiellement la contribution sur les catégories d'impact « changement climatique » et « ressources fossiles ».

La méthanisation présente des impacts potentiellement évités plus élevés que le compostage industriel du fait de la valorisation potentielle de deux produits issus du traitement.

Les principaux éléments qui expliquent les contributions évitées par catégorie d'impact sont les suivants :

- Changement climatique :
  - Production de tourbe potentiellement évitée grâce à l'utilisation de compost
  - Production d'engrais potentiellement évitée grâce à l'utilisation de digestat
  - Production de gaz naturel potentiellement évitée grâce à l'utilisation de biométhane
- Particules fines : émissions potentiellement évitées d'ammoniac (NH_3) lors de l'épandage des engrais
- Eutrophisation marine : émissions potentiellement évitées de nitrates (NO_3^-) lors de l'épandage des engrais
- Eutrophisation terrestre : émissions potentiellement évitées d'ammoniac (NH_3) lors de l'épandage des engrais
- Acidification : émissions potentiellement évitées d'ammoniac (NH_3) lors de l'épandage des engrais

- Ressources fossiles :
  - Le mix de combustibles fossiles potentiellement évité
  - L'utilisation et la production de tourbe potentiellement évitée ; la tourbe est considérée comme une ressource fossile
  - La production des engrais potentiellement évitée (principalement liée à la consommation d'énergie lors de leur production).

- **Changement climatique avec inclusion du CO_2 biogénique**

  Lorsque l'on inclut l'émission de CO_2 biogénique pour évaluer la contribution au changement climatique (facteur d'émission de CO_{2b} = 1 kg CO_2-eq.), la contribution à cette catégorie d'impact augmente d'un facteur de 2,5 - 3 selon le scénario.

  Cette augmentation est due à la comptabilisation des émissions de CO_{2b} qui se produisent tout au long de la gestion des déchets alimentaires :

  - L'émission au cours du processus de traitement lui-même.

    Le CO_{2b} est une émission naturelle au cours du processus de compostage (produit de la décomposition aérobie de la matière organique) et est libéré dans l'atmosphère.

    De même, le CO_{2b} est un produit issu de la méthanisation, il est libéré dans l'atmosphère lors des fuites de biogaz du digesteur ou lorsque la soupape de sécurité s'ouvre pour libérer une éventuelle surpression dans le digesteur.
  - Le compost et le digestat épandus sur les sols agricoles contiennent encore une grande partie de carbone organique, qui est transformé en CO_{2b} par des processus microbiens dans le sol au cours des années qui suivent l'épandage. Seule une petite partie du carbone organique entraînera une augmentation de la teneur en carbone du sol.

Lorsque le biogaz ou le biométhane est brûlé pour produire de l'énergie, le méthane est oxydé dans un environnement aérobie. Cela conduit à nouveau à la conversion du CH_{4b} en CO_{2b}, qui est libéré dans l'atmosphère.

7.3.2. Gestion de proximité majoritaire (A)

La gestion mise en place par ce type de collectivité territoriale est étudiée via deux scénarios : A1 & A1'.

La répartition entre les deux types de gestion pour ce territoire est de 20% en collecte séparée (200 kg) et 80% en gestion de proximité (800 kg). La principale différence entre ces deux scénarios est le choix du traitement des déchets alimentaires collectés séparément :

- A1 : 70% méthanisation centralisée & injection (M3) + 30% compostage industriel (CI)
- A1' : 30% méthanisation centralisée & injection (M3) + 70% compostage industriel (CI)

La principale option de traitement (M3 ou CI) est indiquée par scénario dans les tableaux ci-dessous.

7.3.2.1. Impacts générés

TOTAUX

Les impacts générés par la gestion des déchets alimentaires pour les différents scénarios sont présentés dans le Tableau 60. Les résultats se rapportent à l'unité fonctionnelle (UF) définie au chapitre 5.2.1.

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq/UF	Incidence de maladie /UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ/UF
A1 (70% M3)	152	1,0E-05	5,1	0,6	0,5	547
A1' (70% CI)	152	9,2E-06	4,5	0,5	0,4	543
A1'/A1	***100%***	***90%***	***89%***	***96%***	***91%***	***99%***

Tableau 60 : Impacts générés - Gestion de proximité majoritaire (scénarios A)

Hiérarchie des scénarios : Quelle que soit la catégorie d'impact considérée, la différence entre les deux scénarios relatifs à une gestion de proximité majoritaire avec une orientation soit en méthanisation centralisée (A1) soit en compostage industriel (A1') n'est supérieure à la valeur seuil de 20 %[65], dès lors aucune hiérarchie entre les scénarios A1 et A1' ne peut être définie.

FOCUS SUR LA CONTRIBUTION RELATIVE PAR PHASE DU CYCLE DE VIE

La contribution relative des différentes phases du cycle de vie est présentée pour les deux scénarios dans la Figure 25 ci-dessous.

Les barres d'histogramme sur cette figure montrent également la hiérarchie relative entre les différents scénarios par catégorie d'impact, la barre d'histogramme du scénario ayant la contribution la plus élevée étant égale à 100 %.

Ainsi par exemple sur la figure ci-dessous et pour la catégorie d'impacts « Particules fines », le scénario A1 présente une contribution plus élevée que le scénario A1' et est donc mis à 100% sur la figure.

Par ailleurs, pour les deux scénarios avec une gestion de proximité majoritaire, il apparait que les émissions pendant le processus de traitement et lors de l'utilisation des produits (compost et digestat) sont les principaux contributeurs aux catégories d'impacts étudiées à l'exception de la catégorie d'impacts « ressources fossiles ».

[65] Cf. paragraphe 7.1.5Hiérarchie des scénarios : sélection de la valeur seuil page 87

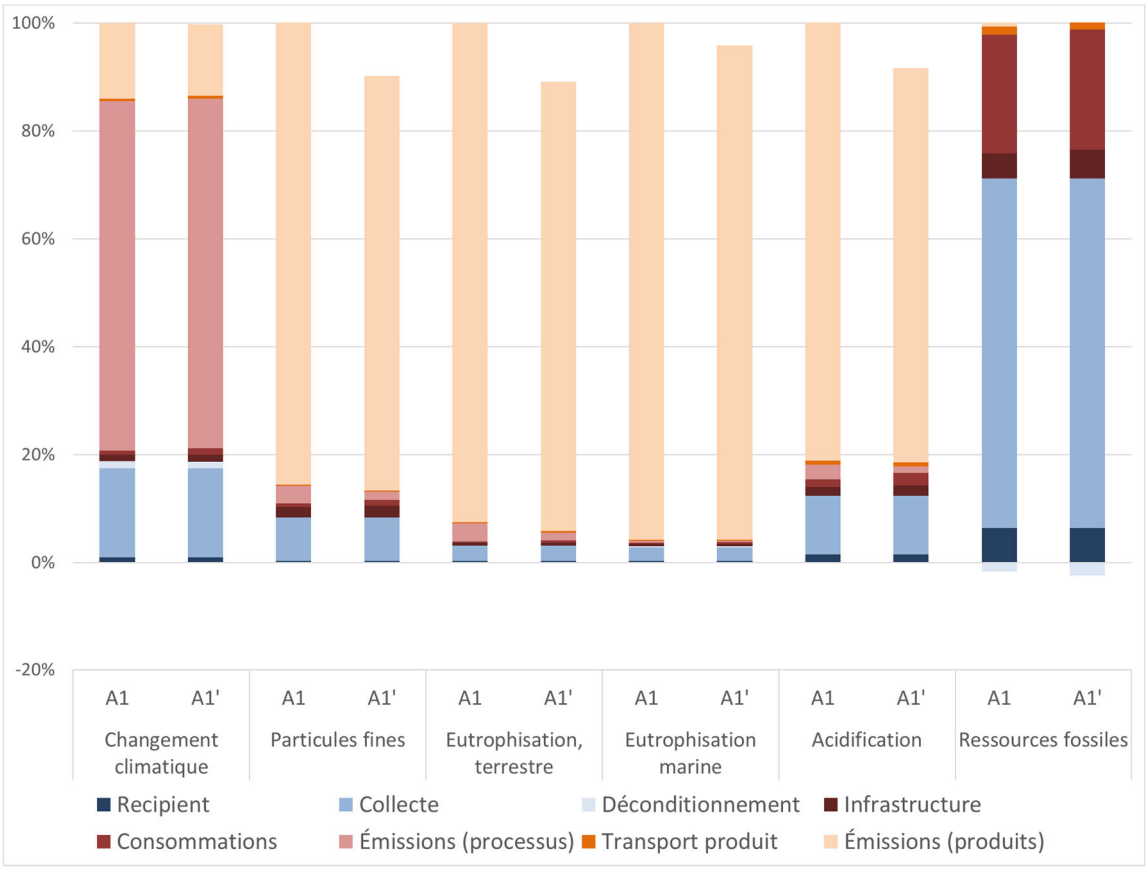


Figure 25 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion de proximité majoritaire (scénarios A)

FOCUS SUR LES PRINCIPALES EMISSIONS

Étant donné que les émissions produites lors du traitement et de l'utilisation du produit sont à l'origine de la majeure partie des contributions pour 5 des 6 catégories d'impacts, celles-ci sont analysées en détail par la suite.

La contribution des principales émissions aux différentes catégories d'impacts est mentionnée dans le Tableau 61 ci-dessous.

Pour les deux scénarios de gestion de proximité majoritaire, les polluants azotés émis sont les principaux contributeurs aux catégories d'impact étudiées.

Catégories d'impacts	Émission	A1 (70% M3)	A1' (70% CI)
Changement climatique	N_2O compostage	56%	61%
	N_2O compost	11%	12%
	CH_4 méthanisation + épuration biogaz	9%	4%
	Autres	24%	23%
Particules fines	NH_3 compost	63%	74%
	NH_3 digestat	20%	10%
	Autres	16%	16%
Eutrophisation terrestre	NH_3 compost	66%	77%
	NH_3 digestat	21%	10%
	Autres	13%	13%
Eutrophisation marine	NO_3^- compost	66%	75%
	NO_3^- digestat	16%	7%
	Autres	18%	18%
Acidification	NH_3 compost	55%	63%
	NH_3 digestat	18%	8%
	Autres	28%	29%

Tableau 61 : Principales émissions à l'origine de la contribution aux différentes catégories d'impacts - Gestion de proximité majoritaire (scénarios A)

FOCUS SUR LES DIFFERENTES OPTIONS DE TRAITEMENT

Les scénarios consistent en différentes options de traitement des déchets alimentaires, la contribution relative de chaque option de traitement est présentée à la figure ci-dessous qui reprend pour chaque option de traitement, uniquement les deux contributions suivantes :

- le traitement lui-même : l'infrastructure de l'installation, les consommations et les émissions directes.
- l'utilisation des produits issus de ces traitements : transport et application des produits.

Les résultats présentés à la Figure 26 ne peuvent donc pas être comparés à ceux du Tableau 60 et de la Figure 25 ci-dessus.

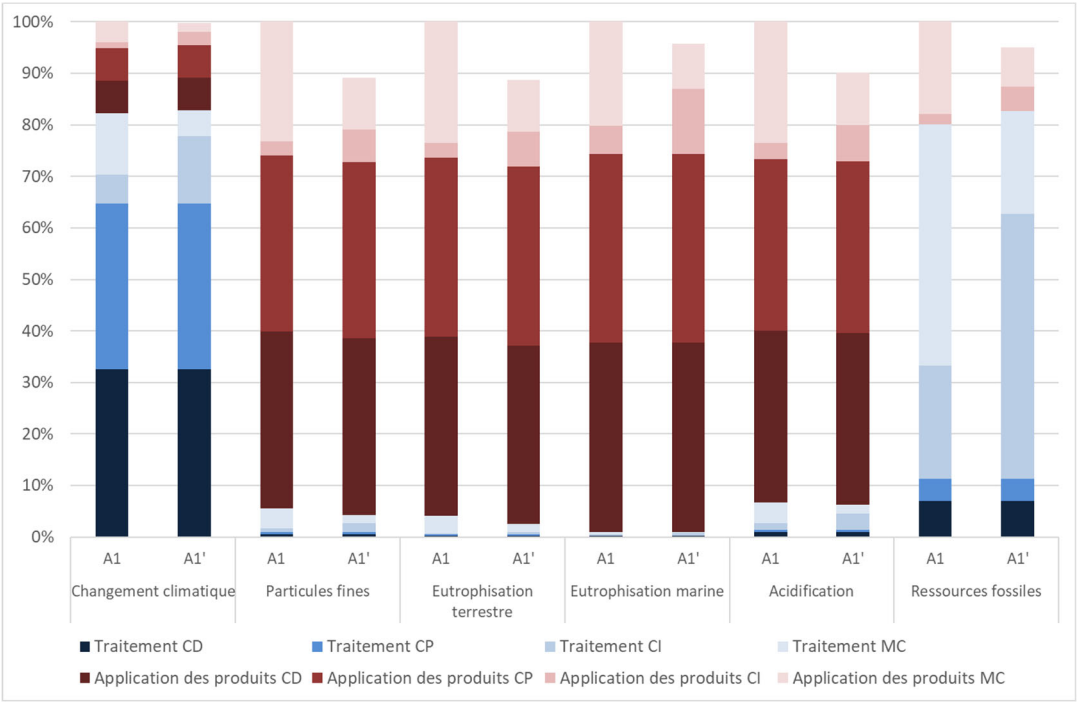


Figure 26 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion de proximité majoritaire (scénarios A)

En ce qui concerne la catégorie d'impact « changement climatique » et pour les deux scénarios de gestion de proximité majoritaire, la majeure partie de la contribution (environ 65 %) est liée au processus de compostage domestique/partagé (principalement l'émission de N_2O). 15% de la contribution est ensuite liée au traitement dans des installations centralisées et la partie restante (moins de 20%) est due à l'application des produits issus de ce traitement biologique.

Pour la catégorie d'impact « ressources fossiles », la principale contribution est due aux consommations d'énergie nécessaire au processus de traitement.

Pour les autres catégories d'impact, la majeure partie (plus que 80%) de la contribution est liée à l'utilisation du produit issu du traitement biologique, cette contribution est principalement liée aux émissions azotées (voir le Tableau 61).

7.3.2.2. Impacts évités potentiels

TOTAUX

Les impacts potentiellement évités dans les différents scénarios sont présentés dans le Tableau 62 ci-dessous.

Comme il s'agit d'impacts évités, ils sont représentés par une valeur négative.

Les résultats se rapportent à l'unité fonctionnelle (UF) définie au chapitre 5.2.1.

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq/UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq. ./UF	MJ./UF
A1 (M3)	-15	-1,5E-06	-0,8	-0,09	-0,09	-153
A1' (CI)	-10	-6,7E-07	-0,4	-0,04	-0,04	-114

Tableau 62 : Impacts potentiellement évités en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion de proximité majoritaire - scénarios A – Valeurs absolues

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
A1 (M3)	100%	100%	100%	100%	100%	100%
A1' (CI)	71%	44%	43%	43%	44%	74%

Tableau 63 : Impacts potentiellement évités en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion de proximité majoritaire - scénarios A – Valeurs relatives

Hiérarchie des scénarios : pour les deux scénarios de gestion de proximité majoritaire, les impacts potentiels évités les plus élevés ont lieu pour le scénario A1 relatif à l'envoi des flux collectés séparément (200 kg soit 20% de l'UF) dans une unité de méthanisation centralisée.

FOCUS SUR LA CONTRIBUTION RELATIVE PAR PHASE DU CYCLE DE VIE

La contribution relative de l'usage de chaque produit (compost issu de CI et digestat issu de M3) à l'impact total évité est présentée dans la figure ci-dessous. Cet impact évité comprend à la fois la production évitée du produit minéral ou fossile auquel le compost ou le digestat se substitue et leur usage évité sur le sol agricole.

Ces barres d'histogramme montrent également la hiérarchie relative entre les différents scénarios par catégorie d'impact : la barre du scénario ayant la contribution la plus élevée est toujours égale à 100 %. Lorsque la barre du scénario A1' est inférieure à 100 %, cela signifie que l'impact évité est plus faible dans ce scénario que dans le scénario A1.

Dans les scénarios A1 & A1', tout le biogaz est valorisé en biométhane ce qui explique pourquoi la phase « électricité et/ou chaleur (remplacée par biogaz) » ne présente aucune contribution sur cette figure. Ces résultats sont également présentés dans le Tableau 125 (en annexe), avec la contribution relative (en %) par phase.

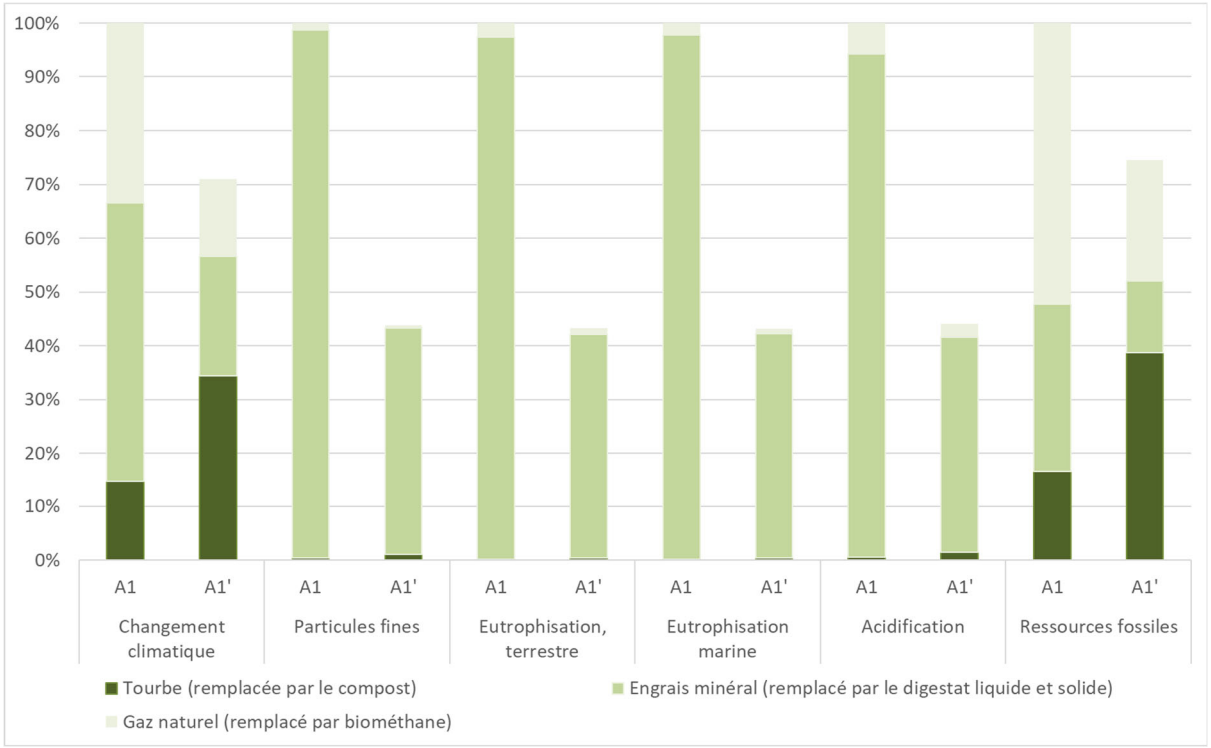


Figure 27 : Impacts potentiellement évités - Contribution des différentes phases - Gestion de proximité majoritaire - scénarios A

Pour les scénarios de gestion de proximité, les impacts potentiellement évités proviennent majoritairement de la valorisation de la teneur en nutriments du digestat. En effet, celle-ci peut potentiellement engendrer l'évitement de l'utilisation d'engrais minéraux.

7.3.2.3. Impacts totaux nets

Les résultats nets (somme des impacts générés et des impacts évités potentiels) pour les scénarios sont présentés dans le Tableau 64 ci-dessous.

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ/UF
A1 (M3)	138	8,7E-06	4	0,5	0,4	394
A1' (CI)	142	8,5E-06	4	0,5	0,4	429
A1'/A1	103%	98%	98%	106%	103%	109%

Tableau 64 : Impacts totaux nets - Gestion de proximité majoritaire - scénarios A

Hiérarchie des scénarios : En sommant les impacts générés et les impacts potentiellement évités, la différence entre les deux scénarios de gestion de proximité majoritaire est inférieure à la valeur seuil de 20 % ; dès lors aucune hiérarchie ne peut donc être définie entre ces deux scénarios.

7.3.3. Gestion mixte (B)

La gestion mise en place par ce type de collectivité territoriale est étudiée selon huit scénarios.

La répartition entre les deux types de gestion pour ce territoire est 50% en collecte séparée (500 kg) + 50% en gestion de proximité (500 kg). La principale différence entre ces huit scénarios est le choix de traitement des déchets alimentaires dans la partie "collecte séparée" :

- B1 : 70% méthanisation centralisée + injection (M3) + 30% compostage industriel (CI)
- B1' : 30% méthanisation centralisée + injection (M3) + 70% compostage industriel (CI)
- B2 : 70% méthanisation agricole + injection (M2) + 30% compostage industriel (CI)
- B2' : 30% méthanisation agricole + injection (M2) + 70% compostage industriel (CI)
- B3 : 70% méthanisation agricole + cogénération (M1) + 30% compostage industriel (CI)
- B3' : 30% méthanisation agricole + cogénération (M1) + 70% compostage industriel (CI)
- B4 : 23% par filière de méthanisation (M1/M2/M3) + 30% compostage industriel (CI)
- B4' : 10% par filière de méthanisation (M1/M2/M3) + 70% compostage industriel (CI)

7.3.3.1. Impacts générés des scénarios

TOTAUX

Les impacts générés lors de la gestion des déchets alimentaires pour les différents scénarios sont présentés dans le Tableau 65. Les résultats correspondent au traitement d'une tonne des déchets alimentaires traités (UF).

Les deux options de traitement sont mentionnées par scénario, le type de traitement ayant la plus grande part étant mentionné en premier lieu dans les tableaux ci-dessous.

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ/UF
B1 (M3/CI)	181	1,3E-05	6,1	0,65	0,63	1049
B1' (CI/M3)	180	1,0E-05	4,7	0,59	0,53	1039
B1'/B1	**100%**	**80%**	**77%**	**91%**	**83%**	**99%**
B2 (M2/CI)	181	1,3E-05	6,1	0,65	0,63	1069
B2' (CI/M2)	180	1,0E-05	4,7	0,59	0,53	1048
B2'/B2	**100%**	**80%**	**77%**	**91%**	**83%**	**98%**
B3 (M1/CI)	177	1,3E-05	6,1	0,64	0,65	919
B3' (CI/M1)	178	1,0E-05	4,7	0,59	0,53	983
B3'/B3	**101%**	**80%**	**77%**	**91%**	**82%**	**107%**
B4 (M/CI)	180	1,3E-05	6,1	0,65	0,64	1012
B4' (CI/M)	180	1,0E-05	4,7	0,59	0,53	1023
B4'/B4	**100%**	**80%**	**77%**	**91%**	**83%**	**101%**

Tableau 65 : Impacts générés - Gestion mixte - scénarios B

Hiérarchie des scénarios : Pour la gestion mixte, les scénarios avec une orientation préférentielle vers le compostage industriel en lieu et place de la méthanisation (CI/Mx) ont un impact généré plus faible pour les deux catégories d'impact que sont « particules fines » et « eutrophisation terrestre » (différence supérieure à la valeur seuil de 20 %).

Pour les autres catégories d'impact, aucune hiérarchie entre les scénarios avec plus ou moins de compostage ne peut être établie.

FOCUS SUR LA CONTRIBUTION RELATIVE PAR PHASE DU CYCLE DE VIE

La contribution relative des différentes phases du cycle de vie est présentée pour les huit scénarios dans les Figure 28 à Figure 30 ci-dessous. Ces résultats sont également présentés dans le Tableau 126 (en annexe), avec la contribution relative (en %) par phase.

Ces barres d'histogramme montrent également la hiérarchie relative entre les différents scénarios par catégorie d'impact, la barre du scénario ayant l'impact le plus élevé est toujours fixée à 100 %.

Pour les scénarios de gestion mixte, les émissions pendant le processus de traitement et lors de l'utilisation des produits (compost et digestat) sont les principaux contributeurs à l'impact pour les catégories d'impacts étudiées à l'exception de la catégorie d'impacts « ressources fossiles ».

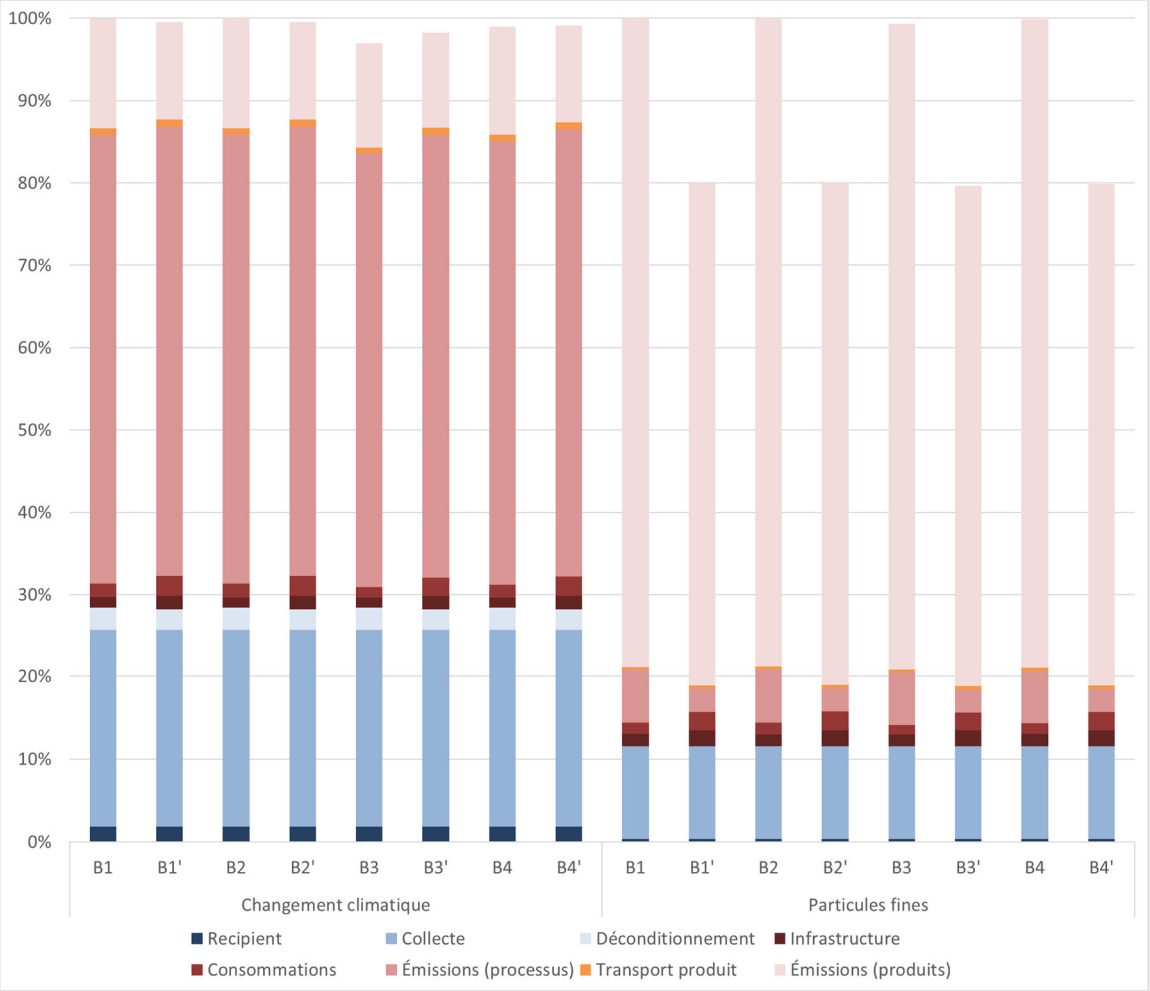


Figure 28 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion mixte - scénarios B (1/3)

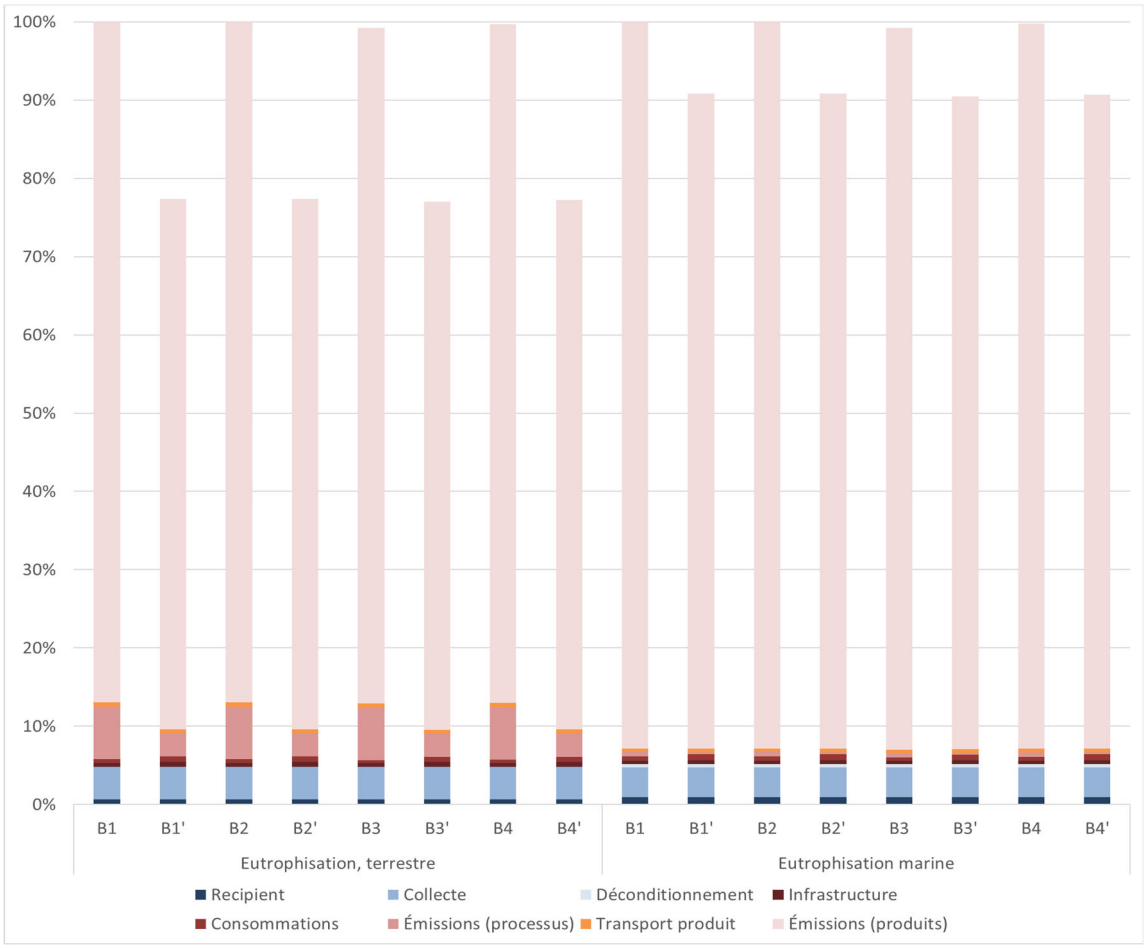


Figure 29 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion mixte - scénarios B (2/3)

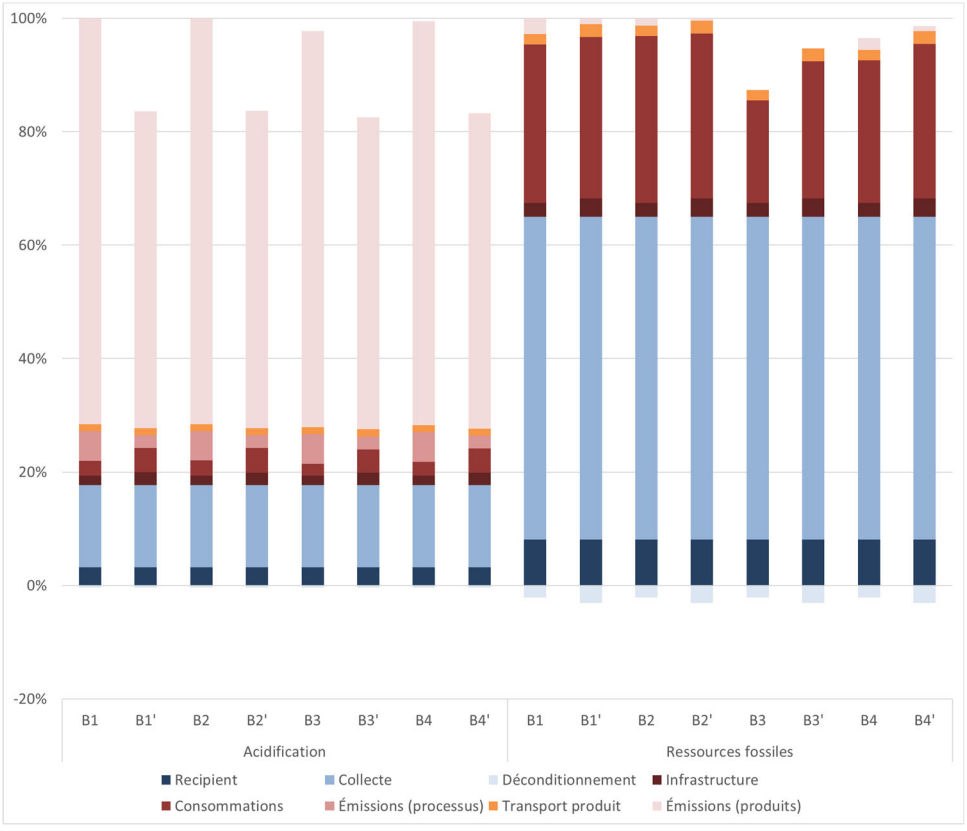


Figure 30 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion mixte - scénarios B (3/3)

FOCUS SUR LES PRINCIPALES EMISSIONS

Étant donné que les émissions produites lors du traitement et de l'utilisation du produit sont à l'origine de la majeure partie de l'impact pour 5 des 6 catégories d'impacts, ces émissions sont analysées en détail par la suite. La contribution des principales émissions aux différentes catégories d'impacts est mentionnée dans le Tableau 66 ci-dessous.

Catégorie d'impact	Émission	B1 (M3/CI)	B1' (CI/M3)	B2 (M2/CI)	B2' (CI/M2)	B3 (M1/CI)	B3' (CI/M1)	B4 (M/CI)	B4' (CI/M)
Changement climatique	N_2O compostage	36%	47%	36%	47%	37%	47%	36%	47%
	N_2O compost	7%	9%	7%	9%	7%	9%	7%	9%
	CH_4 méthanisation + épuration du biogaz	19%	8%	19%	8%	17%	7%	18%	8%
	Autres	38%	36%	38%	36%	39%	36%	38%	36%
Particules fines	NH_3 compost	36%	52%	36%	52%	36%	53%	36%	52%
	NH_3 digestat	41%	22%	41%	22%	42%	22%	42%	22%
	Autres	23%	25%	23%	25%	22%	25%	23%	25%
Eutrophisation terrestre	NH_3 compost	38%	57%	38%	57%	38%	57%	38%	57%
	NH_3 digestat	44%	24%	44%	24%	44%	24%	44%	24%
	Autres	19%	19%	19%	19%	18%	18%	18%	19%
Eutrophisation marine	NO_3^- compost	44%	63%	44%	63%	44%	63%	44%	63%
	NO_3^- digestat	35%	17%	35%	17%	36%	17%	35%	17%
	Autres	21%	21%	21%	21%	20%	20%	21%	20%
Acidification	NH_3 compost	29%	41%	29%	41%	30%	42%	29%	41%
	NH_3 digestat	34%	17%	34%	17%	41%	18%	34%	17%
	Autres	37%	42%	37%	42%	29%	41%	37%	41%

Tableau 66 : Principales émissions à l'origine de la contribution aux différentes catégories d'impacts - Gestion mixte - scénarios B

FOCUS SUR LES DIFFERENTES OPTIONS DE TRAITEMENT

Les scénarios consistent en différentes options de traitement des déchets alimentaires, la contribution relative de chaque option de traitement à l'impact total de l'étape de traitement + application est présentée dans les figures ci-dessous.

Les Figure 31 à Figure 33 se concentrent uniquement sur le traitement + application pour montrer la contribution de chaque option de traitement au total de cette étape. Par conséquent, elles ne peuvent pas être comparées au contenu du Tableau 65 ou des Figure 28 à Figure 30.

Pour chaque option de traitement, seules sont présentées les deux contributions suivantes :

- le traitement lui-même : l'infrastructure de l'installation, les consommations et les émissions directes.
- l'utilisation des produits issus de ces traitements : transport et application des produits.

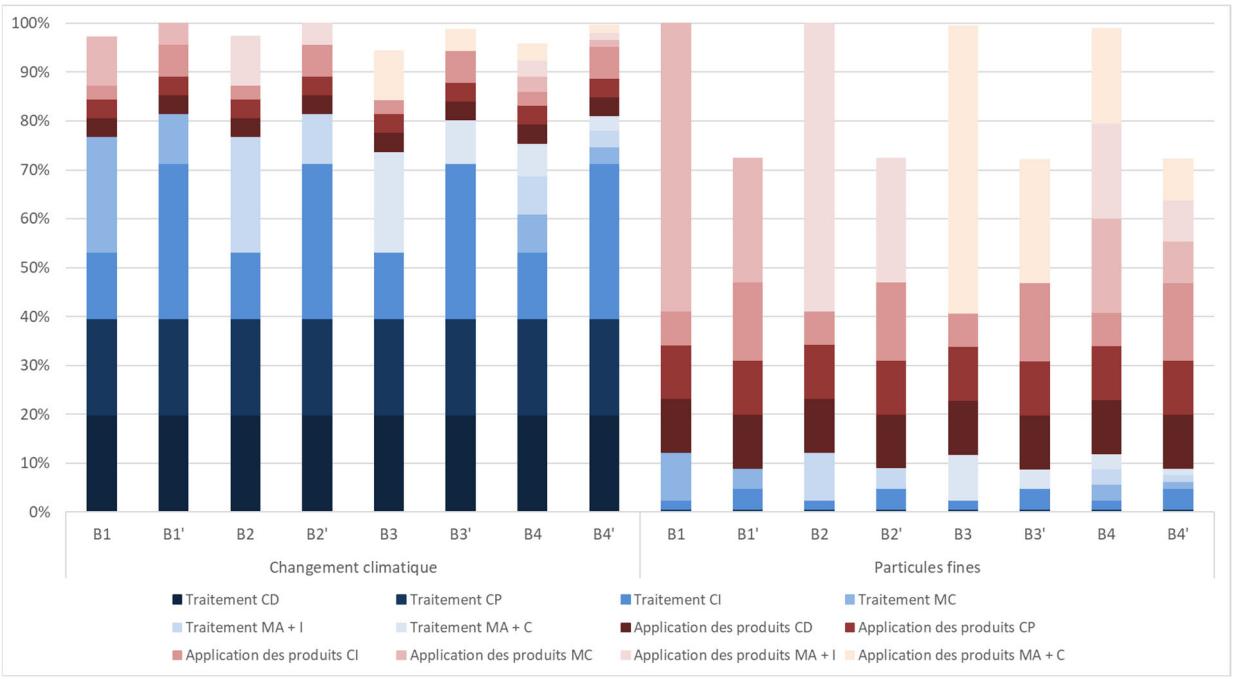


Figure 31 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B (1/3)

Pour les scénarii de gestion mixte, environ 80 % de l'impact généré sur le changement climatique se produit pendant le traitement lui-même. Cet impact généré est réparti pour moitié entre les installations centralisées et décentralisées (compostage domestique/partagé).

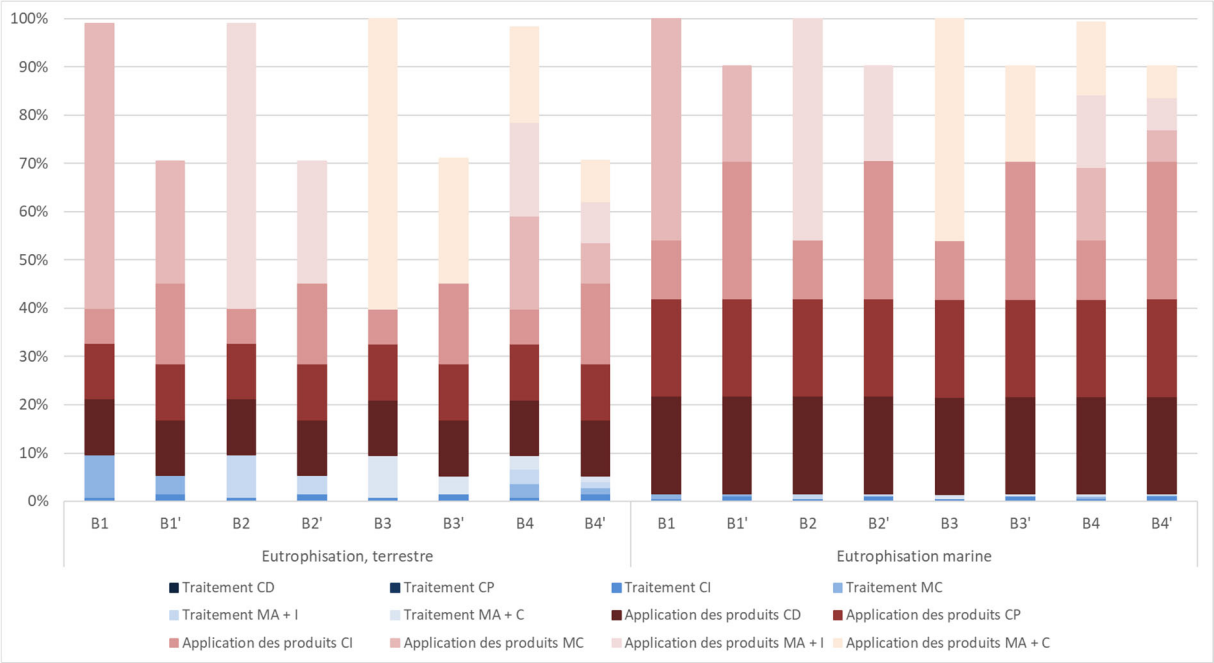


Figure 32 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B (2/3)

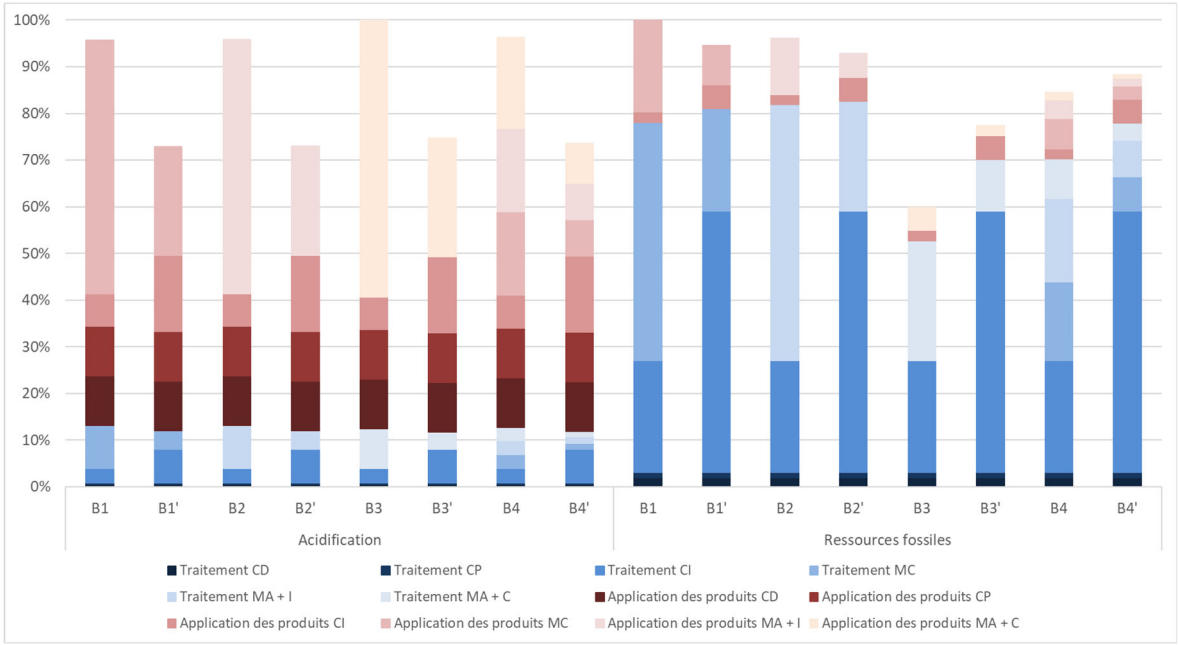


Figure 33 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B (3/3)

Pour les scénarios de gestion mixte, les installations centralisées ont le plus d'impact généré sur les ressources fossiles, tandis que l'application des produits (compost et digestat) a le plus d'impact généré sur les autres catégories d'impact.

7.3.3.2. Impacts évités potentiels

Les impacts potentiellement évités dans les différents scénarios sont présentés dans le Tableau 67.

Comme il s'agit d'impacts évités, ils sont représentés par une valeur négative. Les résultats sont exprimés par tonne des déchets alimentaires traités (UF).

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H+-eq./UF	MJ/UF
B1 (M3/CI)	-36	-3,8E-06	-2,1	-0,2	-0,2	-382
B1' (CI/M3)	-26	-1,7E-06	-0,9	-0,1	-0,1	-284
B2 (M2/CI)	-41	-3,8E-06	-2,1	-0,2	-0,2	-455
B2' (CI/M2)	-28	-1,7E-06	-0,9	-0,1	-0,1	-316
B3 (M1/CI)	-30	-4,1E-06	-2,1	-0,2	-0,2	-1106
B3' (CI/M1)	-23	-1,8E-06	-0,9	-0,1	-0,1	-595
B4 (M/CI)	-36	-3,9E-06	-2,1	-0,2	-0,2	-648
B4' (CI/M)	-26	-1,7E-06	-0,9	-0,1	-0,1	-398

Tableau 67: Impacts potentiellement évités en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B – Valeurs absolues

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H+-eq./UF	MJ/UF
B1 (M3/CI)	89%	94%	99%	99%	95%	35%
B1' (CI/M3)	63%	41%	43%	43%	42%	26%
B2 (M2/CI)	**100%**	94%	**100%**	99,5%	97%	41%
B2' (CI/M2)	68%	41%	43%	43%	43%	29%
B3 (M1/CI)	74%	**100%**	99%	**100%**	**100%**	**100%**
B3' (CI/M1)	57%	44%	43%	43%	44%	54%
B4 (M/CI)	88%	96%	99%	99,4%	98%	59%
B4' (CI/M)	63%	42%	43%	43%	43%	36%

Tableau 68: Impacts potentiellement évités en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B – Valeurs relatives

Hiérarchie des scénarios :

Pour les scénarios de gestion mixte, les scénarios avec une majorité du flux collecté séparément envoyé en méthanisation agricole + injection (B2) présentent un potentiel d'évitement plus élevé pour la catégorie d'impact « changement climatique ». Cette catégorie d'impact est plus sensible à la production de biogaz pouvant être injecté dans le réseau qui est considérée comme supérieure dans une installation de méthanisation agricole par rapport à une installation de méthanisation centralisée (cf. Tableau 41 p 73 et Figure 16p 75 à Figure 18 p 77).

Pour la catégorie d'impact « eutrophisation terrestre », le potentiel d'évitement est plus élevé et similaire pour les 4 scénarios avec une majorité du flux collecté séparément envoyé en méthanisation : B1, B2, B3 et B4 (100% et 99%). Cette catégorie d'impact est plus sensible à la quantité d'engrais minéral potentiellement remplacé par le digestat.

Pour les scénarios de gestion mixte, le potentiel d'évitement est plus élevé est (très) similaires pour les 4 scénarios majoritaire méthanisation B1, B2, B3, B4 pour les catégories d'impact « particules fines », « acidification » et « eutrophisation marine ». La différence max est 6%. Pour ces 3 catégories d'impacts, c'est la quantité d'engrais minéral potentiellement remplacé par le digestat qui joue sur le résultat.

Pour la catégorie « ressources fossiles » les scénarios avec une majorité du flux collecté séparément envoyé en méthanisation agricole + cogénération (B3) présentent un potentiel d'évitement plus élevé. Cette catégorie d'impact est plus influencée par l'évitement potentiel de la production d'électricité et/ou chaleur en unité de cogénération.

FOCUS SUR LA CONTRIBUTION RELATIVE PAR PHASE DU CYCLE DE VIE

La contribution relative de chaque produit à l'impact total évité est présentée dans les figures ci-dessous.

Ces barres d'histogramme montrent également la hiérarchie relative entre les différents scénarios par catégorie d'impact : la barre du scénario ayant l'impact évité le plus élevé est toujours égale à 100 %.

Ces résultats sont également présentés dans le Tableau 127 (en annexe), avec la contribution relative (en %) par phase.

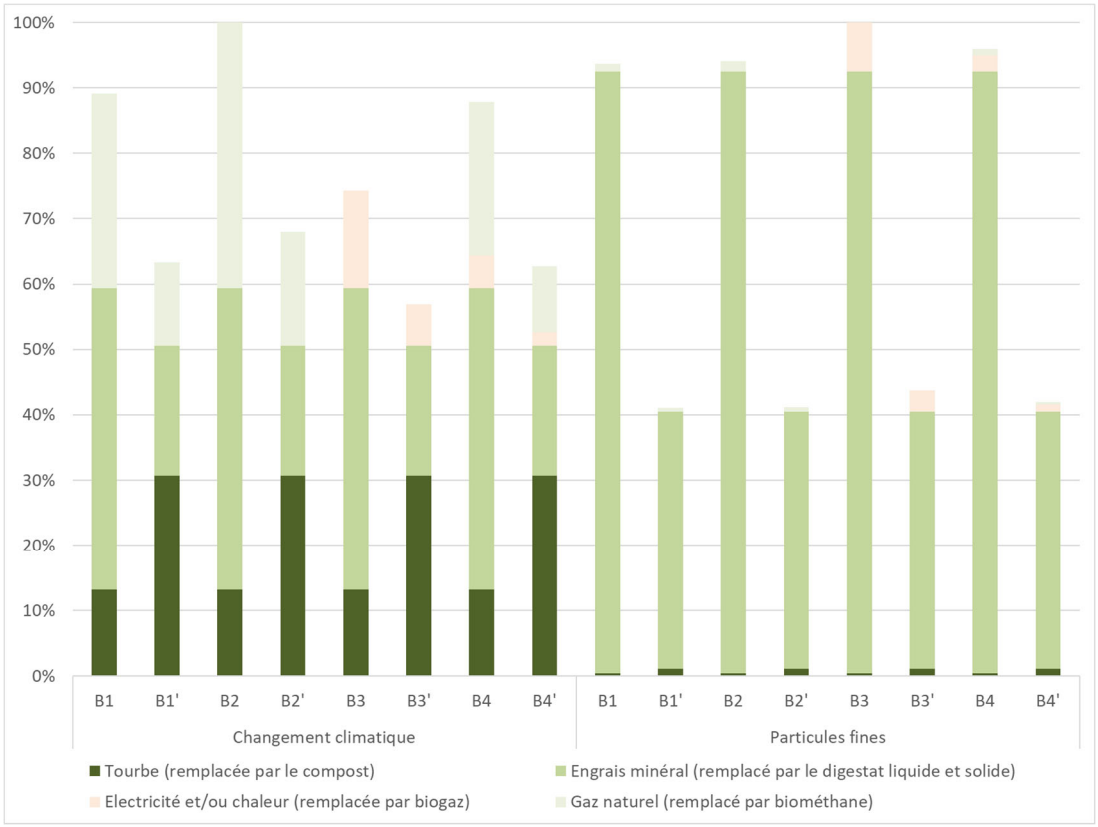


Figure 34 : Impacts potentiellement évités - Contribution relative des phases - Gestion mixte - scénarios B (1/3)

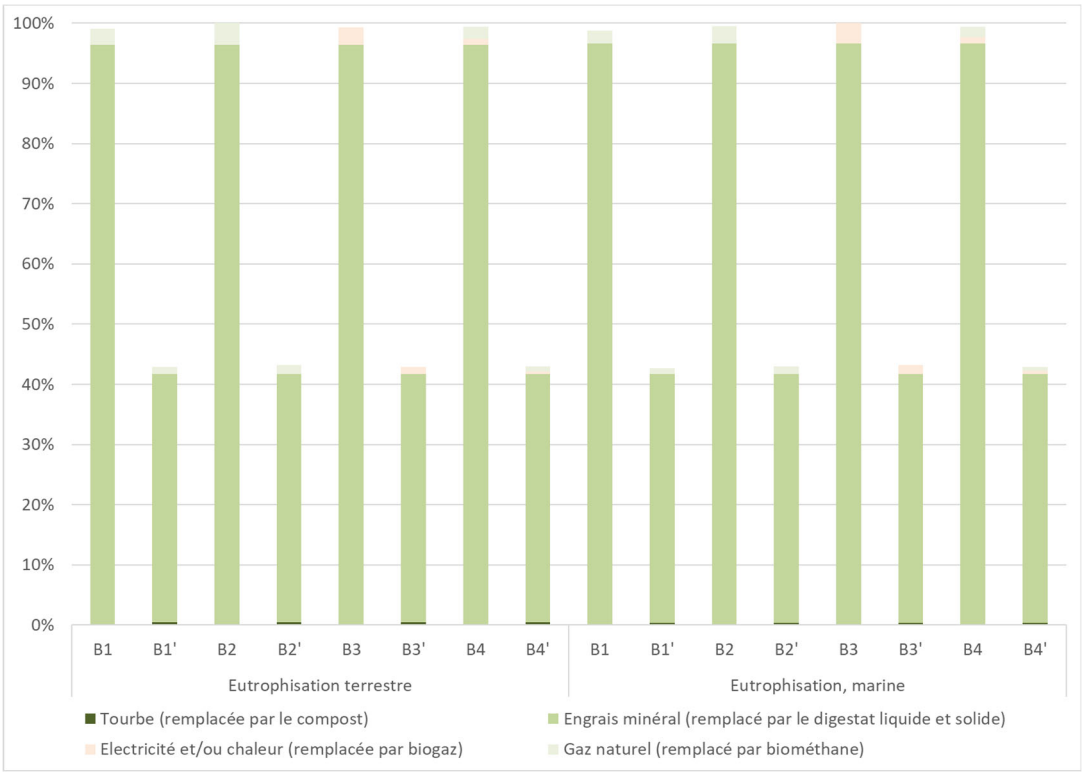


Figure 35 : Impacts potentiellement évités - Contribution relative des phases - Gestion mixte - scénarios B (2/3)

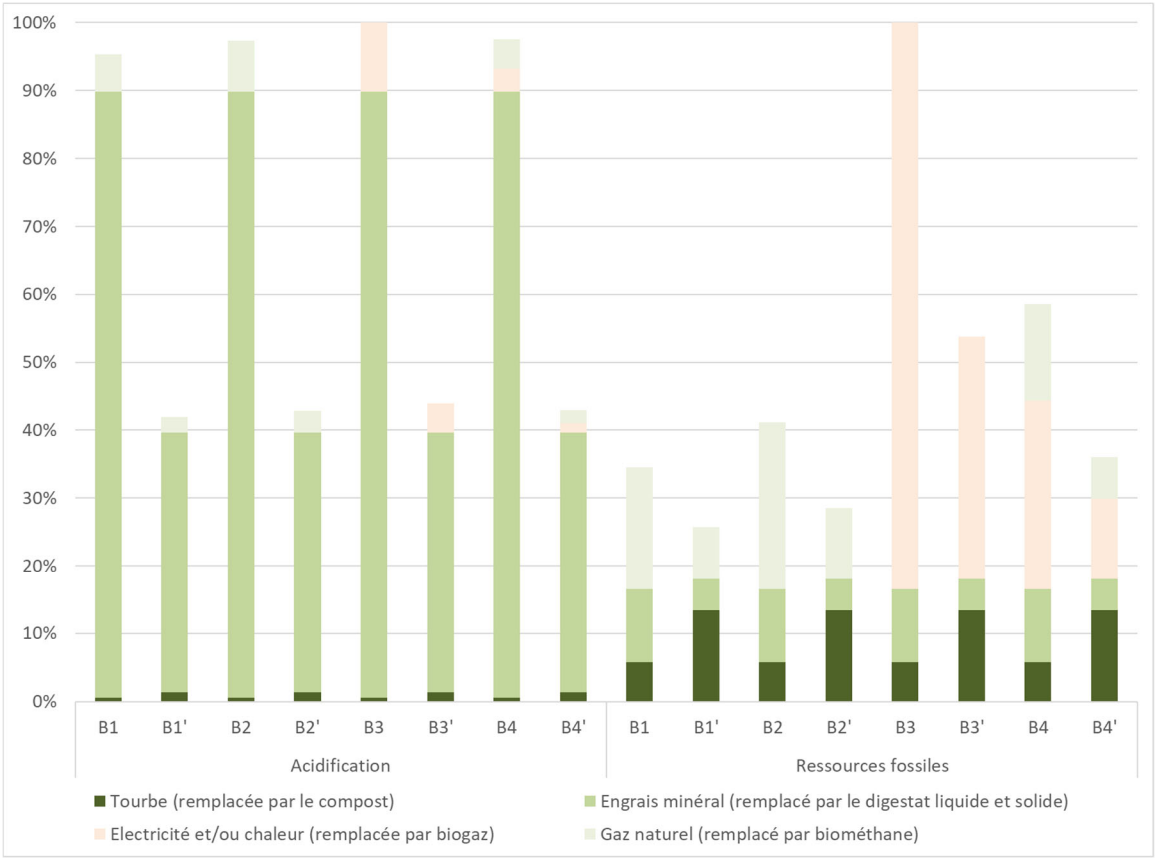


Figure 36 : Impacts potentiellement évités - Contribution relative des phases - Gestion mixte - scénarios B (3/3)

Pour le scénario de gestion mixte, la majorité des impacts potentiellement évités provient de la valorisation du digestat. En effet, grâce à sa teneur en nutriments, le digestat peut éviter l'utilisation d'engrais minéraux, ce qui peut réduire la contribution aux catégories d'impact du fait de leur production et utilisation potentiellement évitées.

7.3.3.3. Impacts totaux nets

Les résultats nets (somme des impacts générés et des impacts évités potentiels) pour les scénarios sont présentés dans le Tableau 69 ci-dessous.

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation marine	Eutrophisation terrestre	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq/UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq. ./UF	MJ./UF
B1 (M3/CI)	145	8,8E-06	4,1	0,4	0,4	668
B1' (CI/M3)	154	8,4E-06	3,8	0,5	0,4	755
B2 (M2/CI)	140	8,8E-06	4,0	0,4	0,4	615
B2' (CI/M2)	152	8,4E-06	3,8	0,5	0,4	732
B3 (M1/CI)	147	8,5E-06	4,0	0,4	0,4	-188
B3' (CI/M1)	155	8,3E-06	3,8	0,5	0,4	388
B4 (M/CI)	144	8,7E-06	4,0	0,4	0,4	365
B4' (CI/M)	154	8,4E-06	3,8	0,5	0,4	625

Tableau 69 : Impacts totaux nets des scénarios du territoire gestion mixte (scénarios B) – valeurs absolues

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation marine	Eutrophisation terrestre	Acidification	Ressources fossiles
B1 (M3/CI)	93%	**100%**	**100%**	86%	93%	88%
B1' (CI/M3)	99%	95%	95%	**100%**	99%	**100%**
B2 (M2/CI)	90%	99,8%	99.5%	85%	92%	81%
B2' (CI/M2)	98%	95%	95%	99,8%	99%	97%
B3 (M1/CI)	94%	97%	99,9%	85%	95%	-25%
B3' (CI/M1)	**100%**	94%	95%	99,7%	**100%**	51%
B4 (M/CI)	93%	99%	99,8%	85%	93%	48%
B4' (CI/M)	99%	95%	95%	99,9%	99%	83%

Tableau 70 : Impacts totaux nets des scénarios du territoire gestion mixte (scénarios B) – valeurs relatives

Pour le scénario B3, l'impact total net sur la catégorie d'impact « Ressources fossiles » est négatif. Ce scénario comporte la plus grande part de filière de méthanisation avec cogénération. Le mix chaleur-électricité évité dans ce scénario a une valeur absolue plus élevée que celle de l'impact généré de la gestion des déchets alimentaires dans ce scénario. Il est à noter que la plus grande partie de ce résultat est liée au mix électrique français évité, en raison de la part très élevée de l'énergie nucléaire et de l'uranium utilisé pour cette production d'énergie. La consommation d'uranium potentiellement évitée présente une contribution élevée à cette catégorie d'impact.

Hiérarchie des scénarios : En sommant les impacts générés et les impacts potentiellement évités, la différence entre les différents scénarios de gestion mixte est inférieure à la valeur seuil de 20 % ; dès lors aucune hiérarchie ne peut donc être définie entre les différents scénarios pour 5 catégories d'impacts sur 6. De plus, suivant les catégories d'impact étudiés le scénario avec le plus faible impact varie. Par contre, pour les ressources fossiles, les différences sont supérieures au seuil de 20% pour les scénarios B3, B3' et B4)

7.3.4. Gestion centralisée majoritaire (C)

Le territoire se compose de deux scénarios : C1 & C1'.

La répartition entre les deux types de gestion pour ce territoire est de 80% en collecte séparée (800 kg) et de 20% en gestion de proximité (200 kg). La principale différence entre ces deux scénarios est le choix de traitement des déchets alimentaires dans la partie "collecte séparée" :

- C1 : 70% méthanisation centralisée (M3) + 30% compostage industriel (CI)
- C1' : 30% méthanisation centralisée (M3) + 70% compostage industriel (CI)

La principale option de traitement (M3 ou CI) est indiquée par scénario dans les tableaux ci-dessous.

7.3.4.1. Impacts générés

Les impacts générés par la gestion des déchets alimentaires pour les différents scénarios sont présentés dans le Tableau 71. Les résultats correspondent au traitement d'une tonne des déchets alimentaires traités (UF).

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ/UF
C1 (M3)	192	1,4E-05	7,1	0,7	0,7	1311
C1' (CI)	191	1,0E-05	4,9	0,6	0,6	1294
C1'/C1	**99%**	**72%**	**69%**	**87%**	**77%**	**99%**

Tableau 71 : Impacts générés - Gestion centralisée majoritaire - Scénarios C

Hiérarchie des scénarios : Pour les scénarios de gestion centralisée majoritaire et pour trois des catégories d'impact étudiées, une hiérarchie peut être établie (différence supérieure à la valeur seuil de 20 %). Le scénario avec une orientation majoritaire des flux collectés vers une installation de compostage industriel a un impact plus faible pour les catégories « particules fines », « eutrophisation terrestre » et « acidification ».

FOCUS SUR LA CONTRIBUTION RELATIVE PAR PHASE DU CYCLE DE VIE

La contribution relative des différentes phases du cycle de vie est présentée pour les deux scénarios dans la Figure 37 ci-dessous. Ces barres d'histogramme montrent également la hiérarchie relative entre les différents scénarios par catégorie d'impact, la barre d'histogramme du scénario ayant l'impact le plus élevé pour une catégorie est égale à 100 %.

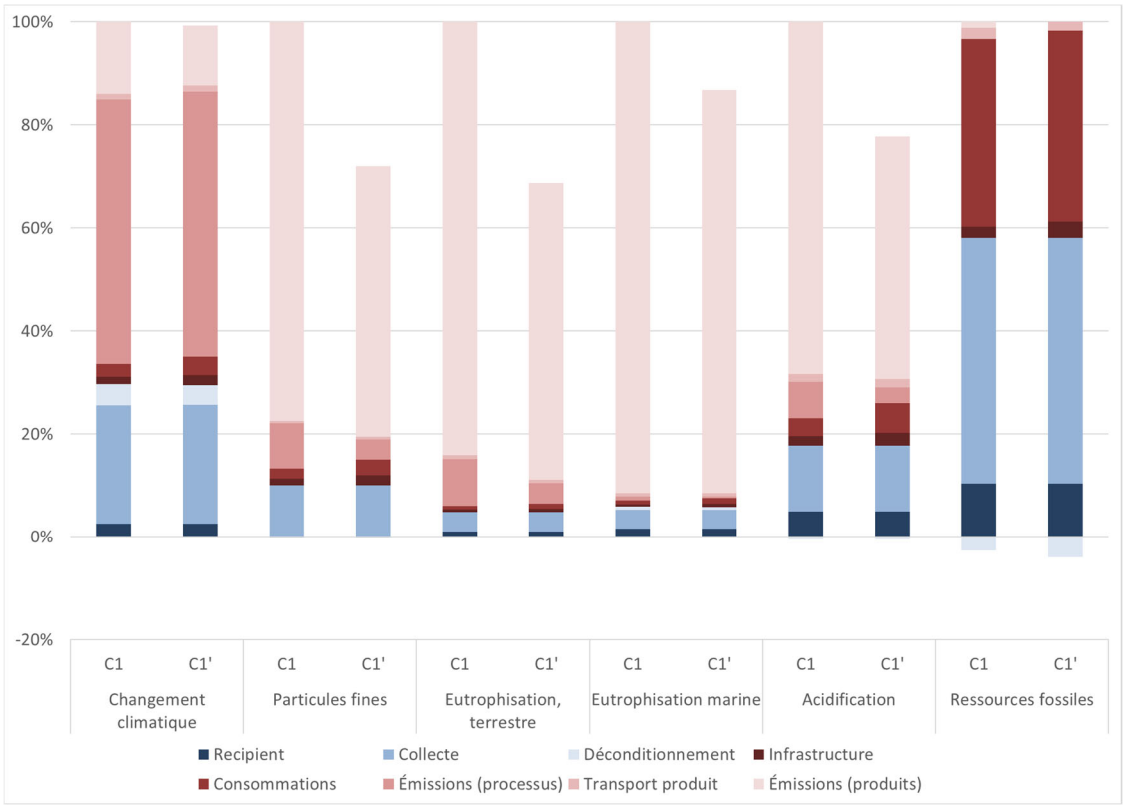


Figure 37 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C[66]

Les émissions pendant le processus de traitement et lors de l'utilisation des produits (compost et digestat) sont les principaux contributeurs à l'impact pour les catégories d'impacts étudiées en détail à l'exception des 'ressource fossiles'.

FOCUS SUR LES PRINCIPALES EMISSIONS

Étant donné que les émissions produites lors du traitement et de l'utilisation du produit sont à l'origine de la majeure partie de l'impact pour 5 des 6 catégories d'impacts, ces émissions sont analysées en détail par la suite.

La contribution des principales émissions aux différentes catégories d'impacts est mentionnée dans le Tableau 72 ci-dessous.

[66] Pour la catégorie d'impact « ressources fossiles », il y a une phase avec une valeur négative (impact net évité) qui est le déconditionnement. Ceci est dû au traitement des déchets plastiques générés lors de cette étape, lorsqu'ils sont retirés du flux de déchets alimentaires. Il a été décidé par convention de mettre les impacts évités potentiels de cette étape avec les impacts générés alors qu'une autre convention a été appliqué pour les impacts évités en lien avec les sous-produits issus de la fraction « biomasse » des déches alimentaires.
La plupart de ces plastiques finit dans un incinérateur où l'énergie est récupérée, la quantité étant déterminée par le PCI du matériau, et permet d'éviter la production d'électricité selon un mix électrique national français et la production de chaleur selon un mix de combustibles fossiles.

Catégorie d'impact	Émission	C1 (M3)	C1' (CI)
Changement climatique	N_2O compostage	23%	40%
	N_2O compost	4%	8%
	CH4 méthanisation + épuration du biogaz	28%	12%
	Autres	44%	41%
Particules fines	NH_3 compost	17%	36%
	NH_3 digestat	58%	35%
	Autres	24%	29%
Eutrophisation terrestre	NH_3 compost	18%	39%
	NH_3 digestat	60%	38%
	Autres	22%	23%
Eutrophisation marine	NO_3^- compost	27%	53%
	NO_3^- digestat	51%	25%
	Autres	23%	22%
Acidification	NH_3 compost	14%	27%
	NH_3 digestat	46%	25%
	Autres	40%	48%

Tableau 72 : Principales émissions à l'origine de la contribution aux différentes catégories d'impacts - Gestion de proximité majoritaire - scénarios C

FOCUS SUR LES DIFFERENTES OPTIONS DE TRAITEMENT

Les scénarios consistent en différentes options de traitement des déchets alimentaires, la contribution relative de chaque option de traitement à l'impact total de l'étape de traitement + application est présentée dans les figures ci-dessous.

Pour chaque option de traitement, seules sont présentées les deux contributions suivantes :

- le traitement lui-même : l'infrastructure de l'installation, les consommations et les émissions directes.
- l'utilisation des produits issus de ces traitements : transport et application des produits.

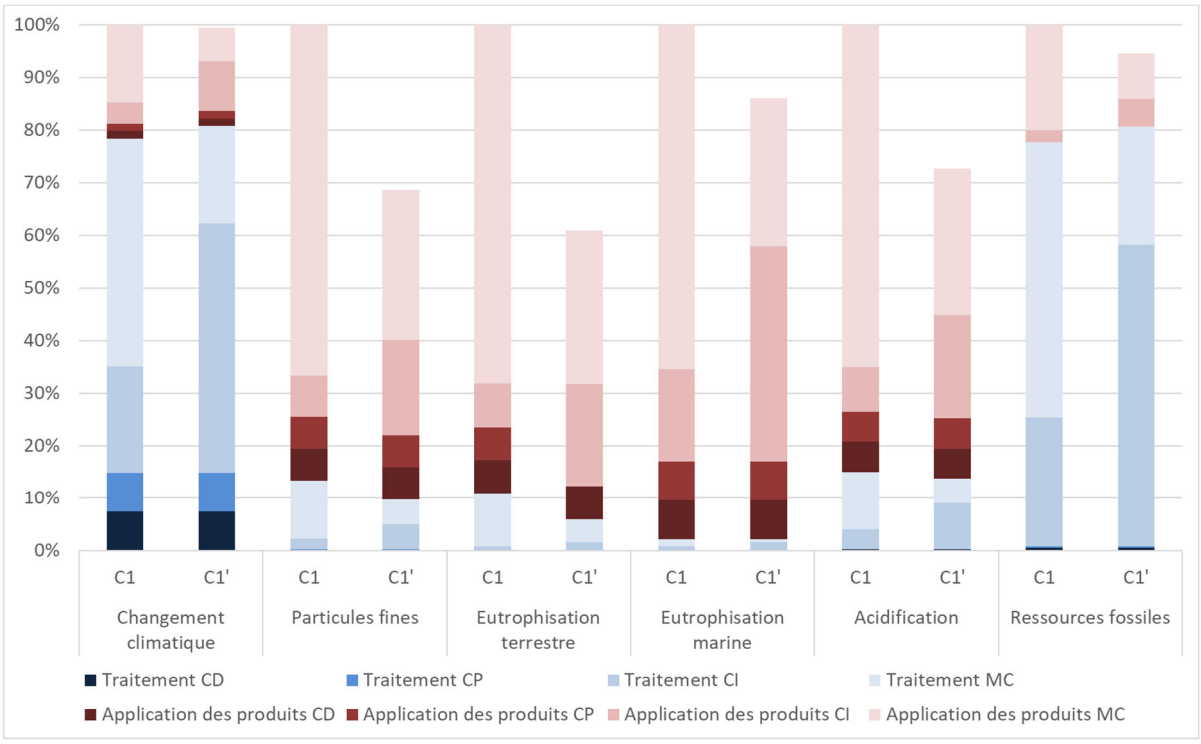


Figure 38 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C

En ce qui concerne les catégories d'impact « changement climatique » et « ressources fossiles », ce sont les processus de compostage industriel et de méthanisation centralisée qui contribuent majoritairement aux impacts. Cette contribution représente environ 70% pour le changement climatique et 80% pour les ressources fossiles.

Pour les autres catégories d'impact, la majeure contribution est l'utilisation du produit issu du traitement biologique, cette contribution est liée aux émissions azotées (voir le Tableau 72 ci-dessus).

7.3.4.2. Impacts évités potentiels

Les impacts potentiellement évités dans les différents scénarios sont présentés dans le Tableau 73 ci-dessous.

Comme il s'agit d'impacts évités, ils sont représentés par une valeur négative. Les résultats sont exprimés par tonne des déchets alimentaires traités (UF).

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ./UF
C1 (M3)	-58	-6,1E-06	-3	-0,4	-0,4	-611
C1' (CI)	-41	-2,7E-06	-1	-0,2	-0,2	-455
C1'/C1	71%	44%	43%	43%	44%	74%

Tableau 73 : Evitements liés en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C

Hiérarchie des scénarios : la différence entre les deux scénarios de gestion centralisée est supérieure à la valeur seuil de 20 % pour toutes les catégories d'impact étudiées ; le scénario avec une orientation majoritairement vers une installation de méthanisation centralisée a un potentiel d'impacts évités plus élevé que le scénario avec une orientation majoritairement vers une installation de compostage industriel. La méthanisation permet la production de deux coproduits potentiellement valorisables (digestat et de biogaz) alors que le compostage ne permet une valorisation potentielle que du compost.

FOCUS SUR LA CONTRIBUTION RELATIVE PAR PHASE DU CYCLE DE VIE

La contribution relative par phase qui représente un évitement est présentée dans la figure dessous. Ces barres d'histogramme montrent également la hiérarchie relative entre les différents scénarios par catégorie d'impact : la barre du scénario ayant l'impact le plus élevé est toujours égale à 100 %.

Lorsque la barre du scénario C1' est inférieure à 100 %, cela signifie que l'impact évité est plus faible dans ce scénario que dans le scénario C1.

Dans les scénarios C1 & C1', tout le biogaz est valorisé en biométhane ce qui explique pourquoi la phase " électricité et/ou chaleur (remplacé par biogaz)" n'apparait pas dans cette figure.

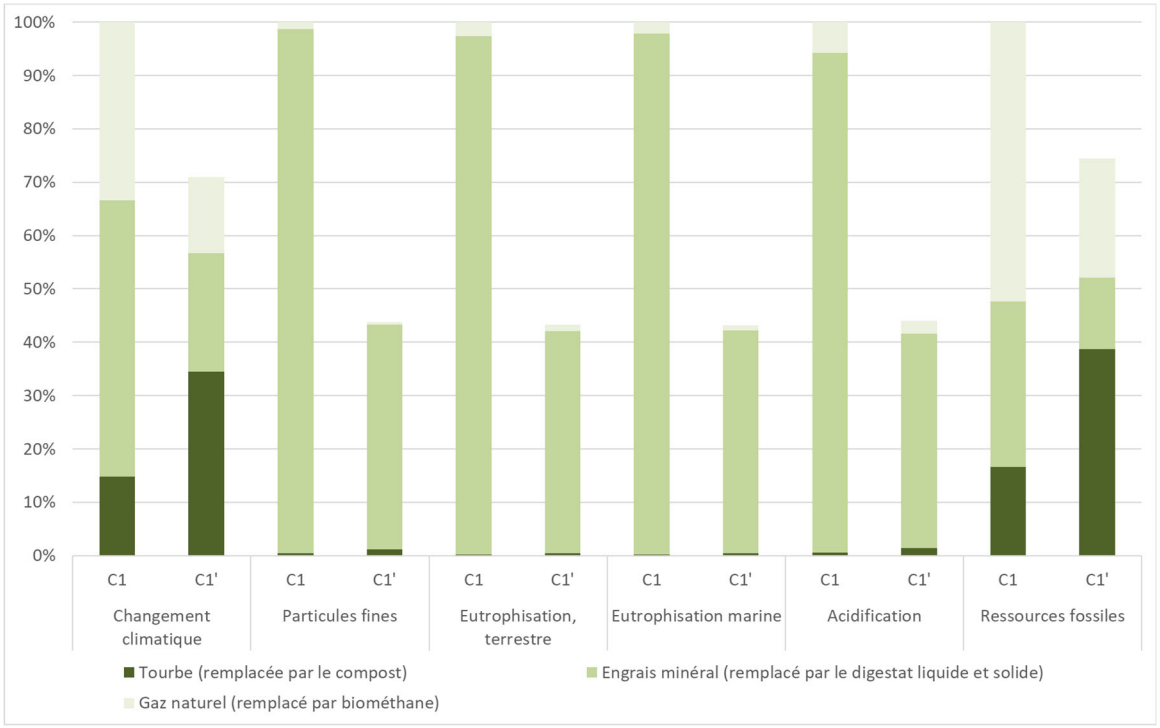


Figure 39 : Impacts potentiellement évités - Contribution relative des phases - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C

Pour le scénario de gestion centralisée majoritaire, la majorité des impacts potentiellement évités provient de la valorisation du digestat. En effet, grâce à sa teneur en nutriments, le digestat peut éviter l'utilisation d'engrais minéraux, ce qui peut réduire la contribution aux catégories d'impact du fait de leur production et utilisation potentiellement évitées.

7.3.4.3. Impacts totaux

Les résultats nets (somme des impacts générés et des impacts évités potentiels) pour les scénarios sont présentés dans le Tableau 74 ci-dessous.

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq/UF	Incidence de la maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ./UF
C1 (M3)	134	8,3E-06	4	0,4	0,4	700
C1' (CI)	150	7,7E-06	3	0,5	0,4	839
C1'/C1	112%	92%	91%	132%	112%	120%

Tableau 74 : Impacts totaux nets - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C

Hiérarchie des scénarios : Pour deux catégories d'impact « eutrophisation marine » et « ressources fossiles », l'impact le plus faible est pour le scénario C1 avec un traitement majoritaire en méthanisation. Pour les autres catégories d'impact la différence entre les 2 scénarios est inférieure à la valeur seuil de 20%.

7.3.5. Catégorie d'impact alternative pour le changement climatique

Dans ce chapitre, une autre catégorie d'impact pour le changement climatique est évaluée, avec l'inclusion du CO_{2b}. La catégorie d'impact par défaut pour le changement climatique, utilisée pour calculer les résultats dans les chapitres ci-dessus, n'inclut pas le CO_{2b}. La catégorie d'impact par défaut et l'alternative incluant le CO_{2b} sont toutes deux définies à un horizon temporel de 100 ans.

Le choix de la catégorie d'impact aura une incidence sur les facteurs d'émission des gaz à effet de serre dans le modèle d'ACV ; ces facteurs (Smith & al, 2021) sont présentés dans le tableau ci-dessous pour les trois principaux gaz à effet de serre de cette étude. La catégorie d'impact alternative n'a d'impact que sur le facteur d'émission du carbone biogénique, puisque le même horizon temporel est sélectionné dans les deux catégories d'impact.

	CO_{2f}	CO_{2b}	CH_4	N_2O
Changement climatique (100a)	1	**0**	27	273
Changement climatique, inclus CO_{2b} (100a)	1	**1**	27	273

Tableau 75 : Facteurs d'émission des principaux gaz à effet de serre, pour les différentes catégories d'impact sur le changement climatique (CO2f = fossile, CO2b = biogénique)

Le compost et le digestat sont constitués en grande partie de carbone ; 0,11 kg C/kg compost et 0,032 kg C/kg digestat brut. Lorsqu'ils sont appliqués sur un sol agricole, une partie de ce carbone restera dans le sol et conduira au stockage du carbone, mais la majeure partie du carbone sera libérée dans l'atmosphère sous forme de CO_{2b} au cours des années qui suivront son épandage sur le champ.

La quantité de carbone stockée à un horizon de 100 ans est présentée dans les chapitres 6.7.7 et 6.8.10. Le stockage du carbone est présenté dans le tableau ci-dessous.

	Compost (kg C/t compost)	Digestat (kg C/t digestat)
Changement climatique, inclus CO_{2b} (100a)	6,4	2,3

Tableau 76 : Quantité de carbone stockée dans le sol pour le compost et le digestat, à un horizon de 100 ans

Ces quantités de carbone stockées sont également présentées dans la Figure 40 visuellement pour une meilleure compréhension.

Les lignes courbes rouges et bleues représentent la quantité totale accumulée de carbone stocké pour une application annuelle de compost ou de digestat produit à partir d'une tonne de déchets alimentaires.

Ce stockage de carbone augmente rapidement initialement, mais s'aplanit après environ 40 ans. Après cette période, l'application de ce compost/digestat n'entraîne pas d'augmentation significative du stockage de carbone dans le sol. Pour attribuer la quantité de carbone stockée à l'unité fonctionnelle, la quantité totale de carbone accumulée après 100 ans est divisée par la quantité totale de déchets alimentaires traités au cours de cette période (100 tonnes). Par exemple le stockage carbone du compost à un horizon de 100 ans correspondant au point C100, divisé par 100 tonnes de déchets alimentaires collectés et traités

Pour rappel : comme mentionné dans le chapitre 6.7.7.3, l'application de compost au sol agricole ne conduit à une augmentation de la teneur en carbone que si elle ne remplace pas l'utilisation de tourbe.

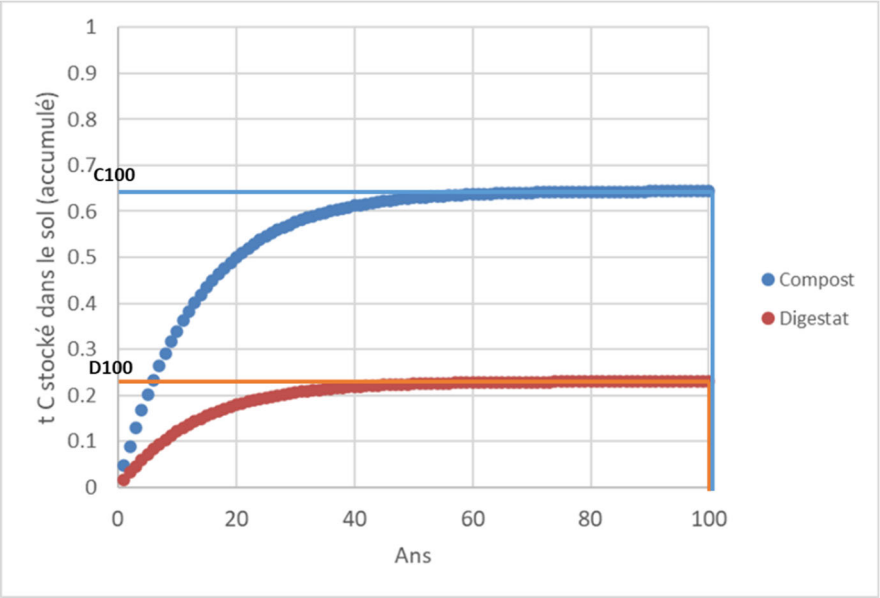


Figure 40 : Quantité de carbone stockée dans le sol pour le compost (C100) et le digestat (D100), à un horizon de 100 ans

Les résultats pour tous les scénarios sont présentés dans le tableau ci-dessous, ils ne comprennent que les impacts générés et donc pas les impacts potentiellement évités.

Territoire	Scénario	Changement climatique (kg CO2-eq./UF)	
		Sans CO_2 biogénique	Avec CO_2 biogénique
Gestion proximité majoritaire	A1	152	470
	A1'	152	480
Gestion mixte	B1	181	474
	B1'	180	498
	B2	181	474
	B2'	180	498
	B3	177	483
	B3'	178	502
	B4	180	477
	B4'	180	499
Gestion centralisée majoritaire	C1	192	460
	C1'	191	498

Tableau 77 : Résultats pour les catégories d'impact relatives au changement climatique (avec et sans CO_2 biogénique)

Comme attendu, lorsque le CO_{2b} est inclus dans la catégorie d'impact, l'impact total sur le changement climatique est beaucoup plus élevé ; l'impact se situe entre 460 - 502 kg CO_2-eq/UF en fonction du scénario.

La contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total par scénario est présentée visuellement dans les figures ci-dessous. Les émissions sont détaillées en fonction du moment où elles sont émises :

- CO_2 (processus) : émissions sur le site de compostage/méthanisation, les émissions pendant la méthanisation sont liées aux fuites de biogaz.
- CO_2 (épandage) : émission de CO_2 provenant du carbone, contenu dans le compost et le digestat appliqués sur le sol, qui n'est pas stocké dans le sol.
- CO_2 (puits) : émissions de CO_2 évitées grâce au stockage dans le sol
- CH_4 : pas de différenciation, puisqu'il n'y a que des émissions sur le site de compostage/méthanisation.
- N_2O (processus) : émissions sur le site de compostage/méthanisation
- N_2O (épandage) : l'émission de N_2O par le compost et le digestat après leur application sur le sol

L'impact "autres" contient tous les autres impacts sur le changement climatique dans ces scénarios, y compris l'impact du transport pour la collecte, les sacs pour la collecte, l'infrastructure des installations de traitement, utilisation du biogaz...

Pour chaque scénario, la barre d'histogramme représentant le résultat pour le changement climatique incluant le CO_{2b} indique également le résultat relatif par rapport au résultat trouvé avec la catégorie d'impact par défaut pour le changement climatique. Par exemple, la Figure 41 ci-dessous montre que l'impact sur le changement climatique est multiplié par 3 lorsque l'on inclut le CO_{2b} dans les scénarios A1 et A1'.

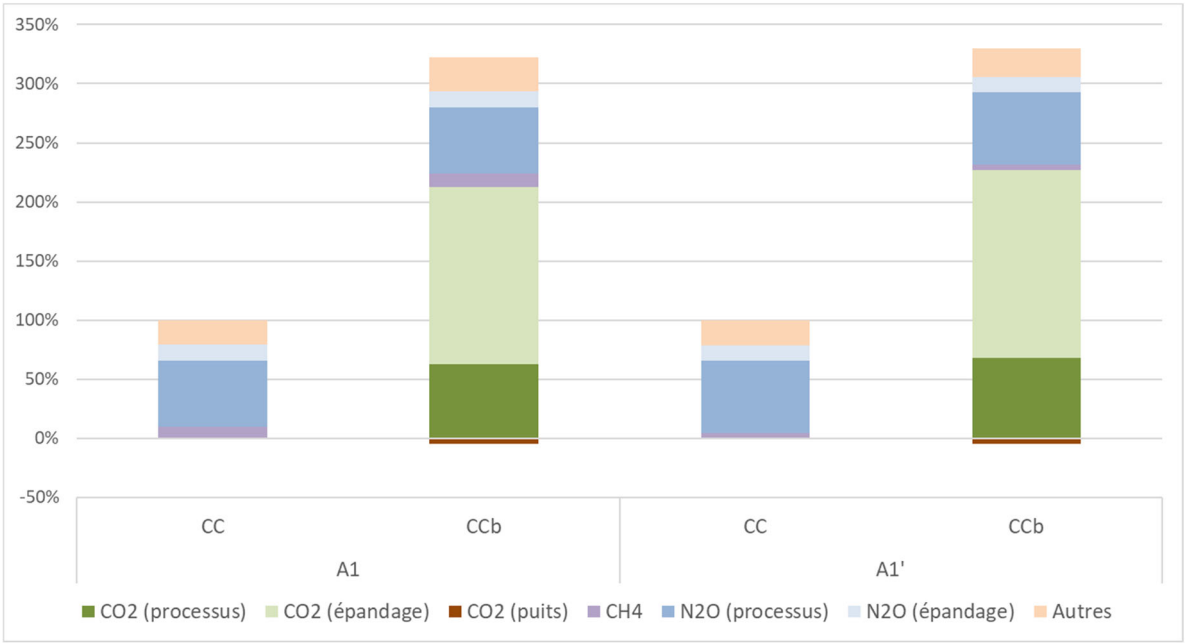


Figure 41 : Contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total - Gestion proximité majoritaire - scénarios A

Lorsque le CO_{2b} est inclus dans la catégorie d'impact, l'émission de CO_2 biogénique devient le plus grand contributeur à l'impact total sur le changement climatique. Environ un tiers de ces émissions a lieu sur le site de traitement (compostage/méthanisation), et environ deux tiers sont liés à l'émission de CO_2 par le compost et le digestat après leur épandage sur le sol. Les émissions de CO_{2b} qui se produisent lorsque le biogaz ou le biométhane est brûlé pour produire de l'énergie sont incluses dans la partie "autres". Le stockage de CO_2 dans le sol (CO_2 puit) est faible au regard des émissions lors des processus.

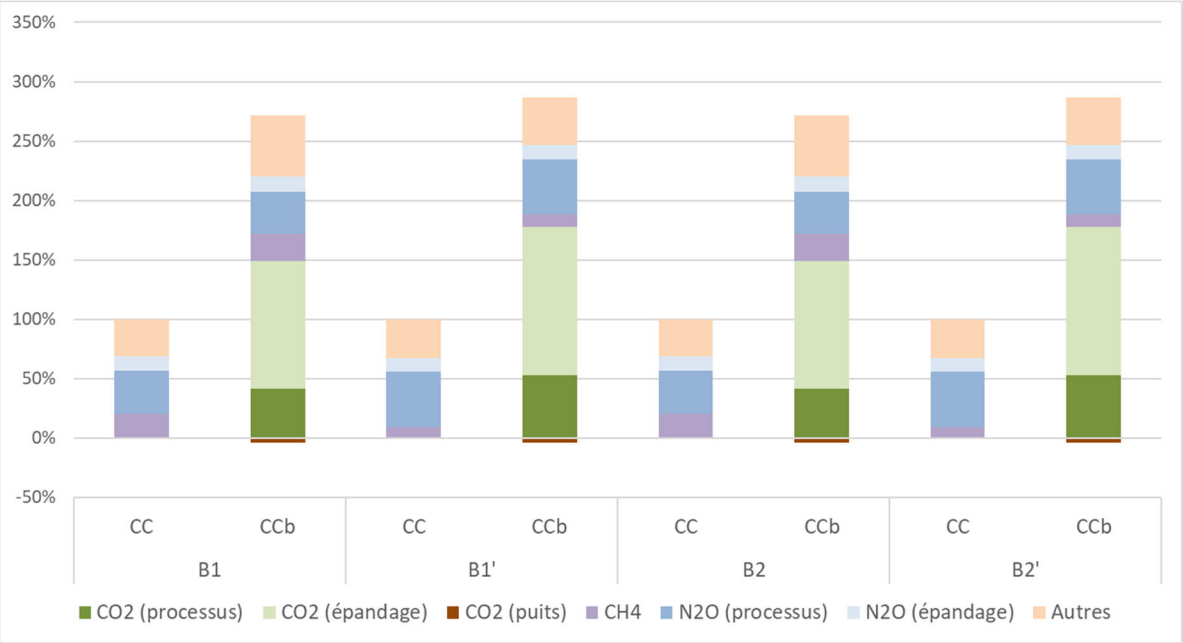


Figure 42 : Contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total - Gestion mixte - scénarios B (1/2)

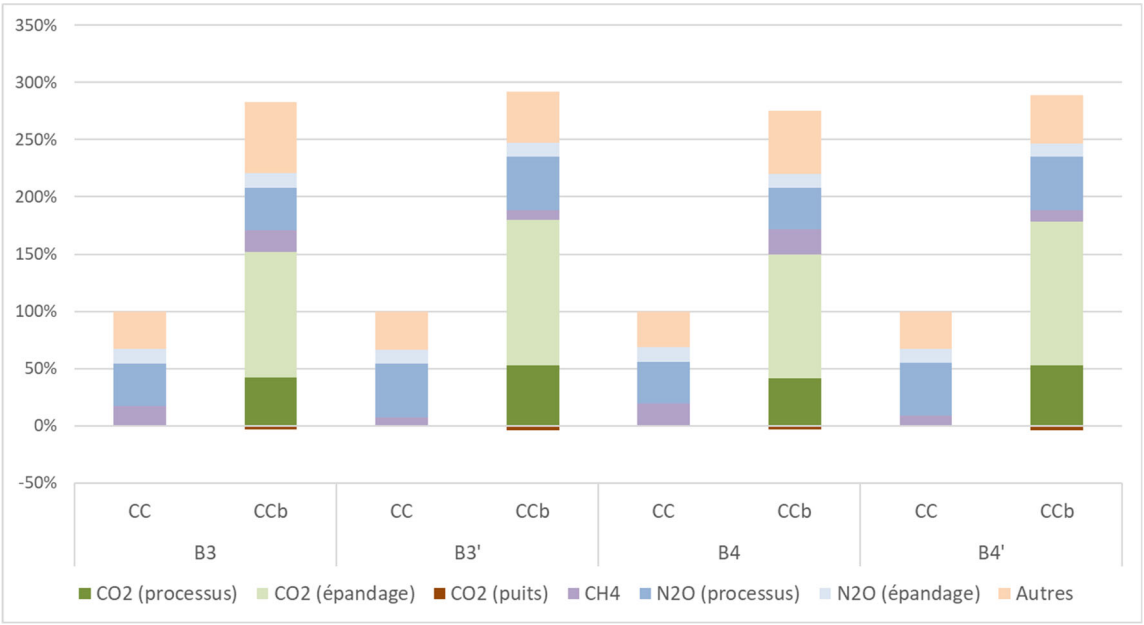


Figure 43 : Contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total - Gestion mixte - scénarios B (2/2)

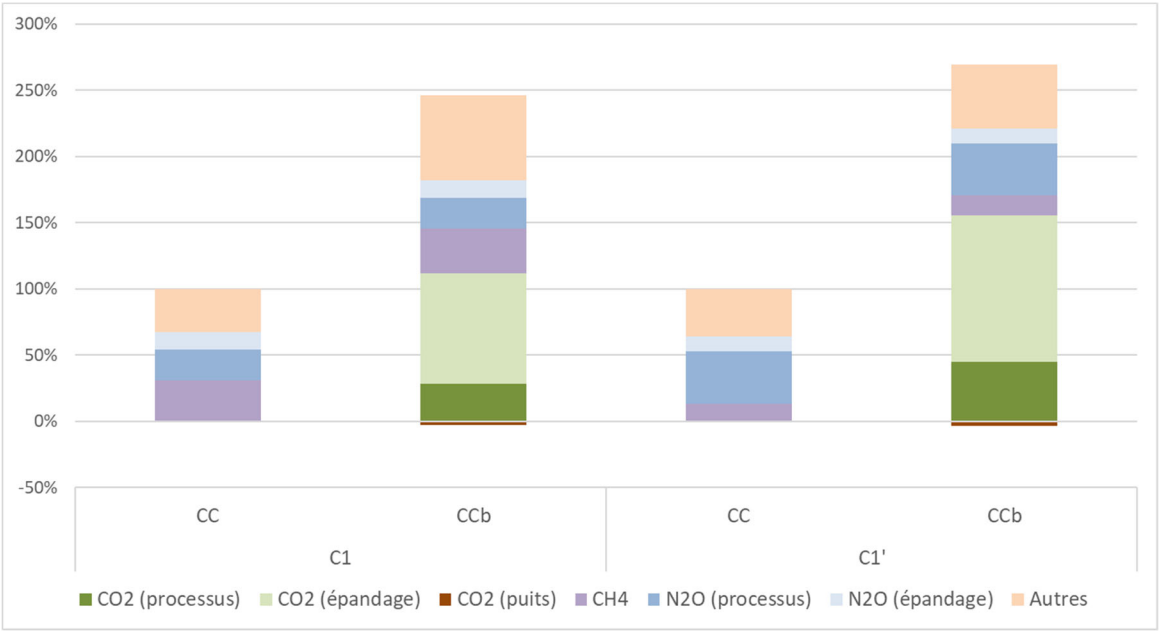


Figure 44 : Contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C

7.3.6. Flux de microplastiques

La quantité de microplastiques qui se retrouvent dans le compost et le digestat est présentée dans la Figure 45 ci-dessous. Ces quantités sont rapportées à l'unité fonctionnelle (une tonne de déchets alimentaires collectés et traités). Ce flux est estimé de deux manières :

- en utilisant la quantité maximale de microplastiques autorisée dans le compost/digestat,
- et en utilisant les données de la littérature sur les mesures de microplastiques dans le compost et le digestat à partir de déchets alimentaires.

Étant donné qu'aucun microplastique n'est considéré pour les déchets alimentaires traités par compostage domestique/partagé, les scénarios avec le plus de gestion de proximité (A1 & A1') conduisent à la plus petite quantité de microplastiques. De la même manière, les scénarios où la quantité de déchets alimentaires traités par une installation centralisée (C1 & C1') est la plus élevée conduisent à la plus grande quantité de microplastiques.

Les scénarios du territoire 'gestion mixte' peuvent être regroupés en deux groupes :

- BX : les scénarios dont 70% des déchets alimentaires vont à la méthanisation et 30% au compostage dans la partie qui est collectée par la collectivité (50% du montant total).
- BX' : les scénarios dont 30% des déchets alimentaires vont à la méthanisation et 70% au compostage dans la partie qui est collectée par la collectivité (50% du montant total).

La répartition des déchets alimentaires vers les différentes filières de méthanisation entre ces scénarios est différente, mais cela n'a pas d'influence sur les résultats puisque les mêmes données sur les microplastiques sont utilisées pour tous les types de sites de méthanisation.

La variabilité des résultats (indiquées par les barres d'erreur) basés sur la littérature est élevée, ce qui rend impossible la création d'une hiérarchie entre les scénarios au sein d'un même territoire. Néanmoins, les flux estimés sur la base des valeurs trouvées dans la littérature sont nettement inférieurs à la quantité maximale autorisée de microplastiques (qui est représentée par la ligne rouge). La quantité réelle de microplastiques présents dans le compost/digestat sera déterminée par la qualité des déchets alimentaires collectés, qui est elle-même influencée par de multiples facteurs tels que le système de collecte, le déploiement de campagnes de sensibilisation, ...

Les résultats ne donnent pas d'indication sur les polymères dont sont constitués ces microplastiques. Sur la base des recherches par l'ADEME et ses partenaires[67] en cours, durant lesquelles du compost et du digestat sont analysés afin de déterminer les types de polymères, il est possible d'estimer que la majeure partie est représentée par le PP (polypropylène), le PET (polyéthylène téréphtalate), le PS (polystyrène) et PE (polyéthylène).

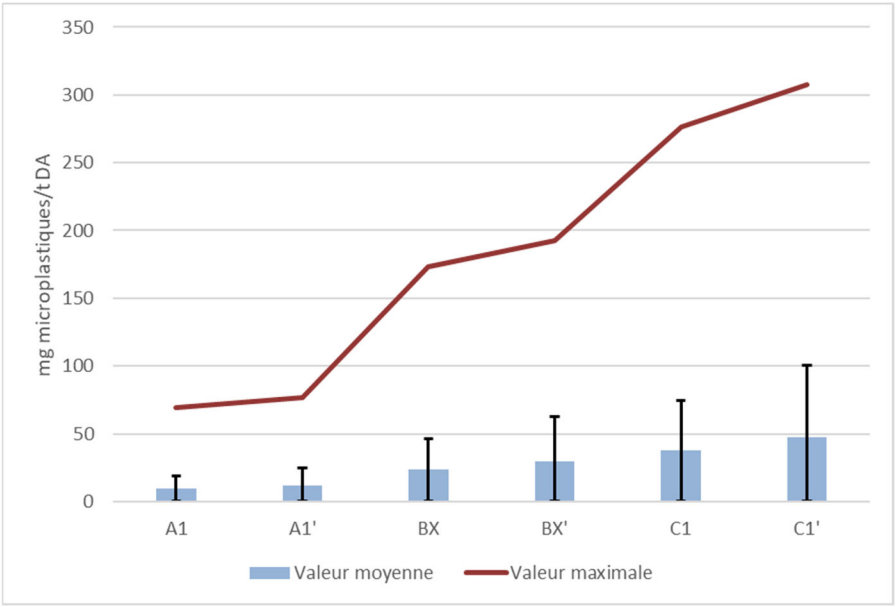


Figure 45 : Flux de microplastiques par scénario

Les résultats de l'étude de l'ADEME[67] sont exprimés en nombre de particules par kg MS[68] de compost, et non en mg comme dans la figure ci-dessus. L'étude de Sholokhova mentionnée au chapitre 6.9.2 présente des résultats en wt%[69] et également en nombre de particules. En utilisant ces données, la quantité calculée de microplastiques dans le compost (0,050 % MS, voir 6.9.2) peut être estimée à environ 2320 particules par kg MS de compost. Cela correspond bien aux valeurs trouvées dans l'étude de l'ADEME, où l'on trouve une fourchette de 1225 à 2571 particules par kg MS de compost.

[67] Recherche des microplastiques dans les produits résiduaires organiques (PRO), ADEME
[68] Matière Sèche
[69] Pourcentage massique

7.4. Mise en perspective par rapport aux scénarios de gestion historiques

Cette section vise à mettre en perspective les impacts environnementaux des scénarios théoriques de gestion des déchets alimentaires suite à un tri à la source par rapport aux scénarios historiques tels que l'incinération ou le stockage.

Cette comparaison n'est effectuée que pour les catégories d'impact sélectionnées comme indiqué au chapitre 7.1.4. Les comparaisons pour les autres catégories d'impact figurent à l'annexe 9.16.6.

La présente section commence par une synthèse des résultats valables pour les 3 scénarios théoriques.



Remarque importante : seules les catégories d'impact les plus pertinentes pour le traitement biologique des déchets alimentaires ont été retenues pour la comparaison avec la situation historique. L'incinération et le stockage des déchets alimentaires sont des options de traitement complètement différentes du compostage/de la méthanisation, et celles-ci peuvent avoir un impact beaucoup plus élevé sur d'autres catégories d'impact qui n'ont pas été sélectionnées car elles ne sont pas pertinentes pour les filières de traitement biologique (par exemple 'radiations ionisantes')

Dans ce chapitre, la contribution aux différentes catégories d'impacts est mise en perspective par rapport au scénario historique de gestion et traitement des déchets alimentaires. Ces déchets alimentaires étaient historiquement collectés avec les OMR et traités par incinération ou envoyés en installation de stockage.

Les scénarios historiques comprennent des étapes similaires de gestion des déchets :

- La collecte en sac
- La tournée de collecte
- Le transport depuis le dernier point de collecte vers l'installation
- Le traitement des déchets alimentaires dans l'installation de stockage ou d'incinération
- L'utilisation des produits issus de la combustion des déchets ou de la captation de biogaz.

7.4.1. Synthèse des résultats

Les principales conclusions basées sur les résultats présentés ci-dessous sont :

- Pour la catégorie d'impact changement climatique sans prise en compte du CO_2 biogénique
  - **L'incinération présente une contribution plus faible que les scénarios théoriques de gestion territoriale des déchets alimentaires évalués.**

    L'incinération entraîne la combustion totale du carbone contenu dans les déchets alimentaires, qui est rejeté dans l'atmosphère sous la forme de CO_2 biogénique ; comme cette émission n'est pas considérée dans la catégorie d'impact "changement climatique" par défaut, ces émissions ne sont pas comptabilisées.

    A contrario, au cours du compostage comme de la méthanisation, une partie du carbone est convertie en CH_4 dont l'émission est comptabilisée dans la catégorie d'impact « Changement climatique » par défaut.
  - **Le stockage présente une contribution similaire voire plus élevée que les scénarios théoriques de gestion territoriale des déchets alimentaires évalués.**

    Dans une installation de stockage, le carbone dégradé est converti en partie en CH_4 dont l'émission est comptabilisée dans la catégorie d'impact « Changement climatique » par défaut.
  - **L'intérêt des scénarios théoriques de gestion territoriale par rapport aux scénarios historiques (via l'incinération et le stockage) dépendra de la possibilité d'éviter ces émissions de CH_4.**

    Dans le cas du compostage, les bonnes pratiques pourraient conduire à l'absence de poches anaérobies dans le tas de compostage pour éviter la production de CH_4.

    Dans le cas de la méthanisation, la production de méthane est visée, et son émission accidentelle (fuites) doit être évitée autant que possible.
- Pour la catégorie d'impact changement climatique incluant les émissions de CO_2 biogénique
  - **Le stockage présente une contribution plus faible que les scénarios théoriques de gestion territoriale des déchets alimentaires évalués.**

    Dans un site de stockage, tout le carbone contenu dans les déchets alimentaires n'est pas dégradé à l'horizon temporel auquel l'impact sur le changement climatique est évalué (100 ans).

    Ce carbone sera libéré plus tard, cela ne représente pas un stockage de carbone.
  - **L'incinération présente une contribution similaire à celui des scénarios théoriques gestion territoriale des déchets alimentaires évalués.**

    Lors de l'incinération, tout le carbone est libéré sous forme d'émission de CO_2 biogénique.

    Même si les options de traitement biologique (compostage et digestion) entraînent la libération d'autres gaz à effet de serre plus puissants que le CO_2 (notamment N_2O et CH_4), la contribution des autres phases de la gestion territorialisée des déchets alimentaires fait que la contribution globale de la gestion des déchets alimentaires n'est pas suffisamment différente pour établir une hiérarchie entre l'incinération et les scénarios théoriques.
- Pour les catégories d'impact « particules fines », « eutrophisation (terrestre & marine) » et « acidification »
  - **Les émissions d'azote sont déterminantes**.

    La plupart des émissions d'azote dans les scénarios théoriques se produisent lors de l'application du compost et/ou du digestat sur le sol agricole.

    La méthode d'application peut grandement influencer ces émissions (en particulier l'émission de NH_3) et constitue un paramètre principal pour réduire l'impact total de ces scénarios théoriques.

Lors de l'incinération, l'azote contenu dans les déchets alimentaires est transformé en NO_x. Le traitement des gaz de combustion vise à réduire les émissions de NO_x et à convertir l'azote en N_2, un gaz inerte inoffensif. Les NO_x qui parviennent encore à s'échapper du traitement des gaz de combustion, sont les principaux contributeurs à l'acidification pour le scénario de l'incinération.

Lors du compostage/méthanisation, il y a relativement moins d'azote émis sous forme de NO_x par rapport à l'incinération et d'autres émissions comme le N_2O et le NH_3 sont relativement plus élevées. Ceci, combiné aux différents facteurs de caractérisation des différentes émissions d'azote pour ces catégories d'impact, conduit à une contribution nettement plus élevée pour les scénarios théoriques pour les catégories d'impact « particules fines » et « eutrophisation terrestre et marine » par rapport à l'incinération, tandis que l'incinération a une contribution plus élevée sur l'acidification.

- Pour la catégorie « Ressources fossiles »
    - L'impact et dès lors la hiérarchie par rapport à l'incinération ou le stockage **dépend en grande partie de la part des déchets alimentaires traités à domicile**.

      Les scénarios théoriques avec une "gestion de proximité majoritaire" sont beaucoup moins contributeurs que les scénarios avec incinération et stockage car le compostage domestique/partagé évite :

        - le recours à du transport ,
        - le sac ou le bac de collecte
        - et de nombreuses infrastructures.

      Plus la part des installations centralisées est élevée dans les scénarios théoriques, plus la différence avec l'incinération/stockage est faible.

7.4.2. Gestion de proximité majoritaire (A)

Les résultats totaux nets (impacts générés et impacts potentiellement évités) pour les scénarios théoriques, où les déchets alimentaires sont triés à la source, et les scénarios historiques, où les déchets alimentaires sont collectés avec les OMR et envoyés à l'incinération ou dans une installation de stockage, sont présentés dans le Tableau 78 ci-dessous.

Rappel : si la différence entre deux scénarios est inférieure à 20%, on considère que la différence est trop faible pour déterminer une hiérarchie entre les scénarios.

Scénario	Changement climatique	Changement climatique, inclus CO2b	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq./UF	kg CO2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ/UF
A1 (M3)	138	470	8,7E-06	4,2	0,5	0,4	394
A1' (CI)	142	480	8,5E-06	4,2	0,5	0,4	429
Incinération-I	106	462	5,0E-06	2,2	0,3	0,5	1182
A1/I	130%	111%	173%	191%	176%	74%	33%
A1'/I	133%	114%	170%	187%	187%	76%	36%
Stockage-S	169	252	4,1E-06	1	3,2	0,3	822
A1/S	81%	181%	211%	439%	15%	125%	48%
A1'/S	84%	186%	207%	431%	16%	128%	52%

Tableau 78 : Résultats totaux nets pour les scénarios historiques et les scénarios théoriques « Gestion de proximité majoritaire – scénarios A »

Hiérarchie des scénarios :

- **Changement climatique n'incluant pas les émissions de CO_2 biogénique** :
  - L'incinération a un impact plus faible que les scénarios A.
  - Le stockage a un impact similaire aux scénarios A
- **Changement climatique en incluant les émissions de CO_2 biogénique** :
  - Le stockage a un impact plus faible que les scénarios A.
  - L'incinération a un impact similaire aux scénarios A
- **Particules fines et eutrophisation terrestre :** Les scénarios A ont un impact plus élevé que l'incinération et le stockage
- **Acidification** : les scénarios A ont un impact inférieur (d'au moins 20 %) à celui de l'incinération, et supérieur (de plus de 20 %) à celui du stockage
- **Eutrophisation marine** : les scénarios A ont un impact inférieur (d'au moins 20 %) à celui du stockage, et supérieur (de plus de 20 %) à celui de l'incinération
- **Ressources fossiles** : les scénarios A ont un impact plus faible que l'incinération et le stockage, la différence d'impact est supérieure à 20%.

Les résultats relatifs pour les scénarios historiques sont présentés dans la figure ci-dessous. La valeur moyenne des deux scénarios A1 et A1' (résultat totaux nets) est utilisée pour représenter la gestion des déchets « avec tri à la source ». Le scénario ayant l'impact le plus élevé est fixé à 100 %.

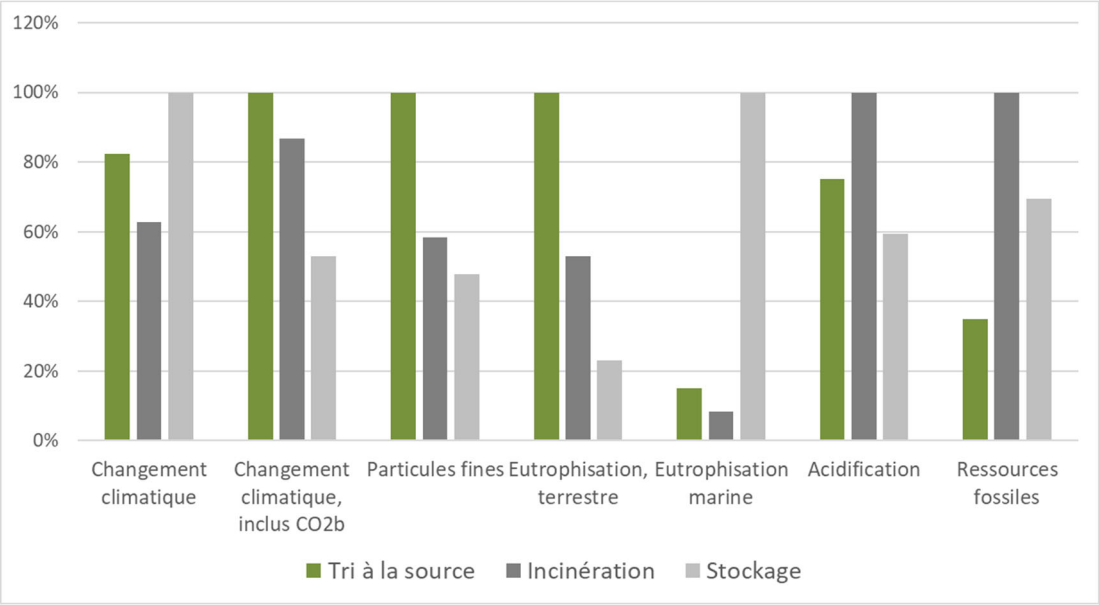


Figure 46 : Comparaison de la gestion de déchets alimentaires avec tri à la source - Gestion de proximité majoritaire – scénarios A vs avec les scénarios historiques

7.4.3. Gestion mixte (B)

Dans cette section, la contribution des différents scénarios aux catégories d'impacts étudiées en détail est comparée à la situation historique.

Scénario	Changement climatique	Changement climatique, inclus CO2b	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq./UF	kg CO2-eq./UF	Incidence de la maladie/ UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ/UF
B1 (M3/CI)	145	474	9E-06	4,1	0,4	0,4	668
B1' (CI/M3)	154	498	8E-06	3,8	0,5	0,4	755
B2 (M2/CI)	140	474	9E-06	4,0	0,4	0,4	615
B2' (CI/M2)	152	498	8E-06	3,8	0,5	0,4	732
B3 (M1/CI)	147	483	8E-06	4,0	0,4	0,4	-188
B3' (CI/M1)	155	502	8E-06	3,8	0,5	0,4	388
B4 (M/CI)	144	477	9E-06	4,0	0,4	0,4	365
B4' (CI/M)	154	499	8E-06	3,8	0,5	0,4	625
Incinération	86	392	4,4E-06	2,1	0,3	0,5	900
Stockage	149	232	3.46E-06	0.27	0.9	3.2	540

Tableau 79 : Résultats totaux nets pour les scénarios historiques et les scénarios théoriques (Gestion mixte – scénarios B)

Le Tableau 80 ci-dessous présente les impacts moyens[70] des scénarios B' et B.

Rappel : si la différence entre deux scénarios est inférieure à 20%, on considère que la différence est trop faible pour déterminer une hiérarchie entre les scénarios.

Scénario	Changement climatique	Changement climatique, inclus CO2b	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO2-eq/UF	kg CO2-eq/UF	Incidence de maladie/ UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq. /UF	MJ./UF
B moyen	144	477	8.70E-06	4.04	0.4	0.4	365
B' moyen	154	499	8.36E-06	3.84	0.5	0.4	625
Incinération-I	86	392	4,4E-06	2,1	0,3	0,5	900
B moyen/I	167%	122%	199%	192%	133%	80%	41%
B' moyen/I	178%	127%	191%	183%	167%	80%	69%
Stockage-S	149	232	3.46E-06	0.27	0.9	3.2	540
B moyen/S	96%	205%	251%	1484%	44%	12%	68%
B' moyen/S	103%	215%	241%	1408%	57%	13%	116%

Tableau 80 : Résultats totaux nets pour les scénarios historiques et les scénarios théoriques moyens (scénarios B)

Hiérarchie des scénarios :

- Changement climatique n'incluant pas les émissions de CO2 biogénique :
  - la différence entre les deux scénarios B et l'incinération est d'au moins 20 %, alors que ce n'est pas le cas pour le stockage.
  - l'incinération a un impact plus faible sur le changement climatique que les scénarios B.
- Changement climatique incluant les émissions de CO_2 biogénique :
  - Le stockage a un impact plus faible que les scénarios B.
  - L'incinération a un impact potentiellement plus faible que les scénarios B
- Particules fines et eutrophisation terrestre : L'impact des scénarios B est supérieur d'au moins 20 % à l'impact de l'incinération et du stockage
- Acidification : la différence entre les scénarios B et l'incinération est inférieure à 20 %, et supérieur d'au moins 20 % à celui du stockage
- Eutrophisation marine : les scénarios B ont un impact inférieur d'au moins 20 % à celui du stockage, et supérieur d'au moins 20 % à celui de l'incinération
- Ressources fossiles :
  - Les scénarios B3, B3' et B4 ont un impact inférieur d'au moins 20 % au stockage et à l'incinération.
  - Les autres scénarios ont :
    - soit un impact supérieur de plus de 20 % à celui du stockage (B1, B1' & B2),
    - soit un impact supérieur mais avec moins de 20 % de différence (B2 & B4').
  - Tous les scénarios B ont un impact inférieur à celui de l'incinération à l'exception des scénarios B1' & B2'.

[70] Calculé comme 0.25*B1+0.25*B2+0.25*B3+0.25*B4

Les résultats relatifs pour les scénarios historiques sont présentés dans la figure ci-dessous. La valeur moyenne des huit scénarios B1 – B4' (résultat net des impacts générés et des impacts évités) est utilisée pour représenter la gestion des déchets « avec tri à la source ». Le scénario ayant l'impact le plus élevé est toujours fixé à 100 %.

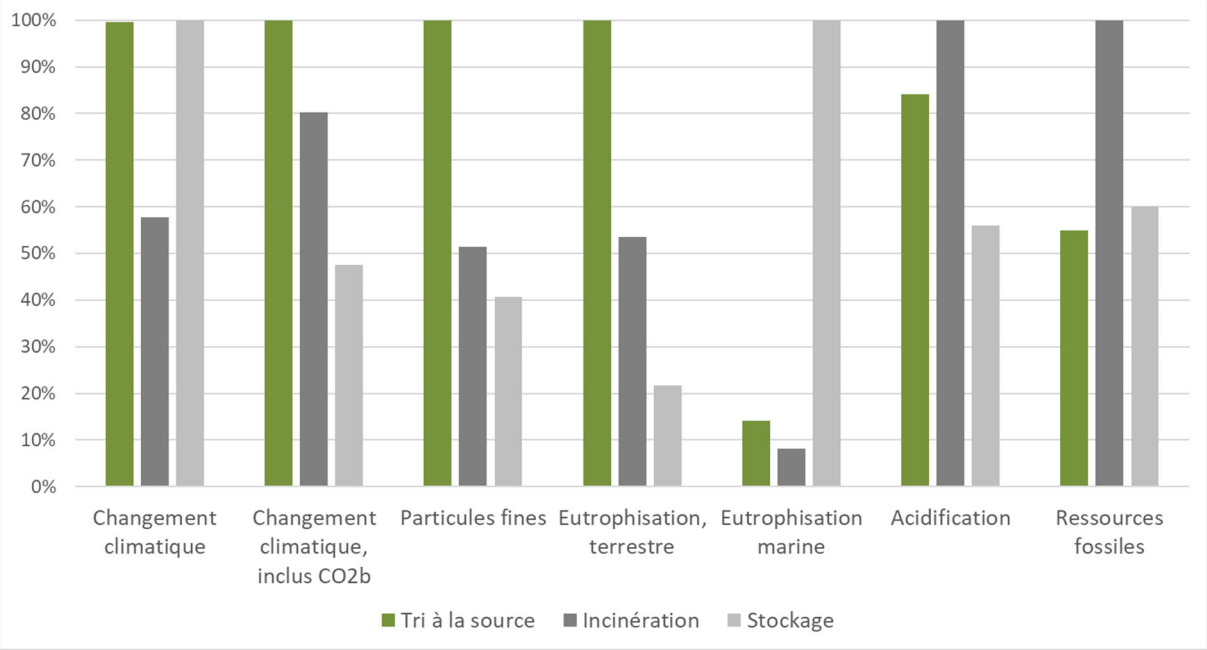


Figure 47 : Comparaison de la gestion de déchets alimentaires - scénarios historiques et scénarios théoriques (Gestion mixte – scénarios B)

7.4.4. Gestion centralisée majoritaire (C)

Dans cette section, la contribution des différents scénarios aux catégories d'impacts étudiées en détail est comparée à la situation historique.

Rappel : si la différence entre deux scénarios est inférieure à 20%, on considère que la différence est trop faible pour déterminer une hiérarchie entre les scénarios.

Scénario	Changement climatique	Changement climatique, inclus CO_2b	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Unité	kg CO_2-eq./UF	kg CO_2-eq./UF	Incidence de maladie/UF	moles N eq./UF	kg N-eq./UF	Moles H^+-eq./UF	MJ/UF
C1 (M3)	134	460	8,3E-06	4	0,4	0,4	700
C1' (CI)	150	498	7,7E-06	3	0,5	0,4	839
Incinération-I	80	385	4,2E-06	2,1	0,3	0,5	807
C1/I	168%	104%	199%	182%	139%	78%	87%
C1'/I	187%	118%	184%	166%	183%	87%	104%
Stockage-S	143	226	3,2E-06	0,8	3,2	0,3	448
C1/S	94%	178%	256%	463%	11%	142%	156%
C1'/S	105%	202%	236%	421%	15%	158%	187%

Tableau 81 : Résultats totaux nets pour les scénarios théoriques et historiques (gestion centralisée majoritaire – scénarios C)

Hiérarchie des scénarios :

- **Changement climatique n'incluant pas les émissions de CO_2 biogénique** : la différence entre les deux scénarios C et l'incinération est d'au moins 20 %, alors que ce n'est pas le cas pour le stockage. L'incinération a un impact plus faible sur le changement climatique que les scénarios C.
- **Changement climatique incluant les émissions de CO_2 biogénique :**
    - Le stockage a un impact plus faible que les scénarios C
    - L'incinération a un impact similaire aux scénarios C
- **Particules fines et eutrophisation terrestre** : l'impact des scénarios C est supérieur d'au moins 20 % à l'impact de l'incinération et du stockage
- **Acidification** : la différence entre les scénarios C et l'incinération est inférieure à 20 %, et supérieur d'au moins 20 % à celui du stockage
- **Eutrophisation marine** : les scénarios C ont un impact inférieur d'au moins 20 % à celui du stockage, et supérieur d'au moins 20 % à celui de l'incinération
- **Ressources fossiles** : les scénarios C ont un impact similaire à l'incinération, et un impact au moins 20% plus élevé que le stockage

Les résultats relatifs pour les scénarios historiques sont présentés dans la figure ci-dessous. La valeur moyenne des deux scénarios C1 et C1' (résultat net des impacts générés et des impacts évités) est utilisée pour représenter la gestion des déchets « avec tri à la source ». Le scénario ayant l'impact le plus élevé est toujours fixé à 100 %.

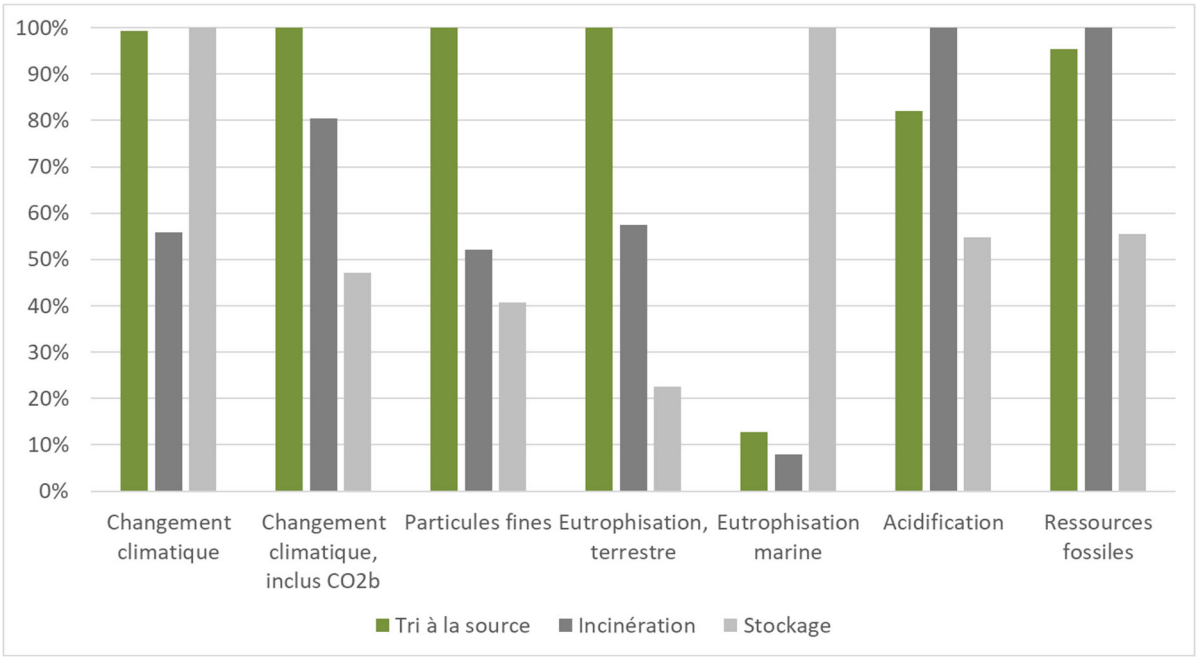


Figure 48 : Comparaison de la gestion de déchets alimentaires avec tri à la source (territoire gestion centralisée majoritaire – scénarios C) avec les scénarios historiques

7.5. Limites

Les limites présentées ci-dessous sont les limites spécifiques à cette étude et liées à la disponibilité des données.

Pour rappel, des limites plus générales de la méthodologie de l'ACV sont présentées au chapitre 5.2.6.

Modélisation du processus de compostage



Les trois filières de compostage (domestique, partagé et industriel) sont modélisées avec les mêmes émissions pendant le processus en raison du manque de données sur les pratiques spécifiques de compostage.

Concernant le compostage domestique, les bonnes pratiques exigent un retournement périodique du tas afin d'éviter la création d'environnements anaérobies dans celui-ci. Si cela n'est pas fait, le carbone contenu dans les déchets alimentaires pourrait être partiellement transformé en CH_4 au lieu d'une transformation en CO_2.

Pour le compostage industriel, il est supposé qu'une aération forcée est réalisée, alors que c'est moins le cas pour le compostage domestique/partagé. Au cours du processus de compostage, une partie de l'azote contenu se transforme en N_2O qui est rejeté dans l'atmosphère. Dans le cas du compostage industriel, s'il a lieu à l'intérieur d'un hall, l'air peut passer par une étape de lavage pour éliminer les émissions de NH_3 avant son rejet dans l'atmosphère.

Les effets bénéfiques du compost et du digestat qui peuvent être actuellement quantifiés via une ACV.

Plusieurs études indiquent que l'utilisation du compost sur les terres peut améliorer plusieurs paramètres des plantes et du sol, ce qui ferait du compost une option intéressante pour la restauration des sols ainsi que pour tirer parti de ses propriétés fertilisantes. Les seuls avantages du compost et du digestat qui sont intégrés dans cette ACV sont l'approvisionnement en nutriments et le stockage du carbone.

Les autres avantages, qui ne peuvent actuellement pas quantifiés dans l'ACV, se rapportent à la qualité du sol (et à ses caractéristiques) telles que :

- augmentation du rendement et de la valeur nutritionnelle des cultures,
- suppression des mauvaises herbes, des ravageurs et des maladies,
- réduction de l'érosion du sol,
- amélioration de la biodiversité du sol.

L'incertitude sur l'effet du stockage du carbone biogénique



Un premier essai de modélisation du stockage de carbone dû à l'application de compost et de digestat a été réalisé.

Le compost/digestat pourrait engendrer un stockage de carbone dans le sol agricole sur lequel il est appliqué comme amendement. En l'état actuel, il est difficile d'être sûr de l'effet de cette application : celui-ci se produit-il vraiment, et dans quelle mesure ? Des recherches seraient nécessaires pour obtenir davantage de données expérimentales sur le stockage du carbone, spécifiques aux matières entrantes (déchets alimentaires) évaluées dans cette étude.

Le bilan de masse de certains éléments n'est pas équilibré pour le compostage



La caractérisation des déchets alimentaires et du compost ainsi que les émissions pendant le compostage et l'application du compost sont basées sur l'étude précédente par (ADEME, EVEA, S3D, 2019). Dans cette étude, le bilan de masse pour l'azote et le phosphore n'est pas équilibré, dans le cas du compostage.

Le bilan de masse pour les filières de compostage est le résultat d'un croisement de plusieurs sources de données. Différentes études ont fourni des émissions spécifiques différentes qui sont utilisées dans le modèle. Dès lors, le bouclage d'un bilan matière dont les valeurs sont issues de différentes sources de données est un exercice complexe. De plus, les émissions de N_2, qui ne sont généralement pas comptabilisées ou mesurées car sans impact sur l'environnement, peuvent expliquer cet écart pour le bilan des formes azotées (ADEME, EVEA, S3D, 2019).

La nature du sol agricole n'est pas prise en compte.

La nature du sol est liée de deux manières au modèle d'ACV :

- L'impact du type de sol sur la valeur d'amendement (stockage du carbone)
- L'impact des émissions provenant de l'épandage de compostage et digestats sur les sols agricoles

La nature du sol sur lequel le compost ou le digestat solide est appliqué peut avoir un impact sur la valeur amendante de ces matières. Comme indiqué au chapitre 4.3.3, un sol français moyen est utilisé dans cette ACV et les différences locales de type de sol ne sont pas prises en compte.

La nature du sol apparaitrait comme d'autant plus influente si les résultats étaient convertis en indicateurs finaux, tels que l'impact sur la biodiversité. L'impact des polluants (tels que NH_3, NOx, PO_4) sur la biodiversité dépend de l'écosystème où l'émission aboutit, certains écosystèmes étant plus sensibles à ces émissions que d'autres (par exemple, les landes sont plus sensibles aux dépôts d'azote que les forêts).

L'infrastructure du déconditionneur n'est pas incluse dans le modèle

La construction et la fin de vie de l'infrastructure de l'installation de déconditionnement ne sont pas incluses dans le modèle en raison du manque de données. Aucune recherche approfondie n'a été effectuée pour trouver des données permettant de modéliser cet impact, car les résultats montrent que l'impact de l'infrastructure des différentes options de traitement (compostage, méthanisation) est insignifiant, et l'on peut donc supposer que l'impact de l'infrastructure de cette installation est également insignifiant.

Le principal impact de l'étape de déconditionnement est la production de déchets au cours de cette étape : les emballages et les sacs dans lesquels les déchets alimentaires sont collectés et les déchets alimentaires qui collent aux emballages et aux sacs et qui sont éliminés du flux de déchets de manière erronée.

7.6. Évaluation de la qualité des données

Seules les **conclusions générales** de l'évaluation de la qualité des données sont présentées ici. L'évaluation détaillée se trouve à l'annexe :

- L'évaluation des données primaires au chapitre 9.18.1
- L'évaluation des données secondaires au chapitre 9.18.2

7.6.1. Introduction

Lors de la réalisation d'une analyse du cycle de vie, des choix sont faits pour modéliser un processus entre l'utilisation de données primaires, spécifiques, ou l'utilisation de données secondaires, c'est-à-dire des jeux de données d'inventaire issues de bases de données ou d'autres sources.

Ce choix se fait en fonction des objectifs de l'étude, de son champ d'application et des choix méthodologiques définis dans l'étude. Plusieurs éléments interviennent dans le choix d'un jeu de donnée d'inventaire, comme la nécessité de disposer de données ayant la meilleure représentativité technologique, géographique et temporelle.

L'analyse de la qualité des données primaires et secondaires vient donc appuyer les conclusions de l'étude. Selon la norme ISO 14 044, cette analyse permet de mieux comprendre la fiabilité des résultats des catégories d'impact. Cette procédure permet de mieux appréhender l'importance, l'incertitude et la sensibilité du résultat de celles-ci.

7.6.2. Évaluation de la qualité des données primaires

Aucun problème majeur n'a été constaté avec ces données.

Les données primaires sont souvent spécifiques à la France (par exemple ; les distances de collecte, l'étape de déconditionnement, les émissions pendant l'épandage du compost/digestat...) et si ce n'est pas le cas, elles sont au moins suffisamment similaires à ce à quoi l'on pourrait s'attendre en France.

La principale limite des données primaires concerne les émissions pendant le compostage ; aucune différenciation n'est faite au sujet des émissions entre les trois filières, alors qu'on peut s'attendre à une différence au moins entre le compostage industriel et le compostage domestique/partagé.

Pour le compostage domestique/partagé, une variation des émissions est analysée afin de déterminer comment les résultats environnementaux globaux changeraient si les émissions par défaut étaient sous-estimées.

7.6.3. Évaluation de la qualité des données secondaires

Globalement, les jeux de données utilisés dans cette étude offrent une qualité suffisante par rapport aux objectifs et champ de l'étude.

Aucun jeu de données ayant une grande influence sur les résultats n'a obtenu une mauvaise note lors de l'évaluation de la qualité.

Les jeux de données ayant obtenu le score le plus bas dans l'évaluation de la qualité sont généralement ceux qui concernent les options d'élimination des déchets (incinération/décharge). Ces jeux de données ne sont utilisés que dans les phases relatives aux sacs/poubelles et à l'infrastructure des installations de traitement, qui ont une faible contribution relative à l'impact environnemental total.

La validité des conclusions générales de l'étude n'est pas dès lors pas influencée par la qualité des jeux de données utilisés.

7.7. Conclusions

7.7.1. Catégories d'impacts pertinentes

Conclusion 1 : Les catégories d'impacts identifiées comme pertinentes pour la gestion et le traitement de déchets alimentaires sont :

- la contribution au changement climatique,
- l'émission de particules fines,
- l'eutrophisation terrestre et marine,
- l'acidification
- la consommation de ressources fossiles.

Le processus de sélection de ces catégories d'impact à partir de l'ensemble des 16 catégories d'impact est expliqué en détail dans la section 7.1.4.

7.7.2. Principales phases et émissions contributrices du cycle de vie

Conclusion 2 : Pour les impacts générés, les principales phases du cycle de vie les plus contributrices aux catégories d'impacts étudiées sont :

- le traitement biologique (compostage/méthanisation)
- les phases en aval du traitement (surtout l'application des produits sur les sols).

Le Tableau ci-dessous indique la contribution des différentes phases du cycle de vie aux résultats des catégories d'impacts.

Ces phases sont relatives aux :

- Phases en amont du traitement biologique : récipient (sac ou bac), collecte & déconditionnement,
- Traitement biologique : infrastructure, consommations, émissions directes du processus,
- Phases en aval du traitement biologique : transport et utilisation des produits (compost, digestat, biogaz/-méthane)

Pour rappel, les impacts évités potentiels ne sont pas inclus dans ce tableau.

	Phases en amont du traitement biologique	Traitement biologique	Phases en aval du traitement biologique
Changement climatique	+/++	+++	+
Particules fines	+	+	+++
Eutrophisation marine	+	+	+++
Eutrophisation terrestre	+	+	+++
Acidification	+	+	+++
Ressources fossiles	+++	++	+

Légende : + (0 – 20%), ++ (20 – 50%) & +++ (50+%)

Tableau 82 : Contribution des différentes phases pour les résultats des catégories d'impacts pertinentes

La prise en compte des étapes en amont du traitement se révèle surtout pertinente pour analyser l'impact sur les catégories d'impacts « changement climatique » et « ressources fossiles ». La contribution est principalement due à la collecte des déchets alimentaires par la benne à ordures ménagères. Les étapes en amont du traitement contribuent également à ces deux catégories d'impact, principalement en raison du transport (consommation de gasoil).

Le processus du traitement contribue largement à l'impact sur le changement climatique et les ressources fossiles.

La contribution des étapes en aval du traitement est assez limitée pour les catégories d'impact « changement climatique » et « ressources fossiles », mais ces étapes engendrent cependant la plupart des impacts sur les catégories d'impact « particules fines », « eutrophisation marine », « eutrophisation terrestre » et « acidification ». Ceci est principalement dû aux émissions causées par l'épandage des produits biologiques (compost et digestat solide/liquide).

Conclusion 3 : Pour les impacts générés, les émissions de N_2O, CH_4, NH_3 et NO_3^- engendrent la plupart des contributions aux catégories d'impacts étudiées.

L'impact sur le changement climatique est principalement issu des émissions de N_2O pendant le compostage et de CH_4 pendant la digestion.

L'émission d'ammoniac (NH_3) lors de l'épandage du compost ou digestat présente une contribution élevée pour les catégories d'impacts « particules fines » et « eutrophisation terrestre ».

L'émission NO_3^- lors de l'application du produit est celle qui contribue fortement à la catégorie d'impacts « eutrophisation marine ».

Émission	Paramètres influents

CH_4	• Méthanisation :
	  ◦ *Taux de fuite lors des procédés de méthanisation et d'épuration.*
	  De multiples solutions existent pour diminuer le taux de fuite de méthane au niveau du digesteur (installation de torchère, interventions régulières de caméras infrarouges pour détecter des fuites…)
	  ◦ *Stockage des digestats après l'étape de méthanisation.*
	  Pour réduire les émissions de méthane au cours de cette phase, la durée du stockage doit être réduite au minimum. Il existe différents systèmes de stockage qui peuvent avoir une influence sur les émissions au cours de cette phase.
	  A noter cependant, qu'il se peut que cela ne mène qu'à un décalage d'une émission qui aura lieu à un stade ultérieur comme lors de l'application du produit, en cas d'utilisation d'une méthode d'application non optimale.
	• Compostage : Le compostage est un processus aérobie au cours duquel le carbone contenu dans les déchets alimentaires est transformé en CO_2.
	Une mauvaise gestion du tas de compostage (manque de retournement) peut entraîner la création de poches anaérobies locales où le carbone est transformé en CH_4 par méthanogenèse, qui sera libéré lors d'un retournement ultérieur (bien que cette émission supplémentaire de méthane puisse cependant être faible par rapport à l'impact du N_2O).

N_2O	• Compostage : émission qui se produit lors de la dégradation aérobie des déchets alimentaire. Pour le compostage domestique, il n'y a pas moyen de réduire ces émissions. • Méthanisation : stockage des digestats après l'étape de méthanisation. Pour réduire les émissions de N_2O au cours de cette phase, la durée du stockage doit être réduite au minimum. Il existe différents systèmes de stockage qui peuvent avoir une influence sur les émissions au cours de cette phase. A noter cependant, qu'il se peut que cela ne mène qu'à un décalage d'une émission qui aura lieu à un stade ultérieur comme lors de l'application du produit, en cas d'utilisation d'une méthode d'application non optimale.

NH_3	• Épandage de compost/digestat : cette émission se produit principalement lors de l'épandage du compost ou du digestat sur les sols agricoles, et se produit par contact du NH_4 avec l'air.
	La méthode d'application doit limiter le contact du compost/digestat avec l'air pour réduire cette émission :
	  ◦ *Compost/digestat solide* : de préférence, un enfouissement direct dans le sol est privilégié.
	  Pour le compost, cette incorporation n'est pas nécessaire, alors que pour d'autres types de PRO, il y a un délai maximal d'enfouissement après

Émission	Paramètres influents
	l'épandage[71] (par exemple 12h pour les fumiers de volailles). L'incorporation dans l'heure qui suit réduira cette émission d'un facteur 10 par rapport à l'absence d'incorporation (Brockmann, 2018). • *Digestat liquide* : de préférence, une injection profonde plutôt qu'un autre type d'épandage est privilégiée.
NO_3-	• Épandage de compost/digestat : cette émission se produit principalement lors de l'épandage du compost ou du digestat sur les sols agricoles.

Tableau 83: Principales émissions et facteurs à l'origine de ces émissions

Conclusion 4 : Les impacts évités potentiels relatifs à la valorisation des produits issus des installations de traitement pourraient compenser en partie les contributions aux catégories d'impacts étudiées.

Le compost produit par le compostage domestique/partagé est supposé être utilisé par les habitants qui le produisent (par exemple dans leurs jardins). Mais ce compost ne remplace pas l'utilisation d'un autre produit, et donc ces deux filières n'ont pas d'impacts potentiels évités. A l'inverse, les produits des installations centralisées de compostage ou de méthanisation ont le potentiel de remplacer d'autres produits d'origine minérale ou fossile et de générer des bénéfices environnementaux supplémentaires.

Le tableau ci-dessous décrit les différents produits, les impacts évités et les paramètres pertinents qui définissent le potentiel de ces impacts évités.

Produit	Produit évité	Paramètres influents
Compost	Tourbe	• Le taux de remplacement de la tourbe est très variable et dépend de la demande locale de ses consommateurs typiques (par exemple les agriculteurs).
Digestat (solide/ liquide)	Engrais minéral	• La teneur en éléments nutritifs du digestat est généralement connue, ce qui permet de supposer le remplacement des engrais minéraux en fonction de leur teneur en éléments nutritifs. • La teneur finale de ces éléments nutritifs (N, P) est déterminée par la teneur initiale des déchets alimentaires et par les pertes éventuelles au cours des étapes de traitement sous forme d'émissions (par exemple, N_2O).
Biogaz	Énergie fossile	• Le biogaz a une valeur calorifique en raison de la présence de méthane. La teneur en méthane du biogaz est variable et dépend du substrat entrant et du bon fonctionnement du digesteur. • Au cours du processus de digestion, des pertes de biogaz peuvent se produire en raison de fuites ou d'une suralimentation du digesteur (ce qui entraînera la production d'une surpression et l'ouverture de la soupape de sécurité pour libérer du biogaz afin d'abaisser la pression). Des pertes de biogaz peuvent également se produire au cours de l'étape de valorisation facultative visant à convertir le biogaz en biométhane. • Une partie du biogaz produit est utilisée pour l'autoconsommation afin de satisfaire les besoins énergétiques du digesteur. Cette autoconsommation détermine la quantité de biogaz finalement disponible pour remplacer les combustibles fossiles. Dans cette étude, les déchets alimentaires sont co-digérés avec d'autres substrats. La présence de déchets alimentaires rend nécessaire une étape d'hygiénisation avant le processus de digestion. La demande énergétique pour cette étape est entièrement attribuée aux déchets alimentaires, même si tous les substrats y passent. L'augmentation de la part des déchets alimentaires dans le digesteur réduit la quantité d'énergie inutilement utilisée pour hygiéniser les autres substrats qui ne nécessitent pas cette étape.

[71] https://www.mvad-reunion.org/wp-content/uploads/2019/10/Chap8.pdf

		• Deux options principales de valorisation existent pour le biogaz : il est soit brûlé dans une unité de cogénération pour produire de l'électricité et de la chaleur ou soit valorisé en biométhane : • *Unité de cogénération* : • L'électricité dérivée du biogaz est envoyée sur le réseau électrique français où elle est supposée en remplacement du mix national moyen. Il n'y a normalement pas de problème pour utiliser 100 % de ce potentiel. • La chaleur ne peut pas être transportée, comme l'électricité, et doit être consommée localement. Le taux de chaleur utilement consommée dépend de la demande en chaleur à proximité de l'installation de biogaz. Il s'agit donc d'un paramètre important à prendre en compte lors du choix de l'emplacement d'une installation de biogaz. Les sources de demande en chaleur pouvant être l'industrie ou un réseau de chauffage résidentiel. • *Biométhane* : le biométhane a une teneur en méthane similaire à celle du gaz naturel, c'est pourquoi il peut être envoyé dans le réseau de gaz naturel (pas possible pour le biogaz). Le taux de remplacement du gaz naturel par le biométhane est déterminé sur base du PCI (pouvoir calorifique inferieure) des deux gaz.

Tableau 84: Produits du traitement biologique et facteurs qui influencent leur potentiel de remplacement

7.7.3. Mise en perspective par rapport à l'incinération et au stockage

Conclusion 5 : **Les différents scénarios sur le traitement des déchets alimentaires ont généralement un impact plus élevé que l'incinération et/ou le stockage pour les catégories d'impact évaluées, à l'exception des ressources fossiles pour lesquelles les scénarios théoriques sont toujours meilleurs que les scénarios historiques.**



Remarque importante :

- seules les catégories d'impact les plus pertinentes pour le traitement biologique des déchets alimentaires ont été retenues pour la comparaison avec la situation historique. L'incinération et le stockage des déchets alimentaires sont des options de traitement complètement différentes du compostage/de la méthanisation, et celles-ci peuvent avoir un impact beaucoup plus élevé sur d'autres catégories d'impact qui n'ont pas été sélectionnées car elles ne sont pas pertinentes pour les filières de traitement biologique (par exemple 'radiations ionisantes').
- Certains effets bénéfiques du compost et du digestat ne peuvent être actuellement quantifiés via une ACV. Plusieurs études indiquent que l'utilisation du compost sur les terres peut améliorer plusieurs paramètres des plantes et du sol, ce qui ferait du compost une option intéressante pour la restauration des sols ainsi que pour tirer parti de ses propriétés fertilisantes. Les seuls avantages du compost et du digestat qui sont intégrés dans cette ACV sont l'approvisionnement en nutriments et le stockage du carbone.

Le tableau ci-dessous explique les principales raisons des différences entre les options de traitement biologique et les options de traitement historique (incinération et stockage).

Catégorie d'impact	Raisons des différences
Changement climatique[72]	• Lors de l'incinération des déchets alimentaires, tout le carbone qu'ils contiennent est oxydé en CO_2. Cette émission n'est pas prise en compte dans la catégorie d'impact "changement climatique" puisqu'il s'agit de dioxyde de carbone biogénique (voir le chapitre 5.2.5.3 pour plus d'explications sur ce sujet méthodologique). La seule émission de gaz à effet de serre liée à l'incinération des déchets alimentaires est le N_2O, la majeure partie de l'impact est liée à d'autres phases du cycle de vie, telles que la consommation de produits chimiques pour le traitement des gaz de combustion. Cela explique l'impact relativement faible de cette option de traitement sur le changement climatique. L'énergie issue de la combustion des déchets peut permettre de remplacer l'énergie fossile. • Lors du stockage des déchets alimentaires, une partie du carbone se transforme en CO_2 et une autre en CH_4. Comme pour la méthanisation, les déchets alimentaires dans l'installation de stockage conduisent à la production de biogaz. Une partie de ce biogaz est captée et utilisée, mais une autre est émise dans l'atmosphère, la part de méthane dans ce biogaz libéré a un impact sur la catégorie d'impact « changement climatique ». L'impact réel pendant le stockage des déchets alimentaires dépend en grande partie de la gestion du gaz à savoir le taux de captage du biogaz, et également quelle part du gaz capturé est utilisée pour remplacer l'énergie fossile. • Les installations centralisées de compostage/méthanisation peuvent réduire leur impact et avoir un impact plus faible que l'incinération et le stockage en veillant à ce que les points suivants soient respectés : *A noter que ces possibles améliorations font l'objet d'une analyse de sensibilité dans le chapitre 8, avec une discussion sur les acteurs concernés par la mise en œuvre de ces adaptations.* • Réduire les émissions de gaz à effet de serre au cours du processus : • Éviter les émissions de méthane pendant le compostage en retournant suffisamment le tas et en évitant les fuites pendant le processus de digestion. • Réduire le temps de stockage du digestat afin d'éviter les émissions durant cette phase A noter cependant, qu'il se peut que cela ne mène qu'à un décalage d'une émission qui aura lieu à un stade ultérieur comme lors de l'application du produit, en cas d'utilisation d'une méthode d'application non optimale. • Optimiser le potentiel des impacts évités ; remplacer la consommation d'amendements d'origine fossile (tourbe) et d'engrais minéraux et réduire les pertes énergétiques pour remplacer davantage de combustibles fossiles.
Particules fines Eutrophisation marine Eutrophisation terrestre Acidification	• L'impact sur ces catégories d'impacts est principalement lié aux émissions d'azote. Pendant l'incinération, la plupart de ces NO_x sont éliminés des gaz de combustion lors du traitement des gaz de combustion par un système deNO_x. • L'épandage de compost et de digestat sur les sols agricoles entraîne des émissions de NH_3 et de NO_3^-. Le choix de la méthode d'application a un impact élevé sur ces émissions et peut considérablement les réduire.
Ressources fossiles	• Lors de l'incinération, la majeure partie de l'impact est liée à la production des produits chimiques consommés lors du traitement des gaz de combustion. Les

[72] Voir le Tableau 4 : Emissions de carbone considérées dans les 2 indicateurs relatifs au changement climatique

Catégorie d'impact	Raisons des différences
	bénéfices sont liés à la récupération de la chaleur issue de la combustion des déchets qui est fonction de leur PCI. • Pour l'installation de stockage, il s'agit principalement de l'apport de matériaux et d'énergie lors de la construction du site lui-même.

Tableau 85 : Principales différences entre le traitement biologique et l'incinération/stockage pour les principales catégories d'impacts

7.7.4. Mise en perspective par rapport au gaspillage alimentaire

Conclusion 6 : Quel que soit le mode de gestion des déchets alimentaires choisi, la prévention du gaspillage alimentaire est primordiale.

La prévention du gaspillage d'une tonne d'équivalent d'un repas moyen permettrait d'éviter l'émission de près d'une tonne et demie de CO_2-eq (voir annexe 9.16.2 pour plus d'information sur ce chiffre). Il faudrait y ajouter les impacts de la gestion de ces déchets alimentaires qui serait à l'origine d'environ 120 à 150 kg d'équivalent CO_2 par tonne (impacts évités possibles non pris en compte). Grâce aux données de la base de données Agribalyse, il est possible d'estimer l'impact environnemental de la production d'un repas moyen typique[73].

7.7.5. Hiérarchie des scénarios par typologie de collectivités territoriales

Conclusion 7 : La différence d'impact environnemental (et donc la hiérarchie) entre les différents scénarios par typologie de collectivités territoriales est déterminée par la partie "collecte séparée" (déchets alimentaires traités par des installations centralisées)

En effet, l'autre partie "gestion de proximité" (déchets alimentaires traités par compostage domestique/partagé) est égale pour tous les scénarios sur un territoire donné.



Pour rappel : une valeur seuil de 20 % a été choisie pour indiquer si l'écart des résultats entre les scénarios est suffisamment différent. Ce n'est que lorsque la différence entre les scénarios est supérieure à cette valeur seuil qu'un classement est effectué. Lorsque la différence de résultat est supérieure à 20 %, ils sont indiqués par une couleur ; la couleur verte indique l'impact le plus faible, la couleur jaune l'impact le plus élevé.

Conclusion 8 : Pour une collectivité ayant opté majoritairement pour une gestion de proximité (A), il n'est pas possible de conclure sur une préférence par rapport à une gestion en unité de méthanisation ou en installation de compostage et cela quelle que soit les catégories d'impacts considérées

Rappel : La répartition entre les deux types de gestion pour ce territoire est de 20% en collecte séparée et 80% en gestion de proximité. La principale différence entre les deux scénarios étudiés pour ce territoire réside donc dans le choix du traitement des déchets alimentaires collectés séparément :

- *A1 : Traitement majoritairement en unité de méthanisation (70% méthanisation centralisée + 30% compostage industriel)*

[73] Ce repas contient en moyenne 18 % de céréales, 18 % de viande, de poisson et d'œufs, 47 % de fruits et légumes et 18 % de produits laitiers et est calculé à partir des données de https://www.lemonde.fr/planete/article/2018/12/20/qu-est-ce-qu-on-mange-l-assiette-des-francais-decortiquee_5400180_3244.html

- *A1' : Traitement majoritairement en installation de compostage (30% méthanisation centralisée + 70% compostage industriel)*

La différence entre le scénario avec un traitement majoritairement en unité de méthanisation (A1) et celui avec un traitement majoritairement en installation de compostage (A1') est trop faible pour pouvoir tirer une conclusion (car inférieure à 20%).

	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Impacts générés (A1'/A1)	100%	90%	89%	96%	91%	99%
Impacts générés + évités (A1'/A1)	103%	98%	98%	106%	103%	109%

Tableau 86 : Hiérarchie entre les scénarios du territoire "gestion de proximité majoritaire" (A)

Conclusion 9 : Pour une collectivité ayant opté pour une gestion mixte (B), les conclusions diffèrent en fonction :

- Des catégories d'impacts considérées
- De la prise en compte ou non des impacts évités potentiels suivant la substitution effective ou non

  L'inclusion de ceux-ci permet généralement au traitement en unité de méthanisation de présenter un impact plus faible, il est donc essentiel de s'assurer que cette substitution a effectivement lieu.

Rappel : La répartition entre les deux types de gestion pour ce territoire est de 50% en collecte séparée et 50% en gestion de proximité. La principale différence entre les scénarios étudiés pour ce territoire réside dans le choix du traitement des déchets alimentaires collectés séparément :

- *Compostage industriel majoritaire (scénario avec un prime : B1'-B2'-B3'-B4')*
- *Méthanisation majoritaire et au sein le méthanisation le choix entre le type d'installation (scénario sans prime) :*
  - *1 : Méthanisation centralisée et injection*
  - *2 : Méthanisation agricole et injection*
  - *3 : Méthanisation agricole et cogénération*
  - *4 : Répartition équivalente entre les 3 types de méthanisation*

Pour les catégories d'impacts « particules fines » et « eutrophisation terrestre » :

- Lorsque l'on considère uniquement les impacts générés, **les scénarios avec un traitement majoritaire en installation de compostage industriel ont un impact plus faible** que ceux traités en unité de méthanisation.
- Par contre, lorsque les impacts potentiellement évités sont inclus (si la substitution effective est confirmée), **les scénarios avec un traitement majoritaire en unité de méthanisation présentent parfois un impact total plus faible**.

  Cet impact plus faible provient des impacts évités potentiels plus élevés qui peuvent compenser les impacts générés.

Pour la catégorie d'impact « Ressources fossiles » :

- Lorsque seuls les impacts générés sont évalués, aucune préférence ne peut être établie entre un traitement majoritaire en unité de méthanisation ou en installation de compostage.
- Lorsque les impacts potentiellement évités sont inclus (si la substitution effective est confirmée), la méthanisation agricole + cogénération est préférable.

Pour les autres catégories d'impact, il n'est pas possible d'établir une hiérarchie entre les scénarios avec un traitement majoritairement en installation de compostage ou en unité de méthanisation.

Scénario	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Impact générés						
B1 (M3/CI)	100%	100%	100%	100%	97%	98%
B1' (CI/M3)	100%	80%	77%	91%	81%	97%
B2 (M2/CI)	100%	100%	100%	100%	97%	100%
B2' (CI/M2)	100%	80%	77%	91%	81%	98%
B3 (M1/CI)	98%	100%	100%	100%	100%	86%
B3' (CI/M1)	99%	80%	77%	91%	82%	92%
B4 (M/CI)	99%	100%	100%	100%	98%	95%
B4' (CI/M)	99%	80%	77%	91%	81%	96%
Impacts générés + évités						
B1 (M3/CI)	93%	100%	100%	86%	93%	88%
B1' (CI/M3)	99%	95%	95%	100%	99%	100%
B2 (M2/CI)	90%	100%	100%	85%	92%	81%
B2' (CI/M2)	98%	95%	95%	100%	99%	97%
B3 (M1/CI)	94%	97%	100%	85%	95%	-25%
B3' (CI/M1)	100%	94%	95%	100%	100%	51%
B4 (M/CI)	93%	99%	100%	85%	93%	48%
B4' (CI/M)	99%	95%	95%	100%	99%	83%

Tableau 87 : Hiérarchie entre les scénarios du territoire "gestion mixte" (valeurs absolues) (B)

Conclusion 10 : Pour une collectivité ayant opté pour une gestion centralisée majoritaire (C), les conclusions diffèrent en fonction de :

- Des catégories d'impacts considérées
- De la prise en compte ou non des impacts évités potentiels suivant la substitution effective ou non

L'inclusion de ceux-ci permet généralement au traitement en unité de méthanisation de présenter un impact plus faible, il est donc essentiel de s'assurer que cette substitution a effectivement lieu.

Rappel : La répartition entre les deux types de gestion pour ce territoire est de 80% en collecte séparée et 20% en gestion de proximité. La principale différence entre les deux scénarios étudiés pour ce territoire réside donc dans le choix du traitement des déchets alimentaires collectés séparément :

- *C1 : Traitement majoritairement en unité de méthanisation (70% méthanisation + 30% compostage)*
- *C1' : Traitement majoritairement en installation de compostage (30% méthanisation + 70% compostage)*

Pour les catégories d'impacts « particules fines », « acidification » et « eutrophisation terrestre » :

- Lorsque l'on considère uniquement les impacts générés, **les scénarios avec un traitement majoritaire en installation de compostage industriel ont un impact plus faible** que ceux traités en unité de méthanisation.
- Par contre, lorsque les impacts potentiellement évités sont inclus (si la substitution effective est confirmée), aucune préférence ne peut être établie entre un traitement majoritaire en unité de méthanisation ou en installation de compostage.

Pour la catégorie d'impact « Eutrophisation marine » :

- Lorsque seuls les impacts générés sont évalués, aucune préférence ne peut être établie entre un traitement majoritaire en unité de méthanisation ou en installation de compostage.
- Lorsque les impacts potentiellement évités sont inclus (si la substitution effective est confirmée), le traitement en unité de méthanisation est préférable.

Pour les autres catégories d'impact, il n'est pas possible d'établir une hiérarchie entre les scénarios avec un traitement majoritairement en installation de compostage ou en unité de méthanisation.

	Changement climatique	Particules fines	Eutrophisation terrestre	Eutrophisation marine	Acidification	Ressources fossiles
Impacts générés (C1'/C1)	99%	72%	69%	87%	77%	99%
Impacts générés + évités (C1'/C1)	112%	92%	91%	132%	112%	120%

Tableau 88: Hiérarchie entre les scénarios du territoire "gestion centralisée majoritaire" (C)

8. Recommandations

8.1. Introduction

8.1.1. Structuration de ce chapitre

L'objectif de ce chapitre est de :

- Formuler des recommandations pour les collectivités territoriales en termes de gestion des déchets alimentaires et cela afin de répondre à l'obligation réglementaire de tri à la source :
    - en prenant en compte les principales spécificités et contraintes locales des différentes collectivités territoriales (présence d'installation sur le territoire ou non, présence d'agriculteurs ou non…)
    - en s'adaptant à chaque zone d'habitat (densité et type d'habitat) et chaque typologie de producteurs (ménages, GMS…) au sein des différentes collectivités territoriales.

Les différentes sous-sections de ce chapitre se concentrent sur une problématique spécifique. Les différentes problématiques étudiées sont présentées dans le Tableau 89 ci-dessous.

Chap.		
8.2	Thème	Choix entre différents systèmes de gestion des déchets alimentaires
	Questions auxquelles une réponse est apportée	• Comment les différents modes de gestion (collecte séparée vs gestion de proximité) se comparent-ils les uns aux autres ? • Quels sont les principaux impacts des deux options ? Les améliorations peuvent-elles conduire à des conclusions différentes ?
	Analyses réalisées	Une comparaison est faite entre une tonne traitée par "collecte séparée" et une tonne traitée par "gestion de proximité" pour une gestion centralisée en compostage industriel ou en méthanisation centralisée (distance de transport non prise en compte)
8.3	Thème	Minimiser la contribution des différentes méthodes de collecte (en cas de traitement dans une installation centralisée)
	Questions auxquelles une réponse est apportée	• Quelles sont les différentes méthodes de collecte existantes et comment leurs impacts environnementaux se comparent-ils ? • Comment se comparent-elles les unes aux autres, quels sont les principaux facteurs de différence ?
	Analyses réalisées	Trois méthodes de collecte sont comparées les unes aux autres : • Système de PàP dédié à la collecte des déchets alimentaires uniquement • Système de PàP avec benne à deux compartiments, où deux flux de déchets sont collectés en même temps • Système de PAV
8.4	Thème	Minimiser l'impact environnemental du compostage domestique/partagé lors : • du processus de compostage • de l'utilisation du compost produit
	Questions auxquelles une réponse est apportée	Est-il nécessaire de sensibiliser les habitants aux bonnes pratiques en matière de compostage domestique lors du processus et lors de l'utilisation du compost produit ?
	Analyses réalisées	Les émissions pendant le compostage sont analysées, allant de celles attendues dans le respect des bonnes pratiques aux émissions liées à une mauvaise gestion du compostage.

Chap.		
8.5	Thème	Adapter les conditions d'exploitation des installations centralisées et plus particulièrement des installations de méthanisation
	Questions auxquelles une réponse est apportée	Quelles bonnes pratiques d'exploitation devraient être mises en œuvre pour les installations centralisées ?
	Analyses réalisées	Les analyses suivantes sont réalisées : • Taux de fuite CH_4 (méthanisation) : différentes techniques de réduction peuvent permettre de diminuer les fuites de méthane dans les installations de méthanisation • Type de stockage du digestat : après le processus de méthanisation, le digestat est souvent stocké sur le site de méthanisation avant d'être épandu sur les sols agricoles. Le type et la durée du stockage ont une influence sur les émissions durant ce stockage.
8.6	Thème	Maximiser la valorisation des produits issus des traitements biologiques
	Questions auxquelles une réponse est apportée	• Quel débouché (ou type de produit) faut-il privilégier dans la prise de décision au regard du contexte (localisation des installations, débouché énergétique ou agronomique) ? • Faut-il privilégier l'utilisation directe du biogaz produit (par cogénération) ou sa valorisation en biométhane, suivi de son injection dans le réseau de gaz naturel ? • Comment les pratiques de valorisation agronomique du digestat et de substitution des intrants conventionnels (fertilisants minéraux…) peuvent influencer le bilan environnemental de la mise en place de cette filière ?
	Analyses réalisées	Une tonne de déchets alimentaires traités par : 1) compostage industriel, 2) méthanisation avec injection, 3) méthanisation avec cogénération pour comparer l'impact des produits biologiques et leurs impacts évités.
8.7	Thème	Bien épandre le compost/digestat
	Questions auxquelles une réponse est apportée	• Quelles sont les phases du cycle de vie qui sont affectées par les décisions prises par d'autres acteurs (agriculteurs) ? • Avec quels autres acteurs faut-il collaborer pour réduire l'impact environnemental de la gestion des déchets alimentaires ?
	Analyses réalisées	L'analyse réalisée porte sur la méthode d'épandage du compost/digestat.

Tableau 89: Problématiques étudiées au chapitre 8

La gestion des déchets alimentaires, qui est évaluée dans cette étude, est le résultat de la collaboration de différents acteurs. Étant donné que les analyses effectuées dans ce chapitre se concentrent sur différentes étapes de la gestion, les conclusions de ces analyses et donc les recommandations qui en découlent ne sont pertinentes que pour l'acteur impliqué à cette étape. Les différents acteurs concernés pour chaque étape de la gestion des déchets alimentaires sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Note :

Certaines analyses pourraient sembler non pertinentes pour les collectivités territoriales si elles ne sont pas impliquées à cette étape de la gestion des déchets alimentaires. Toutefois, les collectivités territoriales peuvent se baser sur ces analyses pour leurs interactions avec les autres acteurs de la gestion des déchets alimentaires.

Par exemple, les déchets alimentaires collectés par les collectivités aboutissent dans une unité de méthanisation agricole exploitée par un groupe d'agriculteurs. L'impact environnemental du traitement lui-même n'est pas sous la gestion de la collectivité, alors que cette étape de la gestion des déchets alimentaires est cruciale dans l'impact environnemental total (comme le montrent clairement les résultats du chapitre précédent). La collectivité pourrait toutefois encourager l'exploitant à participer aux chartes de bonnes pratiques et de suivi (par exemple le charte AAMF).

Les acteurs concernés par chaque étape de la gestion des déchets alimentaires sont présentés dans le tableau ci-dessous. Outre ces acteurs, d'autres autorités sont destinataires des résultats et des recommandations de cette étude, telles que le Ministère de l'agriculture, la direction générale de l'énergie et du climat (DGEC) et l'ADEME.

Étape de la gestion des déchets alimentaires	Acteurs concernés
Collecte	Collectivités : Elles décident de la méthode de collecte des déchets alimentaires (PàP ou PAV) et du mode de collecte (sac, bac…) qui peut être utilisée par les habitants.
Déconditionnement	Industriels privés : les installations de déconditionnement appartiennent aujourd'hui essentiellement à des porteurs de projets privés soit qui ont uniquement l'activité de déconditionnement soit qui sont également exploitant d'unité de méthanisation. Collectivités : il y a quelques collectivités qui portent ce type de projets. Mais généralement elles interviennent plutôt en amont ou peuvent aider via la mise à disposition de foncier par exemple.
Traitement biologique	**Compostage domestique/partagé** Le processus de traitement des déchets alimentaires est entre les mains des habitants. Les collectivités peuvent les soutenir par des campagnes d'information, la réduction de taxe ou la désignation « d'experts en compostage » qui peuvent fournir de l'aide et des informations en cas de besoin. Il existe déjà des associations qui visent à promouvoir l'utilisation du compostage domestique et qui aident les habitants en organisant des formations. En France, il existe par exemple le Réseau Compost Citoyen. **Installations centralisées** Il y a différents types d'exploitants possibles pour les installations centralisées : • Collectivités : certaines collectivités disposent de sites dédiés de méthanisation ou de compostage pour leur biodéchets et déchets verts • Industriels privés : ces exploitants sont par exemple Suez, Veolia, Total… • Agriculteurs ou groupement d'agriculteurs : ces agriculteurs portent et exploitent des unités de méthanisation intégrant des biodéchets (en mélange avec des déjections animales, des CIVE) Ces exploitants d'installations centralisées peuvent être ciblés par le canal des fédérations auxquelles ils appartiennent et qui se concentrent sur le secteur des déchets et la réduction de l'impact de sa gestion sur l'environnement ; par exemple Réseau CompostPlus, SYPREA, AAMF, FNSEA…
Utilisation des produits du traitement biologique	**Compost** Le compost est utilisé comme amendement organique dans différentes filières comme l'agriculture, mais aussi dans les espaces verts ou par des particuliers. Les acteurs concernés sont donc : • Agriculteurs : qui épandent le compost sur leurs champs • Collectivités : qui utilisent le compost dans leurs espaces verts. **Digestat**

	Le digestat n'est appliqué que sur des sols agricoles, le secteur agricole est donc le seul consommateur de ce produit. Par le biais du plan d'épandage[74], il existe un lien entre ces agriculteurs et l'exploitant de l'installation de digestion. **Biogaz/biométhane** Les fournisseurs de biogaz/biométhane sont ceux mentionnés ci-dessus comme étant les acteurs concernés pour les installations centralisées de traitement des déchets alimentaires. La consommation de l'énergie produite peut se dérouler ailleurs, notamment lorsque le biogaz est transformé en biométhane qui peut être injecté dans le réseau de gaz naturel. Les acteurs actifs dans l'exploitation du réseau de gaz sont GRDF et GRT Gaz.

Tableau 90 : Acteurs concernés par étape de la gestion des déchets alimentaires

[74] https://www.rhone.gouv.fr/contenu/telechargement/36187/202606/file/ANNEXE+8.pdf

8.1.2. Clés de lecture des résultats

Dans les sous-chapitres suivants, les **principales conclusions** sont toujours présentées au début du chapitre dans un encadré en rose.

Dans cette section, l'influence de plusieurs paramètres sur les résultats est évaluée.

Notre logiciel RangeLCA permet de créer deux types de graphiques, dont des exemples (fictifs) sont présentés ci-dessous. Des informations additionnelles sur le logiciel et l'évaluation de la variabilité dans le modèle sont disponibles en annexe (section 9.1). Dans le cadre de notre étude, il existe deux types de paramètres variables dans le modèle :

- Paramètres sur lesquels les collectivités n'ont pas ou très peu d'influence

  Il s'agit de paramètres liés à la variabilité des processus de traitement biologique liée à :

  - La **composition (chimique) des déchets alimentaires** qui dépend des types d'aliments contenus dans ceux-ci et qui peut suivre une tendance saisonnière.

    Ce paramètre influence d'autres paramètres du modèle tel que par exemple :

    - le rendement méthanogène, et donc la production de biogaz,
    - l'émission de N_2O pendant le compostage, qui est le principal gaz à effet de serre émis au cours de ce processus.

  - Les **conditions pédoclimatiques locales** telles que le climat, le type de sol...

    La variation de ces conditions peut être limitée sur le territoire d'une collectivité, mais peut varier considérablement sur l'ensemble du territoire français.

    Ces conditions ont un impact sur certains paramètres du modèle tels que par exemple :

    - la quantité de carbone stockée dans le sol après l'épandage d'un amendement organique,
    - les émissions d'azote après l'épandage de compost/digestat.

- Paramètres sur lesquels les collectivités peuvent avoir une influence

  Il s'agit de paramètres qui sont influencés par les choix des collectivités ou la gestion des installations une fois qu'elles sont en service comme par exemple :

  - Les moyens de maîtrise mis en place pour limiter les fuites de méthane des unités de méthanisation,
  - La localisation de l'installation influençant potentiellement le taux de valorisation de l'énergie produite (existence ou non de débouchés)
  - ...

Graphe Range :

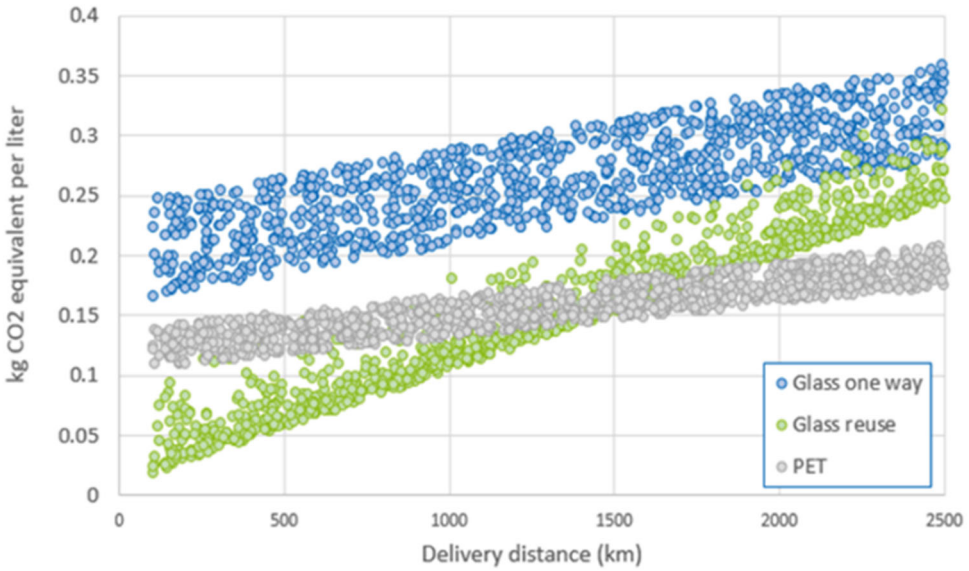


Figure 49 : Exemple de graphique « Range » obtenu avec RangeLCA (fictif)

Clés de lecture d'un graphe Range

Les clés d'interprétation des résultats sont les suivantes :

- Chaque point correspond à un résultat pour un ensemble spécifique de paramètres fixes. Ainsi, tous les résultats correspondant à toutes les combinaisons potentielles des variables du modèle sont représentés sur cette figure ;
- Plus la ligne de tendance est raide, plus les résultats sont sensibles au paramètre présenté sur l'axe des abscisses X ;
- Le degré de dispersion verticale (largeur de la bande de points) correspond directement à l'importance relative de la variabilité résiduelle (la variabilité causée par les autres paramètres qui sont modélisés par une gamme de valeur).

8.2. Relatives aux modes de gestion

8.2.1. Contexte

Thème	Choix entre différents systèmes de gestion des déchets alimentaires
Type de questions à répondre	• Comment les différents modes de gestion (collecte séparée vs gestion de proximité) se comparent-ils les uns aux autres ? • Quels sont les principaux impacts des deux options ? Les améliorations peuvent-elles conduire à des conclusions différentes ?

Les résultats du chapitre 7 reflètent certains scénarios théoriques qui sont la somme de plusieurs modes de collecte et d'options de traitement. Dans cette section, la comparaison est faite entre une collecte des déchets alimentaires par les collectivités (traitement dans une installation centralisée) et une "gestion de proximité" par les habitants qui traitent les déchets alimentaires par compostage domestique/partagé. Le compostage domestique/partagé est comparé à une collecte séparée et à un traitement ultérieur soit par compostage industriel, soit par méthanisation centralisée. Comme pour les résultats du scénario du cas de base, les déchets alimentaires sont collectés dans des sacs biodégradables et compostables. Comme ils sont compostables, ils sont autorisés dans l'installation de compostage et n'ont pas besoin de passer par une étape de déconditionnement.

8.2.2. Résultats

Le **taux de captage** n'est pas inclus dans la définition de l'unité fonctionnelle puisque celle-ci a été définie à partir d'un geste de tri à la source réalisé par le producteur de déchets (habitant, restaurateur, employé/gestionnaire d'une GMS). **Il est considéré similaire quel que soit le mode de gestion évalué**.

Il est cependant à noter que sur la base d'études ayant été réalisées sur le sujet, il apparait que les éléments suivants peuvent influer le taux de captage à savoir :

- la fréquence de collecte,
- le type de collecte séparée,
- la tarification,
- le type d'habitat,
- la distance pour se rendre au point de collecte
- le mode de gestion.

Pour la contribution au changement climatique et pour un taux de captage similaire, si la mise en place d'une gestion de proximité est possible pour un territoire donné, il est préférable de mettre en place celle-ci en lieu et place d'une gestion centralisée en raison de la contribution élevée de la phase de collecte[75], entre 25-50 % suivant les typologies de territoire.

Cependant, l'impact du traitement de proximité lui-même est difficile à maîtriser par la collectivité puisqu'il sera déterminé par la variation naturelle des émissions et des pratiques de compostage des habitants (mélange de déchets, aération des matières, surveillance de l'humidité). Par contre, la performance environnementale des installations centralisées est plus facile à suivre et à maîtriser (voir les recommandations dans le chapitre 8.8.3).

Un autre rappel important est de mentionner que la collecte dans le cas d'un traitement centralisé est réalisée en porte à porte et se concentre sur un seul flux de déchets. Une **logistique de collecte plus optimisée peut réduire considérablement l'impact de la collecte** des déchets alimentaires (voir 8.3).

Les données utilisées pour cette section sont :

- Pour le transport, les données présentées au chapitre 6.5 par type de zone (urbain – mixte – rural)
- Les déchets alimentaires sont collectés dans un sac biodégradable et compostable (données au chapitre 6.4.2) ; aucun déconditionnement n'est nécessaire en cas de compostage industriel, cette phase est cependant nécessaire en cas de méthanisation.
- La modélisation des différentes options de traitement des déchets alimentaires est basée sur les données reprises pour le compostage au chapitre 6.7 et données pour la méthanisation au chapitre 6.8)

Les résultats ci-dessous sont présentés pour le changement climatique et la contribution est indiquée par phase de la gestion des déchets alimentaires. Le losange noir représente les impacts nets (générés + évités). Pour la "gestion de proximité", deux résultats sont présentés : le scénario de référence (cas de base) qui reflète les résultats du chapitre 7, et un scénario « pire » basé sur des gammes d'émissions des principaux gaz à effet de serre pendant le compostage. Ces gammes reflètent une variabilité du processus, qui est liée aux pratiques de compostage par l'habitant, mais aussi aux variations pédoclimatiques et à la composition chimique des déchets alimentaires. Pour plus d'informations, voir le chapitre 8.4.

[75] Il s'agit uniquement de la tournée de collecte, qui ne comprend pas le transfert des déchets alimentaires collectés du stockage intermédiaire à l'installation de traitement. Cette phase de transport a une contribution insignifiante à l'impact global.

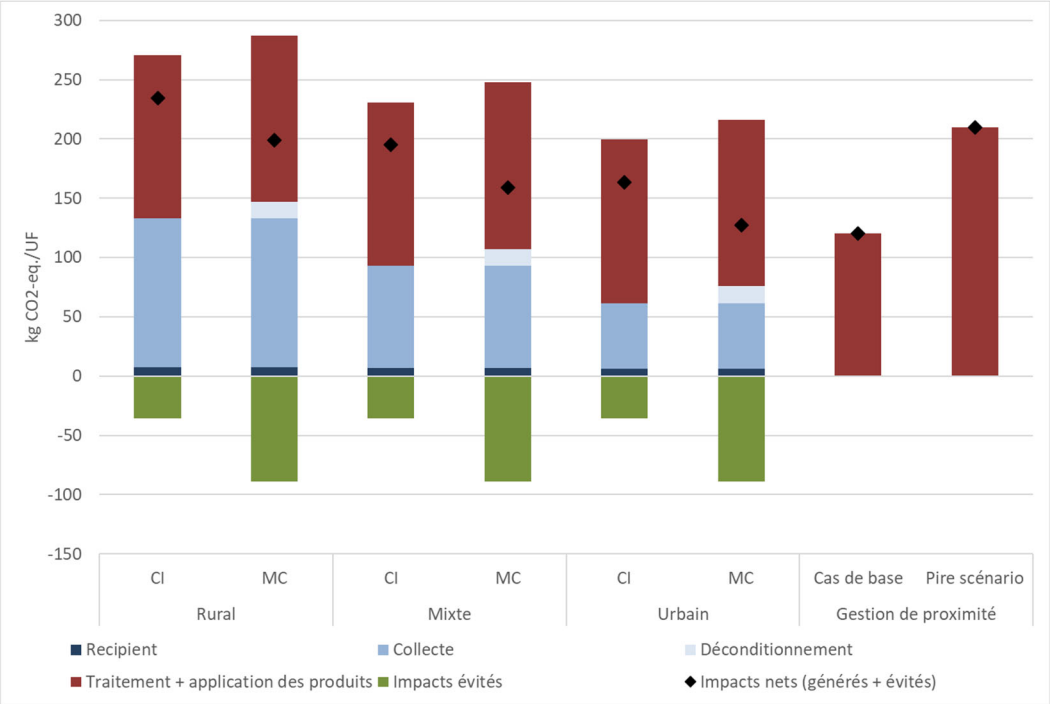


Figure 50 : Résultats sur changement climatique pour 1 tonne de déchets alimentaires traités par compostage industriel (CI) ou méthanisation centralisée (MC) et gestion de proximité (compostage domestique)

L'impact généré en cas de traitement dans une installation centralisée (compostage industriel ou méthanisation centralisée) est similaire ou supérieur à l'impact le plus défavorable lors du compostage domestique (comparaison des impacts nets, losanges noirs).

Cette différence d'impact est principalement due à l'impact lors de la collecte en cas de traitement par une installation centralisée.

L'impact de la phase de mise en sac et de déconditionnement est plutôt limité par rapport à l'impact total.

Le traitement dans une installation centralisée offre par ailleurs, la possibilité d'éviter la consommation de produits fossiles ou minéraux en les remplaçant par les produits issus de ces installations centralisées :

- la tourbe par le compost,
- les engrais minéraux par le digestat,
- l'énergie non renouvelable par le biogaz/biométhane.

Lorsque ces impacts évités sont pris en compte, l'impact total des scénarios avec traitement centralisé diminue mais reste néanmoins supérieur ou similaire à celui du compostage domestique.

Les impacts évités les plus élevés ont lieu pour les scénarios avec méthanisation. Cependant, l'impact résultant n'est pas toujours plus faible que celui du meilleur scénario pour le compostage domestique.

8.3. Relatives aux modes de collecte

8.3.1. Contexte

Thème	Minimiser la contribution des différentes méthodes de collecte (en cas de traitement dans une installation centralisée)
Type de questions à répondre	• Quelles sont les différentes méthodes de collecte existantes et comment leurs impacts environnementaux se comparent-ils ? • Comment se comparent-elles les unes aux autres, quels sont les principaux facteurs de différence ?

Le **mode de collecte** signifie dans le cadre de cette section à la fois :

- Le type de collecte séparée : (voir aussi chapitre 4.3.1)
    - *En porte-à-porte (PàP)* : les producteurs de déchets trient et se défont de leurs déchets alimentaires dans un récipient de collecte (sac, bac). Les collectivités collectent ces déchets de manière régulière avec des bennes à ordures ménagères (éventuellement bi-compartimentées).
    - *En point d'apport volontaire (PAV) :* des conteneurs sont placés dans l'espace public pour collecter les déchets ménagers (un conteneur spécifique est placé pour chaque flux de déchets, afin de permettre une collecte séparée). Les conteneurs sont vidés par des camions spécialisés.

      Différents types de configuration de conteneurs peuvent exister : aériens, semi-enterrés ou enterrés
        - Les conteneurs semi-enterrés ou enterrés s'intègrent parfaitement au paysage. Ils permettent une limitation des odeurs grâce à une bonne régulation en température des déchets et un stockage d'une quantité plus grande de déchets et plus long. Ils peuvent être associés à une sonde mesurant la hauteur de déchets afin d'éviter tous débordements et également optimiser la collecte, bien qu'une collecte régulière soit toujours nécessaire pour éviter les problèmes d'odeur et d'attraction des nuisibles.
        - Les conteneurs aériens ont l'avantage de pouvoir être déplacés facilement contrairement aux conteneurs semi-enterrés ou enterrés. En outre, ce type de conteneurs est plus facile à installer et à entretenir.
- Le type de tarification de la collecte : incitative ou non.
- Le matériel de collecte :
    - En *benne compartimentée/bi-flux* : la benne peut accepter deux flux de déchets différents en même temps dans des compartiments différents du camion. Cela permet d'optimiser la phase de collecte de la gestion des déchets et de réduire les impacts environnementaux liés à cette phase.
    - En *benne dédiée* : la benne peut en général accepter un seul type de flux de déchets. Bien qu'une benne à ordures ménagères à un seul compartiment puisse collecter plusieurs flux de déchets, cela ne peut être réalisé que si les différents flux de déchets sont collectés dans des sacs de couleurs différentes et séparés après la collecte par un tri optique (collecte en bac à proscrire). Les exigences en matière de résistance des sacs étant plus strictes, les sacs biodégradables et compostables ne sont généralement pas utilisés dans cette configuration.
- Le type de contenant de pré-collecte : différentes options existent et sont liées au type de gestion des déchets.
    - Sac : compostable et biodégradable ou non biodégradable et non-compostable. Les sacs sont utilisés à la fois pour un système PàP et un système PAV.
    - Bac : généralement fabriqué à partir de plastique pétro-sourcé. Il existe différents volumes, par exemple 40 l, 120 l ou 240 l. Les versions plus petites n'ont généralement pas de roues, tandis que les versions plus grandes en ont. Les bacs ne sont utilisés que lorsque les déchets sont collectés au domicile (PàP) et ne sont dès lors pas utilisés dans un système PAV.
    - Bio-seau : fermé ou ajouré. Le bio-seau est un contenant spécifique aux déchets de cuisine et de table. Il permet de stocker les déchets à l'intérieur durant deux à trois jours et de limiter les odeurs grâce à une meilleure aération. Grâce au bio-seau, le transport des déchets alimentaires jusqu'au conteneur est simplifié pour le particulier. Ce récipient de pré-collecte peut être utilisé quel que soit le système de traitement qui suit.

- La fréquence de collecte : la fréquence de la collecte peut varier d'une collectivité à l'autre et dépend de facteurs locaux tels que la densité de la population, le climat, le récipient utilisé pour la collecte…
    - Dans les zones plus densément peuplées (telles que les villes), la fréquence de collecte est généralement plus élevée que dans les zones plus rurales. En effet, dans les villes, un plus grand nombre de personnes vivent dans des appartements où le stockage de déchets alimentaires pour des périodes de plus d'une semaine pourrait entraîner des nuisances, ce qui est moins le cas dans les zones rurales où les ménages disposent généralement d'un jardin/d'un espace extérieur où ils peuvent stocker leurs déchets alimentaires dans un bac.
    - Dans les climats plus chauds, les nuisances liées à la fermentation des déchets alimentaires (odeurs) sont plus fréquentes et conduisent dès lors à des fréquences de collecte plus élevées.
    - Pour encourager les usagers à trier les déchets de cuisine, une diminution de la fréquence de collecte des ordures ménagères est recommandée : la réduction du taux de collecte des OMR entraîne un geste de tri plus fréquent des déchets alimentaires chez les habitants afin d'éviter les aspects négatifs mentionnés ci-dessus.

Enjeux auxquels sont confrontés les collectivités

Un des objectifs d'une collecte séparée des déchets alimentaires est le retour au sol des composts et des digestats de qualité, une vigilance particulière sur le respect des consignes de tri par les habitants est nécessaire pour éviter les indésirables tels que le verre, le métal, le plastique et les sacs non-biodégradables (100% pétro-sourcé). En effet, ces indésirables peuvent :

- Compliquer le fonctionnement du processus de traitement

  Les indésirables présents dans les déchets alimentaires collectés pourraient causer des problèmes techniques au cours du processus de traitement en bloquant les tuyaux ou en endommageant l'infrastructure. L'occurrence de problèmes techniques intervient davantage pour les usines de méthanisation que pour les usines de compostage, qui sont généralement moins élaborées techniquement et donc moins sensibles à ces désagréments.
- Polluer le compost ou le digestat, soit dans sa composition chimique, soit par sa teneur en indésirables « physiques » (petits bouts de plastiques, de métaux…) non éliminés par le criblage.
- Perdre des déchets alimentaires qui auraient pu être valorisés
- Engendrer un surcoût à cause du prétraitement

La présence de substances indésirables dans les produits finis, destinés à être appliqués sur les sols agricoles, est limitée par une norme (voir aussi 6.9.1).

Un mauvais tri des déchets alimentaires par les habitants pourrait entraîner la nécessité d'un plus grand nombre d'étapes de post-traitement du compost/digestat, ce qui augmenterait le coût global du traitement.

Certains chargements de déchets alimentaires pourraient être refusés par une installation de traitement s'ils sont tellement contaminés que le prétraitement et le post-traitement ne suffiraient pas à éliminer suffisamment de contaminants pour éviter tout problème au cours du processus de traitement et garantir la bonne qualité du produit à l'issue du traitement. Ces chargements sont envoyés dans des installations d'élimination telles que des unités d'incinération ou des installations de stockage.

8.3.2. Résultats

A défaut de données disponibles, la **qualité des sous-produits** est considérée comme constante. L'hypothèse retenue est que les contaminants éventuels sont éliminés au cours de l'étape de post-traitement ou de prétraitement.

Le **taux de captage** n'est pas inclus dans la définition de l'unité fonctionnelle puisque celle-ci a été définie à partir d'un geste de tri à la source réalisé par le producteur de déchets (citoyen, restaurateur, employé/gestionnaire d'une GMS). **Il est considéré similaire quel que soit le mode de gestion évalué**.



Il est cependant à noter que sur la base d'études ayant été réalisées sur le sujet, il apparait que les éléments suivants peuvent influer le taux de captage à savoir :

- la fréquence de collecte,
- le type de collecte séparée (apport volontaire ou porte à porte),
- la tarification,
- le type d'habitat,
- la distance pour se rendre au point de collecte,
- le mode de gestion.

Il existe de nombreuses configurations différentes pour le mode de collecte des déchets alimentaires. Dans ce chapitre, deux modes de collecte alternatifs sont étudiés et comparés au mode de collecte utilisé dans le précédent chapitre 7.

Les résultats de l'analyse réalisée dans cette section peuvent se résumer à l'encadré ci-dessous.

La collecte en point d'apport volontaire est préférable d'un point de vue environnemental à celle en porte à porte, car elle permet de réduire considérablement l'impact de la collecte.

A noter que ce résultat n'est valable que dans le cadre du champ de la présente étude qui du fait de sa définition de l'unité fonctionnelle implique que :

- *la qualité des déchets alimentaires collectés n'est pas affectée par ce mode de collecte,*
- *le taux de captage des déchets alimentaires ne décroit pas du fait de la moindre praticité éventuelle pour le citoyen.*

Cependant dans le cas d'une collecte en point d'apport volontaire, on pourrait s'attendre à un taux de captage ou à une qualité plus faible. Cela signifie que, par rapport au système de collecte en porte-à-porte, plus de déchets alimentaires sont tout de même collectés et traités avec les OMR (incinération/stockage).

Si une collecte en porte à porte est réalisée, la collecte en camion avec une benne bi-compartimentée pourrait être une solution car elle permet d'optimiser la tournée de collecte. Par ailleurs, sur la base d'informations recueillies dans le cadre de cette étude, l'étape de déconditionnement additionnel n'engendre que peu d'impacts. Cependant, dans un tel système de collecte, des sacs non-biodégradables sont utilisés, ce qui peut entraîner la libération de microplastiques dans le produit final du traitement biologique (compost/digestat) pouvant entrainer le dépassement des seuils réglementaires en vue de la valorisation de cette matière organique comme amendement du sol et conduire également à la perte de déchets alimentaires qui sont retirés du flux de déchets pendant l'étape de déconditionnement (parce qu'ils collent aux sacs en plastique) et envoyés à l'incinération ou en stockage.

Au plus le taux de captage sont élevés, préférable c'est d'un point de vue environnemental.

Les données utilisées pour cette section sont :

- Reprises au Tableau 91 relatif à la configuration générale des différentes méthodes de collecte
- Présentées dans le Tableau 101 pour les données relatives au transport (en annexe 9.10)
- Le sac biodégradable et compostable dans le scénario de base (sur base des données du chapitre 6.4.2) et le sac est en plastique dans le scénario alternatif 1 (sur la base des données du chapitre 6.4.3)
- La modélisation des différentes options de traitement des déchets alimentaires est identique à celle du scénario de référence (données pour le compostage au chapitre 6.7 et données pour la méthanisation au chapitre 6.8)

Étant donné que ces modes de collecte alternatifs n'ont d'incidence que sur la partie "collecte séparée" dans les différents scénarios évalués dans cette étude, il est logique de se concentrer sur ces parties plutôt que sur les scénarios complets (qui comprennent également une partie "gestion de proximité").

L'impact des différentes configurations de collecte est évalué pour deux situations :

- l'une où tous les déchets alimentaires collectés sont traités par compostage industriel
- l'autre où tous les déchets alimentaires collectés sont traités par méthanisation centralisée.

Il ne s'agit donc pas de scénarios qui ont fait l'objet du chapitre 7.

	Cas de base	Scénario alternatif 1	Scénario alternatif 2
Configuration de la gestion des déchets	• Mode de collecte : PàP • Récipient de collecte : sac biodégradable et compostable	• Mode de collecte : PàP dans un camion bi-compartimenté (collecte de deux flux de déchets en même temps) • Récipient de collecte : sac 100% pétro sourcé (non-biodégradable et non-compostable)	• Mode de collecte : PAV • Récipient de collecte : sac biodégradable et compostable
Composition des déchets alimentaires collectés	• Pas de contamination dans les déchets alimentaires collectées	• Taux de contamination dans les déchets alimentaires collectées : 5% (hypothèse) • Contamination : 50% plastiques et 50% inertes (verre, métal) (hypothèse)	• Taux de contamination dans les déchets alimentaires collectées : 10% (hypothèse) • Contamination : 50% plastiques et 50% inertes (verre, métal) (hypothèse)
Phases du cycle de vie influencées par les scénarios alternatifs		• Récipient • Collecte • Déconditionnement et traitement de refus	• Récipient • Collecte • Déconditionnement et traitement de refus

Tableau 91 : Scénarios de collecte évalués

Dans le cas de figure où tous les déchets alimentaires sont traités par compostage industriel, les déchets alimentaires collectés dans un sac compostable ne doivent pas passer par une étape de déconditionnement puisque ces sacs sont autorisés dans l'unité de compostage. C'est le cas dans le scénario de base et dans le deuxième scénario alternatif.

Dans le système PAV, les déchets alimentaires sont collectés dans des conteneurs (semi-)enterrés, mais l'hypothèse retenue est que les déchets alimentaires sont d'abord collectés à domicile dans un sac compostable.

L'impact du récipient dans le scénario alternatif 2 est donc la somme de l'impact des conteneurs (semi-enterrés) et des sacs compostables.

Scénario	Quantité de déchets (alimentaires + contaminants) collectés par phase[76]		
	Collection	Déconditionnement	Traitement
Cas de base	1	1	1
Scénario alternatif 1	1,05	1,05	1
Scénario alternatif 2	1,11	1,11	1

Tableau 92 : Quantité de déchets par phase dans les différents scénarios alternatifs

Les quantités de déchets (alimentaires) dans les différents scénarios, avec différents taux de contamination, exprimées par unité fonctionnelle, sont présentées dans le tableau ci-dessus. Vous trouverez de plus amples informations sur les limites du système pour les différents scénarios en annexe 9.10.

Les résultats concernant le changement climatique sont présentés dans le graphique ci-dessous. Le type de collecte n'a pas d'impact sur le traitement des déchets alimentaires ni sur les phases ultérieures, il n'a d'impact que sur les phases en amont. En d'autres termes, ces résultats mettent indirectement en œuvre l'hypothèse selon laquelle le déconditionnement est capable d'éliminer tous les contaminants des déchets alimentaires et que la qualité du compost/digestat est donc garantie.

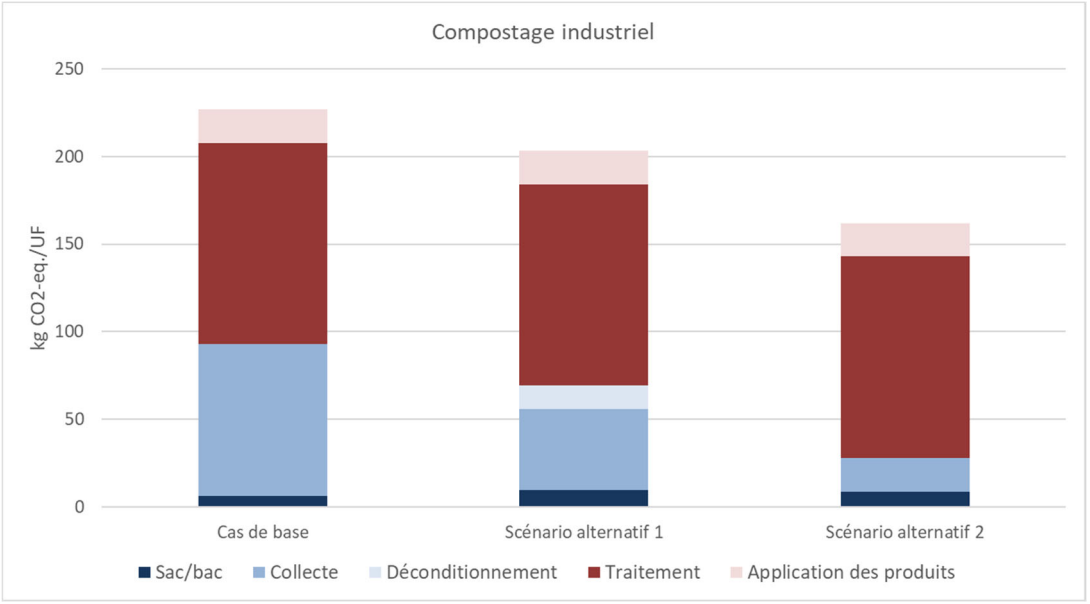


Figure 51 : Impacts générés par les différents modes de collecte sur le changement climatique, pour une tonne de déchets alimentaires traitée par compostage industriel

[76] L'unité fonctionnelle dans cette étude a été définie comme une tonne de déchets alimentaires collectés et traités. En appliquant l'hypothèse d'une contamination nulle dans les résultats du scénario de référence, la composition de ces déchets alimentaires est déterminée : la tonne collectée en vue de son traitement ne comprend que des déchets alimentaires et aucun autre type de déchets.

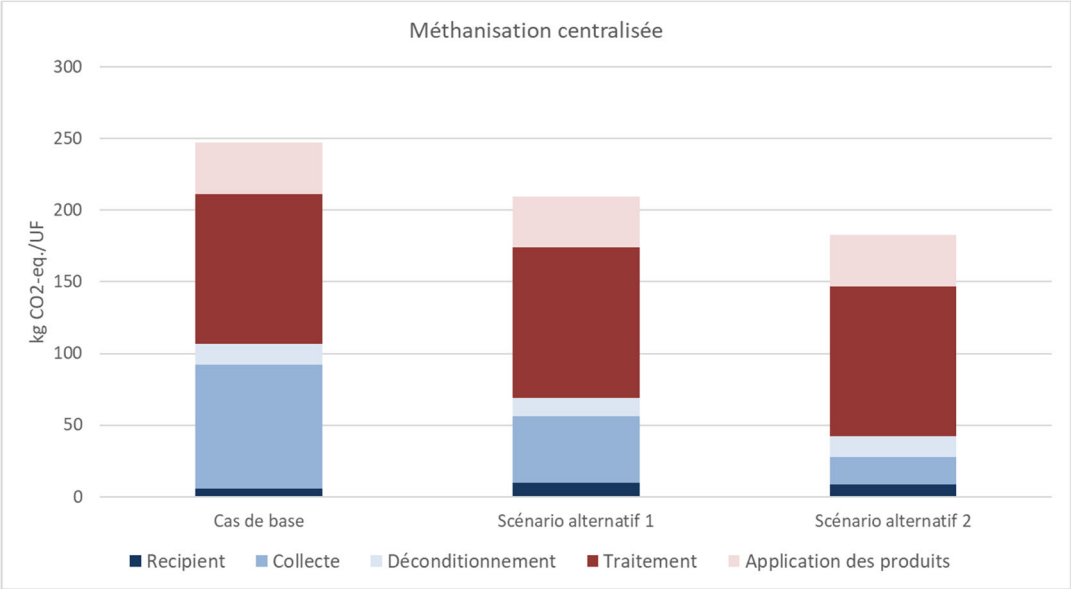


Figure 52 : Impacts générés par les différents modes de collecte sur le changement climatique, pour une tonne de déchets alimentaires traitée par méthanisation centralisée

L'analyse détaillée de ces figures permet de conclure que :

- Le deuxième scénario alternatif présente l'impact le plus faible sur le changement climatique (environ 70 % de l'impact dans le scénario de base), en raison de la forte diminution de la phase de collecte.

  Même pour un taux de contamination plus élevé considéré dans ce scénario[77], l'amélioration de la logistique dans ce système de collecte (PAV) entraîne une diminution significative de l'impact au cours de la phase de collecte. Il faut cependant rappeler que l'altération de la qualité du produit biologique (compost/digestat) suite à un niveau plus élevé de contaminants dans les déchets alimentaires collectés par un système PAV n'est pas évaluée. L'hypothèse retenue est que ces contaminants sont éliminés au cours de l'étape de post-traitement ou de prétraitement.

  Un taux de contamination plus élevé pourrait néanmoins entraîner un plus grand nombre d'étape de traitement, mais l'impact environnemental de ces étapes est considéré comme négligeable par rapport à l'impact global de la gestion des déchets alimentaires. Des étapes supplémentaires de post-traitement ou de prétraitement pour atteindre la qualité minimale requise peuvent cependant augmenter les coûts économiques du traitement.

  Si la qualité requise ne peut pas être atteinte et que le produit ne peut pas être vendu, cela entraîne une perte de revenus. Ces deux impacts peuvent avoir un effet négatif sur la faisabilité économique globale du traitement biologique des déchets alimentaires.

- Le scénario alternatif 1 a un impact plus faible sur le changement climatique que le scénario de base (environ 90 % de l'impact du scénario de base).

  La réduction de l'impact lors du transport (par l'utilisation d'un camion bi-compartimenté) est plus élevée que l'augmentation de l'impact lié au sac et à la nécessité d'une étape de déconditionnement lorsque les déchets alimentaires sont traités par compostage (cette étape est toujours nécessaire en cas de méthanisation, le mode de collecte ne joue donc pas de rôle ici).

[77] Il faut dès lors transporter plus de déchets pour collecter une tonne de déchets alimentaires purs

8.4. Relatives au processus de compostage domestique/partagé

8.4.1. Contexte

Les questions auxquelles ces analyses de sensibilité visent à répondre sont présentées ci-dessous.

Thème	Minimiser l'impact environnemental du compostage domestique/partagé lors : • du processus de compostage • de l'utilisation du compost produit
Questions auxquelles une réponse est apportée	Est-il nécessaire de sensibiliser les habitants aux bonnes pratiques en matière de compostage domestique lors du processus et lors de l'utilisation du compost produit ?

8.4.2. Résultats

Pour la catégorie d'impact « changement climatique », l'émission d'une partie de l'azote contenu dans les déchets alimentaires sous la forme de N_2O lors du processus de compostage domestique contribue fortement à celle-ci.

La variabilité des émissions de N_2O explique à elle seule la majeure partie de la variation du résultat total[78]. La variabilité des émissions de méthane n'influence que de manière assez limitée le résultat total.

Cependant, il est difficile de les réduire car elles sont étroitement liées aux conditions locales telles que le climat, et à d'autres facteurs tels que la composition chimique des déchets alimentaires (en particulier la teneur en azote) qui ne peuvent être contrôlés et peuvent fluctuer dans le temps.

Pour les autres catégories d'impact pertinentes (particules fines, acidification et eutrophisation), les émissions lors de l'application du compost peuvent être réduites en veillant à ce que le compost soit rapidement incorporé dans le sol après l'épandage, ce qui évite la volatilisation du NH_3 dans l'air.

L'ammoniac a un impact direct sur l'acidification et l'eutrophisation et agit comme précurseur des particules secondaires, ce qui conduit indirectement à un impact plus élevé sur les particules fines.

La sensibilisation des habitants au compostage domestique devrait se concentrer principalement sur la promotion d'une incorporation rapide du compost dans le sol après l'épandage.

Les données utilisées pour cette section sont :

- Le processus de compostage domestique/partagé est modélisé à l'aide des données présentées au chapitre 6.7
- Les données permettant de créer les fourchettes de certaines émissions pour ces analyses de sensibilité sont présentées dans le Tableau 93.

[78] Se rappeler de la limite reprise au paragraphe 7.5 page 124

Le tableau ci-dessous présente les paramètres sur lesquels portent les variations d'émission étudiées. Les valeurs du cas de base sont celles utilisées pour calculer les résultats au chapitre 7.

Nom de la phase	Paramètre	Valeur cas de base	Gamme de valeurs	Source	Explication
Émissions (processus)	Émissions de N_2O lors du compostage (kg N_2O/t DA)	0,36	0,36 – 0,68	(Martinez-Blanco Julia, 2013)	Les gammes présentent la variabilité des principales émissions au cours du processus de compostage. Cette variabilité est liée aux pratiques de compostage, mais aussi aux variabilités pédoclimatiques et à la composition chimique des déchets alimentaires
	Émissions de CH_4 lors du compostage (kg CH_4/t DA)	0,02	0,02 – 0,16		
	Émissions de NH_3 lors du compostage (kg NH_3/t DA)	6,9E-4	6,9E-4 – 0,84		

Nom de la phase	Paramètre	Valeur cas de base	Gamme de valeurs	Source	Explication
Émissions produits	Émissions de N_2O lors de l'épandage du compost (kg N_2O/t compost)	0,12	-	(Brockmann, 2018) Outil MFE	Les valeurs du cas de base (supérieures de la gamme) représentent les émissions lorsque le compost n'est pas intégré dans le sol après l'épandage. Les valeurs inferieures de la gamme représentent les émissions d'azote lorsque le compost est incorporé au sol dans les 8 heures suivant l'épandage.
	Émissions de NO_x lors de l'épandage du compost (kg NO_x/t compost)	0,16	-		
	Émissions de NH_3 lors de l'épandage du compost (kg NH_3/t compost)	0,62	0,31 – 0,62		

Tableau 93 : Gammes de valeurs des émissions étudiées pour le compostage domestique/partagé

Les émissions étudiées sont liées aux catégories d'impact suivantes :

- N_2O & CH_4 : gaz à effet de serre qui contribuent au changement climatique.
- NH_3 & NO_x : contribuant à l'émission de particules fines, à l'acidification et à l'eutrophisation terrestre et marine

Les graphiques ci-dessous présentent l'impact de la variabilité des émissions de gaz à effet (N_2O & CH_4) de serre sur la contribution totale au le changement climatique.

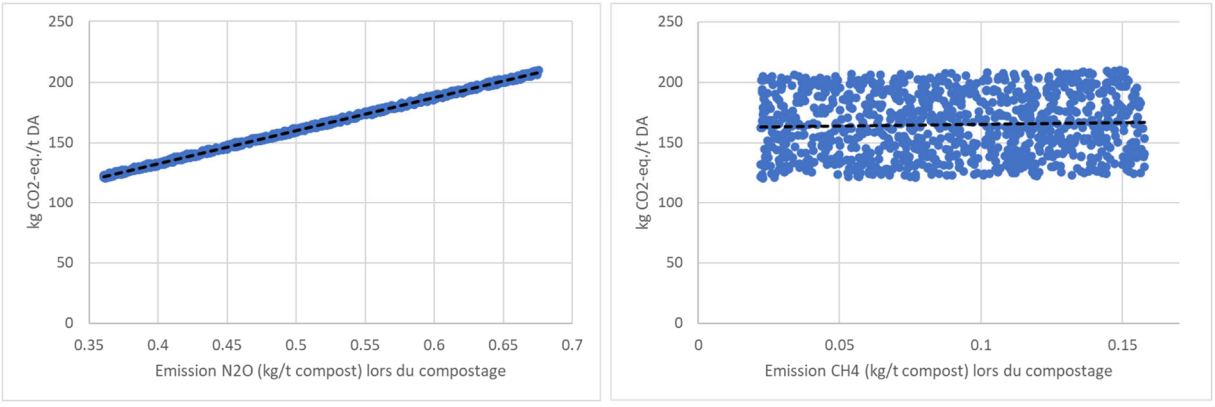


Figure 53 : Influence des émissions de deux gaz à effet de serre lors du compostage domestique/partagé sur la contribution au changement climatique

Le nuage de points du graphique de gauche est très étroit, ce qui signifie qu'il ne reste plus beaucoup d'incertitude résiduelle ; le paramètre sur l'axe des X (émission de N_2O) explique la majeure partie de l'incertitude des résultats. La variabilité des émissions de méthane pendant le compostage influence moins les résultats (nuage de points très large, étalé).

Les graphiques ci-dessous présentent l'influence de la variabilité des émissions et de la méthode d'application du compost pour la catégorie d'impact « particules fines. » Seuls les résultats pour cette catégorie d'impact sont présentés ici, étant donné que les analyses de sensibilité pour les autres catégories d'impact pertinentes (acidification, eutrophisation terrestre et marine) donnent des résultats très similaires.

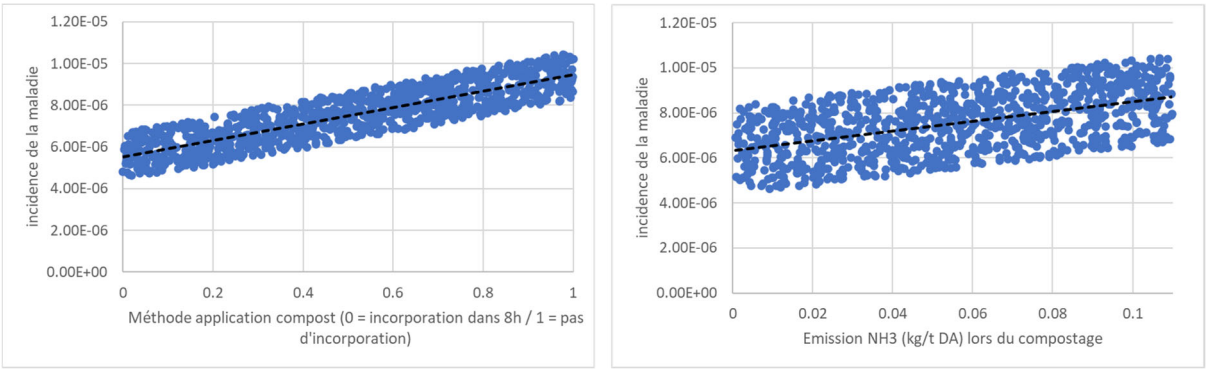


Figure 54 : Influence de la méthode d'application du compost (à gauche) et des émissions de NH3 pendant le compostage (à droite) sur les résultats totaux pour les particules fines

Le graphique de gauche présente l'impact de la méthode d'application du compost. Le paramètre sur le graphique varie de manière linéaire entre 0 et 1 :

- où 0 correspond à la situation où le compost est incorporé dans le sol dans les 8 heures après l'épandage
- et 1 correspond à la situation où le compost n'est pas incorporé dans le sol.

Les valeurs intermédiaires représentent des situations où le compost est incorporé plus de 8 heures après l'épandage.

Le délai d'incorporation du compost dans le sol a un impact sur les émissions d'azote du compost, comme le montre le Tableau 93 (par exemple, à 0 l'émission de NH_3 est 0,31 kg NH_3/t DA et à 1 l'émission de NH_3 est 0,62 kg NH_3/t DA).

La gamme des résultats totaux pour les particules est principalement liée aux gammes des deux émissions de NH_3 pour la filière de compostage domestique : l'émission pendant le processus de compostage et l'émission ultérieure pendant l'épandage du compost. La gamme sur la première émission est la plus importante, ce qui est visible dans le nuage de points plus étroit sur le graphique de gauche.

Les émissions pendant le processus de compostage lui-même peuvent être difficiles à réduire car elles sont également très liées aux conditions environnementales (température, humidité…) qui ne peuvent être contrôlées. L'émission lors de l'application du compost peut être réduite en veillant à ce que le compost soit rapidement incorporé dans le sol, ce qui évite la volatilisation du NH_3 dans l'air. L'impact de l'ammoniac sur les particules fines est dû à sa nature de précurseur des particules secondaires.

Le Tableau 94 ci-dessous présente les résultats totaux pour les catégories d'impact pertinentes, influencées par les analyses de sensibilité réalisées, qui correspondent aux extrémités inférieure et supérieure des gammes appliquées.

Catégorie d'impact	Unité	Valeur minimale	Valeur maximale
Changement climatique	kg CO_2-eq./t DA	121	210
Particules fines	Incidence de la maladie/t DA	4,6E-6	1,0E-5
Acidification	Moles H^+-eq./t DA	0,2	0,5
Eutrophisation terrestre	moles N eq./t DA	2	5,4
Eutrophisation marine	kg N-eq./t DA	1,6E-2	0,5

Tableau 94 : Gammes de résultats du compostage domestique/partagé pour les catégories d'impact pertinentes

8.5. Relatives à l'exploitation des installations centralisées

8.5.1. Contexte

Thème	Adapter les conditions d'exploitation des installations centralisées et plus particulièrement des installations de méthanisation
Questions auxquelles une réponse est apportée	Quelles bonnes pratiques d'exploitation devraient être mises en œuvre pour les installations centralisées ?

8.5.2. Résultats

Pour la catégorie d'impact « changement climatique », les mesures d'exploitation permettant de réduire les émissions de biogaz sont à favoriser.

En effet, les émissions de biogaz dans l'atmosphère sont désavantageuses pour deux raisons :

- Le biogaz est composé en partie de méthane, qui est un gaz à effet de serre puissant
- Tout le biogaz perdu ne peut être utilisé pour la production d'énergie et l'évitement des combustibles fossiles qui en découle

L'**utilisation d'une torchère automatique** qui brûle le biogaz éventuel qui s'échappe du digesteur et la mise en place d'un stockage fermé du digestat avec récupération du gaz sont deux solutions avantageuses pour cette catégorie d'impact.

La **mise en place d'une torchère et d'un stockage couvert du digestat** permettra de réduire les émissions de méthane lors de la méthanisation.

Les données utilisées pour cette section sont présentées dans le tableau ci-dessous.

	Valeurs du cas de base	Autre set de valeurs
Taux de fuites pendant le processus de méthanisation	5% biogaz	1% biogaz (fuite résiduelle) + 4% biogaz torché et transformé en CO_2
Taux de fuites lors du stockage du digestat	0,9 kg CH_4/t DA	0 kg CH_4/t DA

Tableau 95 : Influence des caractéristiques techniques sur les émissions de biogaz pendant la méthanisation

L'impact des options visant à réduire l'impact total pendant le processus de méthanisation est évalué pour un scénario dans lequel une tonne de déchets alimentaires est traitée par méthanisation centralisée. L'impact survenant en amont du traitement sont également inclus dans le scénario. Pour l'impact lors de la collecte, l'hypothèse d'un territoire à typologie "mixte" est utilisée.

Dans le graphique ci-dessous, les trois barres présentent les résultats du cas de base et la réduction due à :

- l'ajout d'une torchère automatique

  L'ajout d'une torchère automatique permet d'éviter environ 50 kg CO_2-eq. par tonne de déchets alimentaires.

- le stockage du digestat dans un espace couvert (avec récupération du biogaz) après le processus de méthanisation.

  Le stockage du digestat dans un espace couvert afin d'éviter toute émission de gaz pendant cette étape peut entraîner une réduction d'environ 25 kg CO_2-eq. par tonne de déchets alimentaires.

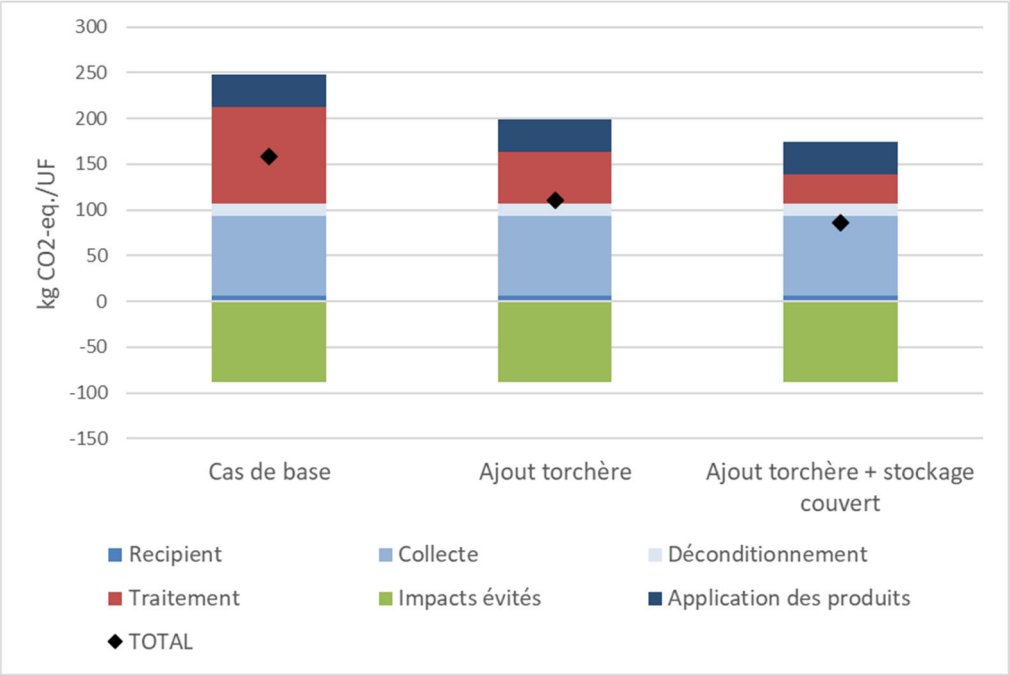


Figure 55 : Influence des améliorations techniques de la méthanisation sur le changement climatique, pour une tonne traitée par méthanisation centralisée

8.6. Relatives à la valorisation des produits issus des traitements biologiques

8.6.1. Contexte

Thème	Maximiser la valorisation des produits issus des traitements biologiques
Questions auxquelles une réponse est apportée	• Quel débouché (ou type de produit) faut-il privilégier dans la prise de décision concernant la localisation des installations, le débouché énergétique et agronomique ? • Faut-il privilégier l'utilisation directe du biogaz produit (par cogénération) ou sa valorisation en biométhane, suivi de son injection dans le réseau de gaz naturel ? • Comment les pratiques de valorisation agronomique du digestat et de substitution des intrants conventionnels (fertilisants minéraux…) peuvent influencer le bilan environnemental de la mise en place de cette filière ?

8.6.2. Résultats

Dans le cas du traitement centralisé (méthanisation ou compostage), **la valorisation des produits issus du traitement biologique doit être assurée**, car elle peut compenser une part élevée de l'impact environnemental de la gestion des déchets alimentaires. :

- Pour les digestats, l'intérêt environnemental est lié à la substitution d'engrais minéraux de synthèse
- Pour les composts, l'intérêt est lié à la substitution de tourbe.

Les résultats sur les impacts évités n'ont de portée que s'il y a effectivement de la substitution. L'évaluation est basée sur des hypothèses théoriques et des retours d'expériences[79].

Ainsi, notamment, à travers l'objectif national de massification de l'agriculture biologique sur les territoires, à savoir atteindre 21% de SAU bio en 2030[80], les collectivités peuvent s'emparer du sujet par l'organisation de filière adaptée aux besoins du territoire afin d'optimiser le retour au sol des composts[81] et digestats.

Dans le cas de la méthanisation, la substitution liée à l'utilisation de digestat a un impact potentiel évité plus élevé que l'impact lié à l'énergie non renouvelable évitée (par biogaz/-méthane).

La prise de décision basée :

- uniquement sur les impacts environnementaux, **devrait favoriser l'utilisation optimale du digestat par rapport à l'utilisation optimale du biogaz.**

  En outre, pour ce biogaz : la valorisation en biométhane est préférée à l'utilisation directe dans la cogénération en raison de la flexibilité accrue de ce biométhane et de l'augmentation de l'énergie non renouvelable évitée qui en résulte.

- sur des aspects économiques, pourrait balancer cet intérêt de la valorisation optimale du digestat car la demande en biogaz est élevée (car le marché est demandeur) contrairement à la demande en digestat qui est plus faible.

[79] Programme CASDAR METHALAE(https://solagro.org/images/imagesCK/files/methalae_10_pages.pdf)
[80] Stratégie nationale bas carbone (SNBC) et la Stratégie nationale biodiversité
[81] Programme MONA FNAB https://territoiresbio.fr/wp-content/uploads/2024/01/Projet-MONA-Presentation.pdf

Le traitement biologique des déchets alimentaires permet d'obtenir différents produits en fonction de l'option de traitement choisie. Ces produits peuvent se substituer aux alternatives fossiles ou minérales, l'impact de cette éventuelle substitution est présenté dans le tableau ci-dessous.

kg CO2-eq./UF	Compostage industriel	Méthanisation + injection	Méthanisation + cogénération
Sans substitution effective	231	248	236
Avec substitution effective	195	159	165

Tableau 96 : Résultats sur le changement climatique pour une tonne de déchets alimentaires traités par compostage industriel, méthanisation + injection de biométhane, et méthanisation + cogénération

Dans le cas du compostage industriel, l'impact total sur le changement climatique peut être réduit d'environ 36 kg CO_2-eq./t de déchets alimentaires si la tourbe est remplacée par le compost soit une diminution de 16% de l'impact. Dans le cas de la méthanisation, la plupart des impacts potentiellement évités sont liés à l'utilisation du digestat et au remplacement des engrais minéraux qu'il peut entraîner (54 kg CO_2-eq./t soit entre 33-34% de diminution de l'impact).

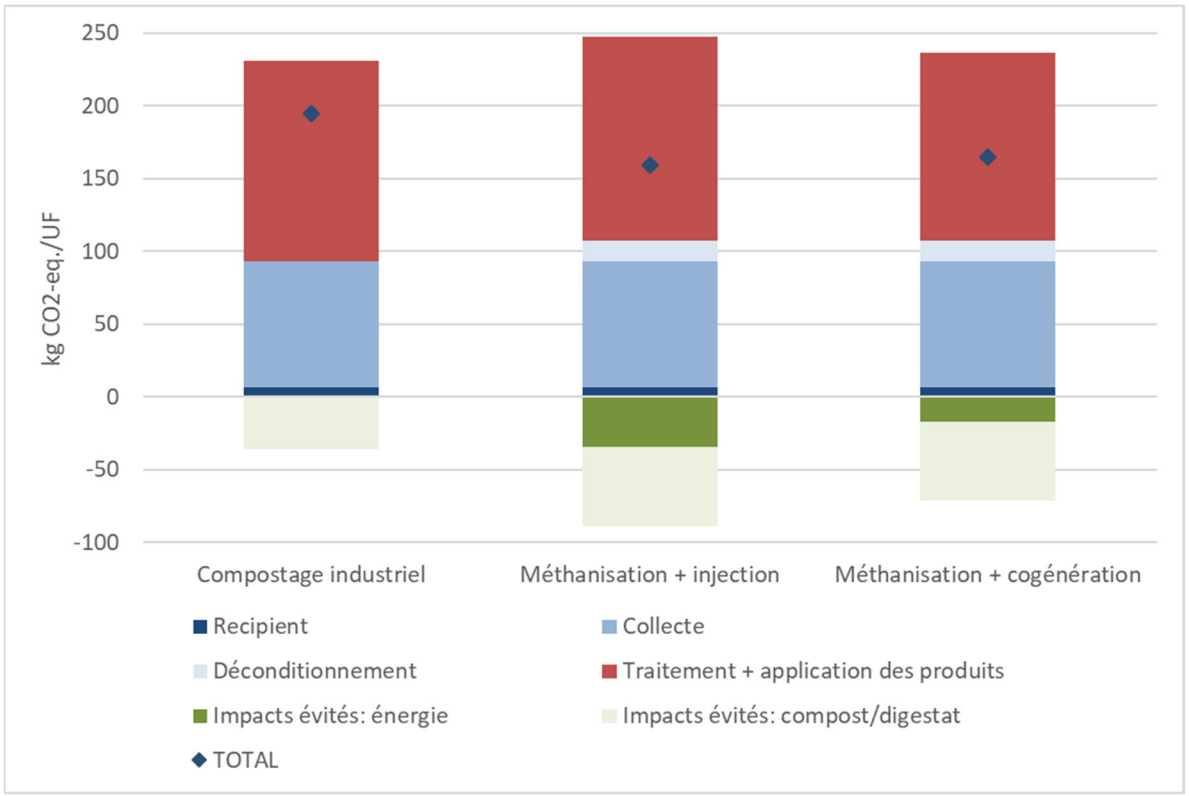


Figure 56 : Importance de la valorisation des produits de traitement biologique sur le changement climatique

Méthanisation vs compostage industriel

En ce qui concerne l'impact sur le changement climatique, la méthanisation est préférable au compostage industriel si les impacts évités peuvent être garantis (substitution effective d'engrais suite à l'application de digestat) :

- L'impact du processus de traitement lui-même est similaire pour les deux options de traitement, mais les produits issus de la méthanisation ont plus de potentiel pour remplacer les alternatives fossiles ou minérales.
- Cet impact évité ne peut être attribué au traitement biologique que s'il s'agit d'une substitution réelle, et non d'un simple ajout de produits biologiques en plus des alternatives fossiles ou minérales.

  Les résultats du chapitre précédent (ch. 8.5) montrent comment l'impact pendant la méthanisation peut être réduit davantage par certaines améliorations technologiques (installation d'une torche automatique et d'un stockage couvert du digestat).

Méthanisation : injection vs cogénération

Dans le cas de la valorisation du biogaz en biométhane et de l'injection dans le réseau de gaz naturel, l'impact pendant le traitement lui-même est légèrement plus élevé. Ceci est lié à la fuite supplémentaire de méthane au cours de l'étape de valorisation. L'impact du traitement seul est cependant très similaire dans les deux cas (différence de 9 %). La valorisation en biométhane offre toutefois une plus grande possibilité d'éviter les alternatives énergétiques non renouvelables que la cogénération du biogaz. Ceci est dû à la possibilité d'injecter le biométhane dans le réseau de gaz naturel, ce qui permet d'utiliser ce vecteur énergétique ailleurs que sur le lieu de production. Cela n'est pas possible pour le biogaz, ce qui signifie que la chaleur produite lors de la cogénération doit être entièrement consommée sur place. La demande de chaleur n'est généralement pas satisfaite tout au long de l'année (par exemple, la demande de chaleur est moins importante en été).

Méthanisation : digestat vs biogaz

Les deux cas où les déchets alimentaires sont traités par méthanisation indiquent quelle part de l'impact potentiellement évité est liée à la partie énergétique (biogaz/biométhane) et à la partie agronomique (digestat). En ce qui concerne l'impact sur le changement climatique, la majeure partie[82] de l'impact potentiellement évité est liée au digestat. Dès lors, il convient lors de l'instruction de dossiers pour de nouvelles installations de trouver le meilleur compromis entre rentabilité de l'installation (en lien avec la valorisation du biogaz) et valorisation du digestat.

[82] 60% pour la méthanisation + injection du biométhane et 76% pour la méthanisation + cogénération

8.7. Relatives à la méthode d'application du compost/digestat

8.7.1. Contexte

Thème	Bien épandre le compost/digestat
Questions auxquelles une réponse est apportée	• Quelles sont les phases du cycle de vie qui sont affectées par les décisions prises par d'autres acteurs (agriculteurs) ? • Avec quels autres acteurs faut-il collaborer pour réduire l'impact environnemental de la gestion des déchets alimentaires ?

8.7.2. Résultats

De bonnes pratiques pour l'application du compost et du digestat sont absolument nécessaires à mettre en place pour limiter la contribution aux catégories d'impact « émission de particules fines », « acidification » et « eutrophisation ».

Le non-respect de ces pratiques peut considérablement augmenter la contribution totale de la gestion des déchets alimentaires à ces catégories d'impact.

Le but de ces bonnes pratiques est de limiter les émissions d'azote après l'épandage du compost/digestat. La principale émission à éviter étant l'émission de NH_3.

La méthode d'application du compost et du digestat a un impact considérable sur les émissions qui en résultent.

Dès lors, la sélection de la méthode d'application la plus optimale peut réduire considérablement les émissions du compost et du digestat après son application. En général, une intégration plus complète et plus rapide du compost/digestat dans le sol réduira les émissions de substances volatiles dans l'atmosphère telles que l'ammoniac (NH_3). La réduction d'émissions d'azote augmente par ailleurs la quantité d'azote disponible pour les plantes et, par conséquent, la quantité d'engrais azoté potentiellement évitée.

Les données utilisées pour évaluer l'influence des pratiques d'application du compost et digestat sont présentées dans le Tableau 97 ci-dessous (uniquement pour les émissions d'azote liées à l'épandage de compost/digestat, et non pas pour les émissions d'azote évitées liées à l'engrais minéral). Les valeurs du cas de base sont celles qui supposent de bonnes pratiques d'épandage des produits ; les autres valeurs sont utilisées pour évaluer la situation dans laquelle les bonnes pratiques ne seraient pas respectées.

Les principales données d'entrée de l'outil MFE, utilisées pour calculer ces émissions, pour les différents produits du traitement biologique sont :

- Compost et digestat solide :
  - Cas de base : incorporation dans les 8 heures
  - Situation alternative : pas d'incorporation
- Digestat liquide :
  - Cas de base : injection profonde
  - Situation alternative : tuyau de traînage (*trailing hose*)

Nom de la phase	Paramètre	Valeur cas de base	Gamme de valeur	Source
Émissions produits	Émissions de N_2O lors de l'épandage du digestat solide (kg N_2O/t digestat solide)	0,102	0,102 – 0,119	(Brockmann, 2018) Outil MFE
	Émissions de NO_x lors de l'épandage du digestat solide (kg NO_x/t digestat solide)	0,098	0,098 – 0,069	
	Émissions de NH_3 lors de l'épandage du digestat solide (kg NH_3/t digestat solide)	1,37	1,37 – 2,75	
	Émissions de N_2O lors de l'épandage du digestat liquide (kg N_2O/t digestat solide)	0,61	0,61 – 2,14	
	Émissions de NO_x lors de l'épandage du digestat liquide (kg NO_x/t digestat solide)	0,18	0,18 – 0,14	
	Émissions de NH_3 lors de l'épandage du digestat liquide (kg NH_3/t digestat solide)	0,61	0,61 – 2,14	
	Émissions de N_2O lors de l'épandage du compost (kg N_2O/t compost)	0,116	0,116 – 0,120	
	Émissions de NO_x lors de l'épandage du compost (kg NO_x/t compost)	0,162	0,162 – 0,156	
	Émissions de NH_3 lors de l'épandage du compost (kg NH_3/t compost)	0,31	0,31 – 0,62	

Tableau 97 : Gammes d'émissions lors de l'épandage de compost/digestat

L'influence de la valorisation des produits issus du traitement biologique est évaluée pour une tonne de déchets alimentaires traitée par compostage industriel ou par méthanisation centralisée. Les étapes survenant en amont du traitement sont également incluses. Pour la collecte, l'hypothèse d'une zone à typologie "mixte" est formulée.

Dans les graphiques ci-dessous, le minimum des valeurs est représenté par une méthode d'application « 0 » et le maximum est représenté par une méthode d'application « 1 ». Ces graphiques montrent l'importance d'une bonne méthode d'application tant pour le compost que pour le digestat. Seule l'influence sur la catégorie « particules fines » est présentée, des résultats similaires ont été obtenus pour les autres catégories d'impact, à savoir l'acidification et l'eutrophisation, étant donné qu'elles sont également fortement déterminées par les émissions d'azote au cours de cette étape d'application du compost/digestat.

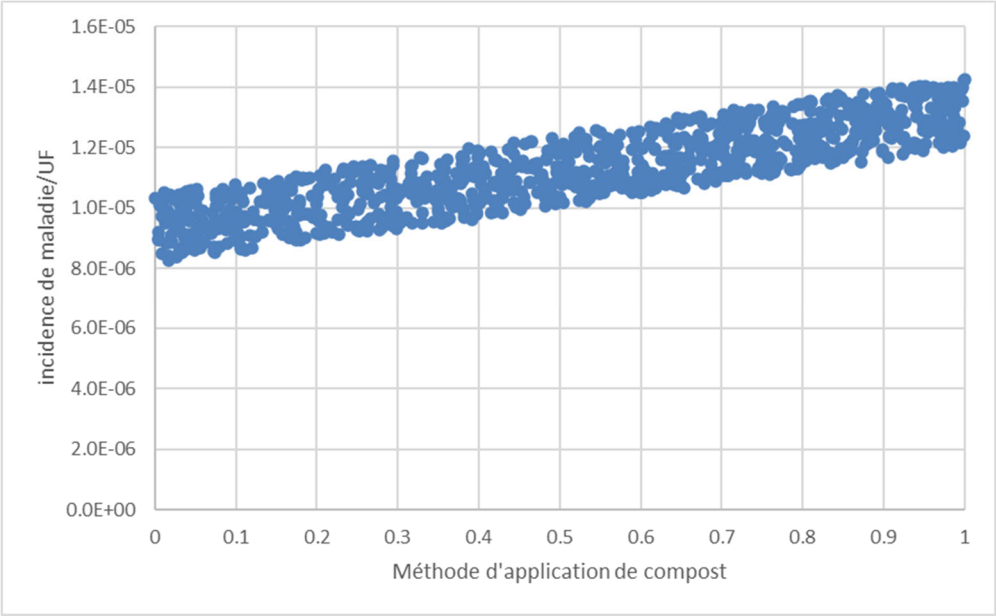


Figure 57 : Influence de la méthode d'application du compost sur la catégorie d'impact « particules fines », pour une tonne de déchets alimentaires traités par compostage industriel

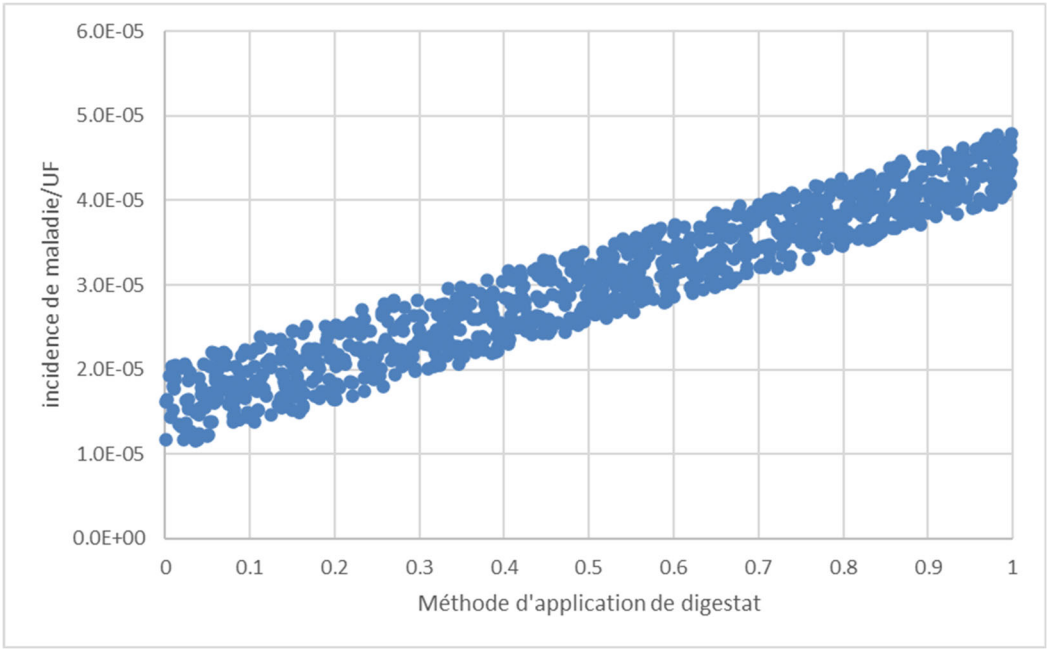


Figure 58 : Influence de la méthode d'application du digestat sur la catégorie d'impact « particules fines », pour une tonne de déchets alimentaires traités par méthanisation centralisée

8.8. Recommandations

8.8.1. Choix entre la gestion des déchets alimentaires par « gestion de proximité » ou « collecte séparée »

Le choix du système de gestion (gestion de proximité vs. collecte séparée) nécessite la prise en compte d'autres facteurs que les seuls impacts environnementaux. La décision doit tenir compte :

- de facteurs économiques (par exemple, le coût de la mise en place d'une nouvelle voie de collecte),
- de facteurs sociaux (par exemple, la nécessité de stocker un flux de déchets supplémentaires collectés séparément, les impacts négatifs liés à l'augmentation du nombre de bennes à ordures sur la route…)
- et des conditions locales (densité de population, climat local, présence d'installations de traitement existantes, présence de consommateurs potentiels des produits du traitement biologique…).

Le choix entre différents systèmes de gestion pour le traitement des déchets alimentaires est complexe.

- L'évaluation environnementale réalisée dans le cadre de cette étude confirme que, comme pour l'évaluation économique, la collecte des déchets alimentaires peut contribuer de manière significative à l'impact total d'un scénario de traitement centralisé. Une optimisation de celle-ci est à rechercher.)
- Les traitements centralisés présentent des leviers pour diminuer leurs émissions et leurs contributions à certains impacts environnementaux (torchage des fuites…).
- Les installations centralisées génèrent des produits qui peuvent remplacer les alternatives à base de combustibles fossiles. La substitution effective de ces produits d'origine fossile peut compenser une partie de l'impact de la gestion des déchets alimentaires.

  Il est très important de s'assurer que l'utilisation des produits biologiques entraîne une **substitution effective** des alternatives fossiles, et qu'ils ne sont pas simplement ajoutés à ces alternatives fossiles. Ce n'est que si une substitution efficace peut être assurée que les impacts environnementaux évités peuvent être attribués à la gestion des déchets alimentaires.

Les principaux avantages et désavantages par étape de gestion des déchets alimentaires, et par choix de système de gestion sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Étape de la gestion des déchets alimentaires	Gestion de proximité	Collecte séparée
Récipient	Avantage : pas besoin de sac ou de bac dans cette situation	Désavantage : besoin de sac ou de bac dans cette situation, mais l'impact sur l'environnement est très limité par rapport aux autres étapes de la gestion des déchets alimentaires.
Collectes	Avantage : pas besoin de collecte des déchets alimentaires par bennes	Désavantage : l'impact de la collecte peut être élevé, selon le type de zone (par exemple, urbaine ou rurale) et le mode de collecte (PàP ou PAV).
Déconditionnement	Avantage : pas besoin d'une étape de déconditionnement	Désavantage : besoin d'une étape de déconditionnement, mais l'impact sur l'environnement est limité (hors risque microplastiques) par rapport aux autres étapes de la gestion des déchets alimentaires.
Traitement biologique	Désavantage : le contrôle de l'impact environnemental de cette phase est limité dépendantes des pratiques des habitants. La sensibilisation est la principale action que les collectivités peuvent entreprendre. Il y aura toujours une grande variabilité des émissions lors du processus de compostage domestique car cela dépend beaucoup des conditions locales, donc il est difficile de faire des affirmations valables pour toute la France	Avantage : Des possibilités accrues de contrôler l'impact environnemental du traitement biologique. Par exemple, le compostage industriel peut se faire en plein air (comme le compostage domestique) ou dans un hall fermé avec un bio-filtre pour éliminer certaines émissions. La méthanisation se fait toujours dans un environnement fermé (puisqu'elle nécessite des conditions anaérobies).
Application des produits	Désavantage : le contrôle de l'impact environnemental de cette phase est limité car dépendant des pratiques des habitants. La sensibilisation est la principale action que les collectivités peuvent entreprendre.	Avantage : Des possibilités accrues de contrôler l'impact environnemental de l'application des produits. Les réglementations pourraient contrôler la méthode d'application et conduire à une minimisation de l'impact au cours de cette phase de gestion des déchets alimentaires.
Évitements	Désavantage : il n'y a pas d'impacts évités possibles	Avantage : Les impacts évités ont le pouvoir de compenser un impact généré par la gestion des déchets alimentaires. Il sera essentiel de veiller à la substitution effective (par exemple, l'emplacement d'une usine de méthanisation devrait être proche d'un consommateur possible du biogaz ou du biométhane).

8.8.2. Recommandations lorsque la "gestion de proximité" est sélectionnée par les collectivités

Principaux facteurs de l'impact sur l'environnement :

- **Changement climatique** : La contribution à cette catégorie d'impact est principalement liée aux émissions de N_2O et, dans une moindre mesure, de CH_4 au cours du processus de compostage
    - N_2O : cette émission dépend en fin de compte de différents facteurs tels que les conditions pédoclimatiques et la teneur en azote des déchets alimentaires. En raison de la variabilité de ces paramètres, il y aura toujours une fourchette d'émissions de N_2O provenant du compostage
    - CH_4 : cette émission peut être réduite au minimum en appliquant de bonnes pratiques (une aération suffisante du tas de compostage pour éviter les poches anaérobies)
- **Particules fines, acidification, eutrophisation** : la méthode d'application du compost détermine le niveau d'émission des différentes émissions d'azote. En particulier, les émissions d'ammoniac (NH_3) peuvent changer radicalement en fonction de la méthode d'application.

Comment les collectivités peuvent-elles réduire les émissions du compostage domestique/partagé ?

- **Des campagnes de sensibilisation** : promouvoir les bonnes pratiques pour 1) réduire les émissions de méthane pendant le compostage et 2) incorporer le compost dans le sol afin d'éviter les émissions de NH_3 après son épandage.
- Fournir tous **les outils nécessaires** aux habitants : par exemple mettre en place un réseau de distribution de conteneurs utilisés pour le compostage domestique avec des instructions sur la façon de mettre en œuvre cette pratique et proposer un service de broyage de déchets verts afin de pouvoir intégrer des éléments structurants lors du processus de compostage.
- Des projets de compostage partagé : les déchets alimentaires de plusieurs ménages sont traités en même temps. Cela pourrait être utile dans les zones où les gens n'ont généralement pas de jardin pour mettre en place leur propre compostage, comme dans les zones où il y a des habitats verticaux. Les collectivités peuvent également nommer certains maîtres composteurs pour s'occuper du compostage partagé, ou au moins fournir une assistance aux habitants qui font partie de ces projets.

8.8.3. Recommandations lorsque la "collecte séparée" est sélectionnée par les collectivités

Réduire l'impact de la collecte des déchets alimentaires

Un des leviers de réduction de la contribution de la gestion des déchets alimentaires aux problématiques environnementales est la collecte. La collectivité a un contrôle total sur cette phase et doit rechercher comment réduire cet impact autant que possible. Différentes options existent pour optimiser la collecte.

- Optimiser et réduire la fréquence de la collecte au global sur l'année des déchets alimentaires, Il y a différents aspects à prendre en compte :
  - La fréquence de collecte minimale requise doit assurer un respect suffisant du confort des habitants ; si elle est trop faible, les déchets alimentaires peuvent devenir une nuisance (odeur, attraction d'insectes, de rongeurs...). Si la collecte séparée des déchets alimentaires est trop inconfortable, les habitants jetteront leurs déchets alimentaires avec d'autres flux de déchets pour s'en débarrasser plus rapidement et le taux de captage se dégradera.
  - La possibilité de mettre en place un stockage temporaire des déchets alimentaires avant collecte dépend des conditions locales. Il est généralement plus aisé dans les zones rurales où les gens disposent d'un jardin et moins aisé dans les villes où de nombreuses personnes vivent dans des appartements avec un espace limité pour le stockage des déchets. On peut donc s'attendre à des fréquences de collecte plus faibles dans les zones rurales, ce qui est moins probable dans les zones urbaines.
  - Les conditions climatiques qui peuvent influencer le taux de décomposition et les facilités de stockage par les habitants, la fréquence de collecte pourrait être différente en été et en hiver.

- Optimiser le transport en collectant plusieurs flux de déchets dans une seule benne : une benne à deux compartiments pourrait être utilisée pour améliorer la gestion des déchets.

  Une autre alternative, encore en cours d'étude, réside en un système de collecte en camion à un compartiment qui recueille différents flux de déchets (collectés dans des sacs de couleurs différentes qui sont ensuite triés optiquement). Dans le cas où ce type de méthode de collecte est choisi, une campagne de communication[83] pourrait être nécessaire pour expliquer aux habitants comment les déchets sont traités après la collecte, car la collecte simultanée pourrait donner l'idée que les différents flux de déchets pourraient être traités tous ensemble (par exemple par en unité d'incinération avec valorisation énergétique). Par ailleurs, l'utilisation d'une telle méthode de collecte nécessite l'utilisation de sacs non biodégradables qui requièrent une étape de déconditionnement. Ces sacs pourraient entraîner la pollution des produits finaux du traitement biologique (compost/digestat) par des microplastiques et empêcher l'évitement des impacts potentiels. L'intérêt de cette alternative devra être encore confirmé par la réalisation d'études plus poussées.
- Etudier plus en détails le système PAV car il offre la possibilité de réduire l'impact du transport de collecte, (qui contribue de manière non négligeable à l'impact total d'un système de gestion des déchets alimentaires) mais peut influencer négativement d'autres paramètres clés.

  Cette étude à réaliser doit s'attarder à évaluer plus en détails l'influence d'un tel système sur les paramètres clés suivants :
  - Taux de captage : l'objectif principal d'une collecte séparée est de soustraire le plus possible de déchets alimentaires du flux de déchets résiduels.

    Si un taux de captage suffisamment élevé ne peut être assuré par le système PAV, il ne doit pas être sélectionné, même s'il pourrait réduire l'impact environnemental de la phase de collecte par rapport au système PàP.
  - Qualité des déchets alimentaires : si les déchets alimentaires contiennent trop de contaminants (par exemple du plastique), ils pourraient :
    - être refusés par l'installation de compostage/digestion, et orientés vers une unité d'incinération ou une installation de stockage.

- Engendrer lors du pré-traitement des pertes de déchets alimentaires (qu'on aurait pu valoriser).
- Influencer négativement la qualité du produit obtenu (compost/digestat) et pourrait entraîner des impacts environnementaux négatifs en aval (par exemple, les microplastiques présents dans le compost qui est épandu sur les champs pourraient entrer dans la chaîne alimentaire (Wang & al, 2022)).

- Taux de remplissage des PAV :

  Contrairement à d'autres flux de déchets, il n'est pas souhaitable d'optimiser le remplissage des PAV (par exemple en mettant des capteurs de remplissage) du fait des nuisances potentielles associées à la décomposition des déchets alimentaires. Il est dès lors nécessaire de les collecter à une certaine fréquence (et de les laver plus fréquemment que pour d'autres fractions).

Cette étude (à réaliser) pourrait évaluer différentes mesures pour atteindre un taux de captage et une qualité suffisamment élevée telles que par exemple :

- Incitation (financière) à encourager le tri : l'augmentation du coût de la collecte des OMR et la réduction de sa fréquence inciteront les habitants à ne pas jeter leurs déchets alimentaires avec les déchets résiduels[84].
- Campagnes de sensibilisation : l'envoi d'un message clair pour expliquer les avantages d'un traitement biologique des déchets alimentaires et les conséquences négatives d'un mauvais tri (plus de déchets alimentaires incinérés ou stockés, une qualité moindre du produit obtenu, ...).
- Recours à des ambassadeurs : Dans les zones les plus problématiques, les agents de la collectivité ou ambassadeurs pourraient inciter à améliorer les pratiques de tri des habitants.
- Mise en place d'un système de badges pour éviter que des passants déposent des déchets ménagers dans les conteneurs situés dans les espaces publics.

Enfin, il faut mentionner que le choix de la méthode de collecte ne repose pas uniquement sur des arguments environnementaux et qu'il dépendra également de facteurs sociaux et économiques. Le passage d'un système de collecte à un autre nécessite des coûts d'investissement élevés, ce qui n'est pas forcément envisageable pour toutes les collectivités territoriales.

En outre, les territoires des collectivités ne sont pas homogènes et peuvent nécessiter la combinaison de différents systèmes de collecte et de gestion (par exemple un système PAV dans le centre-ville, qui est très densément peuplé, un système PàP dans les limites extérieures de la ville et le compostage à domicile dans la zone peu peuplée autour de la ville).

- Passer à des carburants plus écologiques : au lieu du diesel, les camions de collecte pourraient par exemple fonctionner à l'électricité, ou même avec une version liquéfiée du biométhane produit à partir des déchets alimentaires.

Déterminer le maillage nécessaire d'installations centralisées

Les facteurs permettant de déterminer le maillage nécessaire des installations centralisées sont :

- Un réseau plus dense d'installations de traitement réduit la distance moyenne de transport des déchets, cette réduction entraîne un avantage environnemental.

- L'influence de la taille de l'installation sur l'impact environnemental est moins évidente ; la plus grande partie de l'impact environnemental est liée aux émissions dans l'air pendant le processus de traitement.

  Une installation plus grande ne conduit pas automatiquement à des niveaux d'émissions plus faibles, cela est principalement lié à la présence de certains aspects techniques de l'installation. En outre, les petites unités sont généralement plus agiles que les grandes installations et peuvent s'arrêter et redémarrer plus facilement.

[84] Il conviendra de veiller à étudier si le PAV est un système à privilégier en cas d'incitation financière à encourager le tri des déchets alimentaires. En effet, dans un tel système, la collecte des déchets alimentaires pourrait décliner en qualité si la collecte en PAV (pour laquelle un contrôle est plus complexe) est utilisée pour se débarrasser des OMR gratuitement.

Il est clair que l'économie d'échelle influence le coût économique des installations de traitement (réduction des dépenses d'investissement par tonne de déchets alimentaires grâce à l'augmentation de la capacité d'une installation) et que cela peut être un facteur plus déterminant dans la décision finale.

- La production future de déchets alimentaires (liée à des facteurs tels que des efforts accrus pour réduire le gaspillage alimentaire et les tendances démographiques attendues) doit être prise en compte dans le processus de décision afin d'éviter d'investir dans des installations qui, dans quelques années, ne seront plus viables. Cela pourrait conduire à :
    - La fermeture prématurée de ces installations avant que le coût d'investissement initial n'ait été amorti,
    - L'importation de déchets alimentaires ou d'autres matières organiques d'autres territoires juste pour atteindre la capacité de l'installation. Cela pourrait être une solution d'un point de vue économique, mais un tel transport pourrait ajouter augmenter l'impact environnemental de la gestion des déchets alimentaires.

  Une option pour les collectivités locales pour répondre à ce problème est de promouvoir l'installation de méthaniseurs dont la taille ne dépend pas des déchets mais d'autres substrats agricoles contrôlés (déjections animales, CIVE), ce qui permet d'avoir des installations résilientes et des avantages environnementaux (proximité, exigence de bonnes pratiques, etc.).

Réduire l'impact lors du traitement biologique

Les collectivités peuvent construire et gérer elles-mêmes les installations de traitement centralisées ou collaborer avec un partenaire externe qui exploite une telle installation de traitement. Selon qui exploite l'installation, différents types de recommandations sont pertinentes.

Les recommandations à formuler si l'exploitation est réalisée par les collectivités sont :

- <u>Compostage industriel :</u>
    - Préférer une opération de compostage dans un hall fermé avec un biofiltre à travers lequel passe l'air du tas de compostage pour éliminer une partie des émissions.
- <u>Méthanisation :</u>
    - Prévoir une torchère automatique pour brûler le biogaz qui s'échappe par la soupape de sécurité.
    - Effectuer des contrôles annuels (caméra infrarouge) de l'installation pour repérer d'éventuelles fuites.
    - Éviter la suralimentation du digesteur pour éviter la surproduction de biogaz, et donc la surpression qui déclenche l'ouverture de la soupape de sécurité.

      En raison de la variabilité du potentiel méthanogène des déchets alimentaires (qui peut être saisonnière par exemple), il est difficile de s'assurer que la suralimentation ne se produit jamais.
    - Limiter le stockage des déchets alimentaires avant leur traitement pendant des périodes prolongées. Les poches de conditions anaérobies peuvent conduire à l'autodigestion des déchets alimentaires, ce qui entraîne des émissions de biogaz dans l'atmosphère si le stockage se fait dans un environnement ouvert.

Les recommandations à formuler si l'exploitation n'est pas réalisée par les collectivités sont :

- Viser à ne s'associer qu'avec des entreprises qui peuvent démontrer un impact environnemental minimal lors du traitement des déchets alimentaires dans leur installation.

  De telles exigences en matière de performance environnementale pourraient être ajoutées au cahier des charges par les collectivités lorsqu'elles décident d'ouvrir un appel d'offre pour le traitement de leurs déchets alimentaires. Cette performance environnementale pourrait être indiquée par :

  - La présence de certaines caractéristiques technologiques qui sont mises en œuvre dans le seul but de réduire l'impact sur l'environnement
  - La volonté de participer aux chartes de bonnes pratiques et suivi (chartes AAMF[85], Contrat de progrès en cours de mise en œuvre piloté pour l'instant par GRDF). Cela ne concerne actuellement que les installations de digestion.
  - La réalisation d'une évaluation environnementale du projet d'installation selon la méthode Empreinte projet® de l'ADEME.

Réduire l'impact lors de l'utilisation des produits issus du traitement biologique

La méthode d'épandage du compost/digest contribue fortement aux différentes problématiques environnementales évaluées dans cette étude. Ceci est principalement dû à l'impact des émissions de NH_3 (émission très contributrice pour les catégories d'impact « particules fines », « acidification » et « eutrophisation terrestre »).

En général, **plus le compost/digestat est incorporé au sol et plus il l'est rapidement, plus l'émission de NH_3 est faible** et donc plus la contribution aux catégories d'impact étudiée est faible.

Outre le digestat, le processus de méthanisation produit également du biogaz, un vecteur énergétique qui peut être :

- soit brûlé directement pour produire de la chaleur et/ou de l'électricité,
- soit valorisé en biométhane et brûlé ensuite.

  La valorisation du biogaz en biométhane présente l'avantage supplémentaire de permettre l'injection dans le réseau de gaz naturel, ce qui conduit à la possibilité de consommer le biométhane ailleurs que sur le lieu de production.

  La minimisation de l'impact de la conversion en biométhane peut être assurée par :

  - La sélection de la technologie de valorisation ayant le moins d'impact sur l'environnement (différence entre les techniques de valorisation non étudiées dans la présente étude)
  - La limitation des pertes de biogaz/biométhane pendant la valorisation et l'injection (même si ces pertes sont tout à fait insignifiantes par rapport aux pertes de biogaz pendant le processus de digestion).

Utiliser l'ensemble du potentiel des produits

Les produits du traitement biologique ont le pouvoir de remplacer des alternatives d'origine fossile ou minérale. L'optimisation de leur utilisation doit donc être prise en compte dans le processus de décision lors de la définition de la configuration de la gestion des déchets alimentaires.

Il est très important de s'assurer que l'utilisation des produits biologiques entraîne une substitution effective des alternatives fossiles ou minérales, et qu'ils ne sont pas simplement ajoutés à ces alternatives (par exemple, l'utilisation de digestat sur les sols agricoles, mais en plus des engrais minéraux au lieu de les remplacer). Ce n'est que si une substitution efficace peut être assurée que les impacts environnementaux évités peuvent être attribués à la gestion des déchets alimentaires.

[85] https://aamf.fr/charte-aamf/

Quelques exemples :

- Construction d'une installation de biogaz à proximité des consommateurs locaux de chaleur,
- Utilisation ciblée du compost produit pour des applications où la tourbe est encore couramment utilisée comme amendement pour le sol, et où elle pourrait être remplacée par le compost,
- Utilisation adéquate du pouvoir fertilisant du digestat.

  Le digestat a une certaine teneur en éléments nutritifs qui est généralement peu connue et dès lors mal utilisée par les agriculteurs pour calculer la quantité d'engrais minéraux qui pourrait être remplacée par son utilisation sur les sols agricoles.

  Même si le digestat remplace efficacement les engrais minéraux, il convient de mentionner que cette substitution technique est conditionnée à l'adoption d'un ensemble de bonnes pratiques[86] : épandage du digestat au moment où les plantes ont besoin d'azote et pratiques pour limiter la volatilisation de l'azote. Une mauvaise gestion du digestat peut au contraire augmenter les risques de pollution de l'eau et de l'air et ne pas permettre de réduction de la consommation d'intrants de synthèse.

Lorsque la méthanisation est choisie comme option de traitement, deux produits principaux (le biogaz et le digestat) sont produits. Le choix de l'emplacement d'une telle installation doit tenir compte de l'utilisation optimale de ces produits. Les impacts potentiellement évités liés au digestat sont plus élevés que ceux du biogaz (comme indiqué au point 8.6). L'emplacement de l'installation de digestion (si exploitée par les collectivités) devrait être proche du lieu d'utilisation du digestat, principalement les zones agricoles. Concernant le biogaz, la valorisation en biométhane est préférée à l'utilisation directe dans la cogénération en raison de la flexibilité (injection dans le réseau de gaz naturel) accrue de ce biométhane et de l'augmentation de l'énergie non renouvelable évitée qui en résulte.

[86] https://www.iddri.org/fr/publications-et-evenements/decryptage/potentiel-de-biomethane-en-france-une-cartographie-des

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADEME. (2007a). *Audit des plates-formes de compostage de déchets organiques en France avec analyses de composts, d'eaux de ruissellement et bilan des aides ADEME au compostage des déchets verts.*

ADEME. (2007b). *Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine.* Département Gestion Biologique et Sols. Etude réalisée pour l'ADEME par SOGREAH.

ADEME. (2008). *Enquête nationale sur la gestion domestique des déchets organiques.* Étude réalisée pour l'ADEME par INDDIGO, LH2.

ADEME. (2009). *Enquete collecte 2007: analyse des distances parcourues par les véhicules de collecte et transport des ordures ménagères.*

ADEME. (2009a). *Enquête collecte 2007 : Analyse des distances parcourues par les véhicules de collecte et de transport des ordures ménagères.*

ADEME. (2009b). *Bilan des connaissances et analyse des impacts sanitaires et environnementaux du compostage domestique.* Étude réalisée pour l'ADEME par RDC-Environment et Vincent Nedellec Conseil.

ADEME. (2012a). *Etude des différents types de pratiques de gestion domestique des biodéchets.* Etude réalisée pour l'ADEME par L.M.Environnement et AWIPLAN.

ADEME. (2012b). *Guide méthodologique du compostage partagé (ou semi-collectif) : compostage en pied d'immeuble, de quartier...* Étude réalisée pour l'ADEME par INDDIGO, COMPOSTAGE ECO-CITOYEN, COMPOSTRI pour le RESEAU COMPOST CITOYEN & GESPER.

ADEME. (2012c). Programme de recherche ADEME sur les émissions liées au compostage-connaissances acquises et synthèse bibliographique.

ADEME. (2016). *Chaleur issue de la méthanisation, de réelles opportunités.* ADEME Éditions.

ADEME. (2018). *Matières fertilisantes organiques: gestion et épandage. Guide des bonnes pratiques.*

ADEME. (2018a). *Matières fertilisantes organiques : gestion et épandage. Guide des bonnes pratiques.* ADEME Éditions.

ADEME. (2021). *Les solutions de déconditionnement des biodéchets emballés et leurs performances.*

ADEME. (2023). *Déchets Chiffres clés, Edition 2023.*

ADEME MODECOM. (2007). *Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères.*

ADEME, BLEU SAFRAN. (2022). *Cadre de référence - ACV comparatives entre différentes solutions d'emballages.*

ADEME, EVEA, S3D. (2019). *Impacts environnementaux de filières de traitement biologique des déchets alimentaires: compostages et méthanisations.*

ADEME, IN NUMERI, Carpenè, L., & Haeusler, L. (2019). *Les réseaux de chaleur et de froid : état des lieux de la filière.* 87 pages.

ADEME, RDC Environment. (2019). *Impacts environnementaux de scénarios de valorisation énergétique des déchets des activités économiques.* 226 pages.

Adhikari. (2013). Adhikari, Bijaya K.; Trémier, Anne; Barrington, Suzelle; Martinez, José; Daumoin, Mylène. Gas emissions as influenced by home composting system configuration. *Journal of Environmental Management, 116*, 163-171. doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.008

AEA Technology. (2001). *Smith A, Brown K, Ogilvie S, Rushton K and Bates J ; Waste Management Options and Climate Change, final report for the european commission, DG Environment, AEA Technology.* Etude réalisée pour la Comission Européenne, DG Environnement par AEA Technology.

AJBD, CITEXIA, & ADEME. (2018). *Etude technico-économique de la collecte séparée des biodéchets.* 115 pages.

Andersen. (2010b). J.K. Andersen, A. Boldrin, T.H. Christensen, C. Scheutz. Green house gas emissions from home composting of organic household waste. *Waste Management, 30*(12), 2475-2482. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.004

Andersen. (2011). J.K. Andersen, A. Boldrin, T.H. Christensen, C. Scheutz. Mass balance and life cycle inventory of home composting of organic waste. *Waste Managemen, 31*(9-10), 1934-1942. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.004

Andersen. (2012). Andersen, A. Boldrin, T.H. Christensen, C. Scheutz. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark. *Waste Management*(32), 31-40. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.014

Angouria-Tsorochidou, E., Seghetta, M., Trémier, A., & Thomsen, M. (2022). Life cycle assessment of digestate post-treatment and utilization.

APESA. (2015). *APESA, OLENTICA, BIO Intelligence Service. Impacts sanitaires et environnementaux du compostage domestique.*

Beylot A, e. a. (2017). *WILCI: a LCA tool dedicated to MSW incineration in France. Proceedings of the 16th International waste management and landfill symposium.*

Boldrin. (2009). Boldrin A, Andersen JK, Moller J, Christensen TH, Favoino E. Composting and compost utilization : accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Ressources, 27*(8). doi: http://doi.org/10.1177/0734242X09345275

Brockmann. (2018). Brockmann D., Pradel M. & Hélias A. . 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. *Resources, Conservation and Recycling, 133*, 50-62. doi:https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.034

Compostaction. (2019). *Compostaction*. Retrieved 2019, from Compostaction: https://www.compostaction.org/compostage/compostage-partage

Déchaux, C., & Berger, S. (2015). *Bilan technico-économique et envirronemental des filières de post-traitement des digestats.*

Delgado. (2009). *End-of-Waste Criteria, Final Report* . JRC.

Esnouf, A., Brockmann, D., & Cresson, R. (2021). *Analyse du Cycle de Vie du biométhane issu de ressources agricoles* . INRAE Transfert.

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*. Luxembourg: Publication Office of the European Union.

European Commission. (2015). *PEF / OEF : Default data to be used to model distribution and storage.*

Favoino. (2008). Favoino E, Hogg D ; The potential role of compost in reducing greenhouse gases. *Waste management and Ressources, 26*(1), p. 61. doi: http://doi.org/10.1177/0734242X08088584

Francou, C., Linères, M., & Derenne, S. (2008). *Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on orgnaic matter transformations during composting.*

GRTgaz. (2022). *Panorama des gaz renouvelables 2022*.

INSEE. (2017, Janvier 1). *Les consommations d'énergie dans l'industrie en 2017. Résultats sur les secteurs d'activités de la NAF rév.2*. (INSEE) Retrieved Mai 31, 2019, from https://www.insee.fr/fr/statistiques/3702790?sommaire=3702794#titre-bloc-7

Jasim. (2003). *Jasim S., Smith S. ; The practicability of home composting for the management of biodegradable domestic solid waste.* University of London, Centre for Environmental Control and Waste Management, Department of Civil and Environmental Engineering.

Johansson. (2008). Johansson, K.; Perzon, M.; Froling, M.; Mossakowska, A.; Svanstrom, M. ; Sewage sludge handling with phosphorus utilization - life cycle assessment of four alternatives. *16*, 135-151. doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.12.004

JRC. (2011). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context.* Publications Office of the European Union.

Lléo. (2013). Lléo, Albacete, Barrena, Font, Artola, Sanchez ; Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of Cleaner Production, 47*, 70-76. doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.08.011

Marchand, M., & Aissani, L. e. (2012). *Odour and Life Cycle Assessment (LCA) in Waste Management: A Local Assessment Proposal.* Waste and Biomass Valorization.

Martinez-Blanco. (2010). Julia Martínez-Blanco, Joan Colón, Xavier Gabarrell, Xavier Font, Antoni Sánchez, Adriana Artola, Joan Rieradevall. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management, 30*(6), 983-994. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.023

Martinez-Blanco. (2013). Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Christensen, T.H. et al. ; Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for Sustainable Development, 33*(4), 721-732. doi:https://doi.org/10.1007/s13593-013-0148-7

Martinez-Blanco Julia, L. C. (2013). Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 721-732.

Pellerin, S., & Bamière, L. e. (2020). *Stocker du carbone dans les sols francais, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pou 1000 et à quel cout?*

Peltre, C., & al, e. (2012). *RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments.*

Porterfield, K., Hobson, S., Neher, D., Niles, M., & Roy, E. (2023). *Microplastics in compost, digestates, and food wastes: a review.*

Prasuhn. (2006). Erfassung der PO4- Austräge für die Ökobilanzierung SALCA Phosphor. *Agroscope*, 22.

Projet ECCOVAL. (2009). *Etat de l'art du compostage domestique.* Etude réalisée par Cle emagref, UHB-Crpcc-Laureps.

Rapport final ESCo Mafor. (2014). *Matières fertilisantes d'origine résiduaire .*

RDC Environment. (2019). *ACV comparative de sacs destinés à l'emballage de marchandises au point de vente autre que les sacs de caisse.*

RECORD. (2022). *Contribution des produits residuaires organiques à la sequestration du carbone dans les sols.*

Resse. (2013). Resse Anne; Tremier A. ; Evaluation de l'impact des quantités compostées en habitat individuel sur les ordures ménagères collectées par la collectivité. *Techniques Sciences Méthodes (TSM) numéro 9*, pp. 50-58.

Rincon. (2019). C.A. Rincón, A. De Guardia, A. Couvert, S. Le Roux, I. Soutrel, M. Daumoin, J. C. Benoist . Chemical and odor characterization of gas emissions released during composting of solid wastes and digestates. *Journal of Environmental Management, 233*, 39-53. doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.009

Smith, C., & al, e. (2021). *The earth's energy budget, climate feedbacks and climate sensitivity: supplementary material.* Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

SOeS. (2014). Consommation d'énergie, les exploitations agricoles consomment majoritairement des produits pétroliers. (C. général, & S. d. statistiques, Eds.) *Chiffres et statistiques, 517*, 3-4.

Solagro, INDDIGO. (2013). *Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation en France.*

Solagro, INRAE transfert. (2022). *Outil de calcul des émissions de GES de la production d'énergie par méthanisation suivant les règles de calcul prévues par la directive RED II - rapport méthodologique Version 2.*

Vazquez-Rowe, I., & al., e. (2015). *Environmental assessment of digestate treatment technologies using LCA methodology.*

Wang, F., & al, e. (2022). *Micro(nano)plastics and terrestrial plants: Up-to-date knowledge on uptake, translocation, and phytotoxicity.*

INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES

TABLEAUX

Tableau 1 : Principales caractéristiques des filières 20
Tableau 2 : Différents types de sacs évalués dans le cadre de cette étude 21
Tableau 3 : Catégories d'impacts potentiels étudiées (EF 3.1[22]) 38
Tableau 4 : Emissions de carbone considérées dans les 2 indicateurs relatifs au changement climatique 40
Tableau 5 : Scénarios de gestion territorialisée des déchets alimentaires (ADEME CDC de l'étude) 45
Tableau 6 : Répartition des biodéchets par origine en France en 2013 (Solagro, INDDIGO, 2013) et des déchets alimentaires (estimation de Solagro 2023) 47
Tableau 7 : Caractérisation des déchets alimentaires par origine pour l'unité fonctionnelle et type de territoire (calcul) 48
Tableau 8 : Composition des déchets alimentaires (ADEME, EVEA, S3D, 2019 & ecoinvent). A = valeur de l'étude précédente d'EVEA, C = valeur d'ecoinvent 49
Tableau 9 : Caractéristiques des sacs biodégradable pour la collecte séparée en porte-à-porte 51
Tableau 10 : Caractéristiques des sacs en plastique (100% pétrosourcé) pour la collecte séparée en porte-à-porte 52
Tableau 11 : Caractéristiques des bacs en plastique pour la collecte séparée en porte-à-porte 52
Tableau 12 : Caractéristiques de conteneur pour la collecte séparée en apport volontaire 53
Tableau 13 : Caractéristiques de conteneurs pour la collecte séparée en apport volontaire 54
Tableau 14 : Données relatives à la première phase de transport (collecte) des déchets alimentaires (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022) 55
Tableau 15 : Données à la deuxième phase de transport (transfert) des déchets alimentaires (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022) 55
Tableau 16: Données de la première étape de collecte des OMR (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022) 56
Tableau 17: Données de la deuxième étape de collecte des OMR (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022) 56
Tableau 18: Caractéristiques des sacs en plastique (100% pétrosourcé) pour la collecte OMR en porte-à-porte 57
Tableau 19 : Consommations pendant l'étape de déconditionnement (ADEME, 2021) 58
Tableau 20 : Statut concernant l'utilisation des données de la précédente étude pour les filières de compostage 59
Tableau 21 : Dimensionnement des filières de compostage (ADEME, EVEA, S3D, 2019). 59
Tableau 22 : Densité des déchets (ADEME, EVEA, S3D, 2019) 59
Tableau 23 : Caractéristiques des 2 types de bacs pour le compostage domestique 60
Tableau 24 : Caractéristiques des deux types de bac pour le compostage partagé (ADEME, 2012b) 61
Tableau 25 : Données utilisées pour modéliser le compostage industriel 62
Tableau 26 : Consommation d'énergie sur la plateforme de compostage industriel (ADEME, 2007a) 63
Tableau 27 : Quantité d'eau prise en compte pour le compostage (ADEME, EVEA, S3D, 2019) 63
Tableau 28 : Émissions dans l'air (ADEME, EVEA, S3D, 2019) et production de lixiviat lors du processus de compostage 64
Tableau 29 : Caractéristiques du transport et épandage pour le compost industriel 64
Tableau 30 : Méthode d'application du compost par filière de compostage 65
Tableau 31 : Valeurs d'émissions azotées et phosphorées prises en compte pour l'épandage des composts (ADEME, EVEA, S3D, 2019) et (Brockmann, 2018) 65
Tableau 32 : Valeurs d'émissions ETM prises en compte lors de l'épandage des composts (ADEME, EVEA, S3D, 2019) 66
Tableau 33 : Évitement de tourbe due à la production de compost 66
Tableau 34 : Données utilisées pour le stockage du carbone grâce au compost 67
Tableau 35 : Statut concernant l'utilisation des données de la précédente étude pour la filière de méthanisation 68
Tableau 36 : Répartition des intrants pour les deux filières de méthanisation (ADEME, EVEA, S3D, 2019) 68
Tableau 37 : Infrastructures propres au flux de traitement des DA pour la méthanisation agricole (ADEME, EVEA, S3D, 2019) 69
Tableau 38 : Infrastructures propres au flux de traitement des DA pour la méthanisation centralisée (ADEME, EVEA, S3D, 2019) 70
Tableau 39 : Facteurs d'émission retenus pour les différentes étapes de la méthanisation (1/2) 71
Tableau 40 : Facteurs d'émission retenus pour les différentes étapes de la méthanisation (2/2) 72
Tableau 41 : Paramètres clés pour la production d'énergie dans la filière de méthanisation 73
Tableau 42 : Transport et épandage des digestats 78

Tableau 43 : Valeurs d'émissions azotées et de phosphates prises en compte pour les digestats (ADEME, EVEA, S3D, 2019) et (Brockmann, 2018)..... 79
Tableau 44 : Valeurs d'émissions ETM prises en compte pour les digestats (ADEME, EVEA, S3D, 2019)... 79
Tableau 45 : Quantités de fertilisants et émissions associées évités lors de l'épandage (ADEME, EVEA, S3D, 2019)..... 80
Tableau 46 : Utilisation du biométhane 81
Tableau 47 : Données utilisées pour le stockage du carbone grâce au digestat.....81
Tableau 48: Teneurs maximales en inertes et impuretés dans les matières fertilisantes et supports de culture 82
Tableau 49 : Données sur les microplastiques dans le compost/digestat retenues pour cette étude 83
Tableau 50 : Type de valorisation de la chaleur issue de la combustion des déchets en unité d'incinération..... 86
Tableau 51 : Energie évitée par la valorisation de la chaleur issue de la combustion des déchets en unité d'incinération..... 87
Tableau 52 : Données relatives à la captation de gaz dans les installations de stockage..... 89
Tableau 53 : Utilisation du biogaz capté issu de l'installation de stockage..... 89
Tableau 54 : Energie évitée par la captation du biogaz issu de l'installation de stockage..... 89
Tableau 55 : Répartition par phase pour le « niveau 1 » de présentation des résultats - Impacts générés93
Tableau 56 : Répartition par phase pour le « niveau 2 » de présentation des résultats - Impacts évités potentiels..... 93
Tableau 57 : Critères de sélection des catégories d'impacts à évaluer en détail..... 96
Tableau 58 : Résultats totaux pour chaque filière de traitement biologique et principales catégories d'impacts 100
Tableau 59 : Contribution minimale et maximale des émissions d'azote aux catégories d'impact étudiées en détail. 102
Tableau 60 : Impacts générés - Gestion de proximité majoritaire (scénarios A) 105
Tableau 61 : Principales émissions à l'origine de la contribution aux différentes catégories d'impacts - Gestion de proximité majoritaire (scénarios A)..... 107
Tableau 62 : Impacts potentiellement évités en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion de proximité majoritaire - scénarios A – Valeurs absolues 108
Tableau 63 : Impacts potentiellement évités en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion de proximité majoritaire - scénarios A – Valeurs relatives 109
Tableau 64 : Impacts totaux nets - Gestion de proximité majoritaire - scénarios A.....110
Tableau 65 : Impacts générés - Gestion mixte - scénarios B..... 111
Tableau 66 : Principales émissions à l'origine de la contribution aux différentes catégories d'impacts - Gestion mixte - scénarios B 114
Tableau 67: Impacts potentiellement évités en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B – Valeurs absolues.....117
Tableau 68: Impacts potentiellement évités en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B – Valeurs relatives.....117
Tableau 69 : Impacts totaux nets des scénarios du territoire gestion mixte (scénarios B) – valeurs absolues 120
Tableau 70 : Impacts totaux nets des scénarios du territoire gestion mixte (scénarios B) – valeurs relatives 120
Tableau 71 : Impacts générés - Gestion centralisée majoritaire - Scénarios C 121
Tableau 72 : Principales émissions à l'origine de la contribution aux différentes catégories d'impacts - Gestion de proximité majoritaire - scénarios C..... 123
Tableau 73 : Evitements liés en lien avec les produits issus du traitement biologique - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C 124
Tableau 74 : Impacts totaux nets - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C 126
Tableau 75 : Facteurs d'émission des principaux gaz à effet de serre, pour les différentes catégories d'impact sur le changement climatique (CO2f = fossile, CO2b = biogénique) 126
Tableau 76 : Quantité de carbone stockée dans le sol pour le compost et le digestat, à un horizon de 100 ans..... 126
Tableau 77 : Résultats pour les catégories d'impact relatives au changement climatique (avec et sans CO_2 biogénique) 127
Tableau 78 : Résultats totaux nets pour les scénarios historiques et les scénarios théoriques « Gestion de proximité majoritaire – scénarios A » 135
Tableau 79 : Résultats totaux nets pour les scénarios historiques et les scénarios théoriques (Gestion mixte – scénarios B) 136
Tableau 80 : Résultats totaux nets pour les scénarios historiques et les scénarios théoriques moyens (scénarios B)..... 137
Tableau 81 : Résultats totaux nets pour les scénarios théoriques et historiques (gestion centralisée majoritaire – scénarios C)..... 138
Tableau 82 : Contribution des différentes phases pour les résultats des catégories d'impacts pertinentes 143

Tableau 83: Principales émissions et facteurs à l'origine de ces émissions 145
Tableau 84: Produits du traitement biologique et facteurs qui influencent leur potentiel de remplacement..... 146
Tableau 85 : Principales différences entre le traitement biologique et l'incinération/stockage pour les principales catégories d'impacts..... 148
Tableau 86 : Hiérarchie entre les scénarios du territoire "gestion de proximité majoritaire" (A)..... 149
Tableau 87 : Hiérarchie entre les scénarios du territoire "gestion mixte" (valeurs absolues) (B)..... 150
Tableau 88: Hiérarchie entre les scénarios du territoire "gestion centralisée majoritaire" (C) 151
Tableau 89: Problématiques étudiées au chapitre 8 153
Tableau 90 : Acteurs concernés par étape de la gestion des déchets alimentaires..... 155
Tableau 91 : Scénarios de collecte évalués..... 163
Tableau 92 : Quantité de déchets par phase dans les différents scénarios alternatifs..... 164
Tableau 93 : Gammes de valeurs des émissions étudiées pour le compostage domestique/partagé..... 167
Tableau 94 : Gammes de résultats du compostage domestique/partagé pour les catégories d'impact pertinentes 169
Tableau 95 : Influence des caractéristiques techniques sur les émissions de biogaz pendant la méthanisation 169
Tableau 96 : Résultats sur le changement climatique pour une tonne de déchets alimentaires traités par compostage industriel, méthanisation + injection de biométhane, et méthanisation + cogénération .. 172
Tableau 97 : Gammes d'émissions lors de l'épandage de compost/digestat..... 175
Tableau 98: Résultats LCIA pour la production d'un sac biodégradable 211
Tableau 99: Comparaison de la composition chimique des déchets alimentaires dans cette étude, et dans la base de données ecoinvent..... 215
Tableau 100: Composition des composts (incluant les ETM) et quantification des quantité de carbone stockés dans les sols..... 216
Tableau 101 : Données relatives à la première phase de transport (collecte) des déchets alimentaires dans les différents scénarios de collecte 220
Tableau 102: Données sur les techniques de réduction des poussières utilisées dans les incinérateurs en France..... 223
Tableau 103 : Consommations des réactifs pour la réduction des gaz acides, NOx et dioxines..... 224
Tableau 104: Données sur les techniques de réduction de polluants N et dioxines utilisées dans les incinérateurs en France. 224
Tableau 105: Consommations des réactifs par technique de réduction de polluants N et dioxines utilisées dans les incinérateurs en France 225
Tableau 106 : Facteurs d'émission polluants CO & COVNM 225
Tableau 107: Jeux de données utilisés afin de modéliser l'incinération..... 226
Tableau 108 : Jeux de données utilisés afin de modéliser l'installation de stockage 228
Tableau 109 : Facteurs de normalisation et pondération des impacts..... 229
Tableau 110: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par compostage domestique 232
Tableau 111: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par compostage partagé..... 233
Tableau 112: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par compostage industriel 234
Tableau 113 : Impacts évités potentiels du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par compostage industriel 236
Tableau 114: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation centralisée 236
Tableau 115 : Impacts évités potentiels du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation centralisée..... 238
Tableau 116: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation agricole – cogénération 240
Tableau 117 : Impacts évités potentiels du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation agricole - cogénération..... 241
Tableau 118: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation agricole – injection 242
Tableau 119: Impacts évités potentiels du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation agricole – injection..... 243
Tableau 120: Résultats normalisés et pondérés par scénario et catégorie d'impact..... 244
Tableau 121: Contribution relative par catégorie d'impact à l'impact environnemental total, par scénario (après pondération et normalisation)..... 245
Tableau 122: Contribution relative par catégorie d'impact à l'impact environnemental total, par scénario (après pondération et normalisation, sans les catégories de toxicité humaine) 247
Tableau 123: Impact du gaspillage alimentaire sur le changement climatique..... 249
Tableau 124: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion de proximité majoritaire et impacts générés)..... 250

Tableau 125: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion de proximité majoritaire et impacts évités potentiels) 251
Tableau 126: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion de proximité mixte et impacts générés) 253
Tableau 127: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion mixte et impacts évités potentiels) 255
Tableau 128: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion centralisée majoritaire et impacts générés) 256
Tableau 129: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion centralisée majoritaire et impacts évités potentiels) 257
Tableau 130: Comparaison des facteurs de caractérisation (EF3.1 v EF2.0) des principales émissions et catégories d'impacts 262
Tableau 131: Comparaison des différentes versions d'ecoinvent (v3.5 vs v3.9.1) pour les principaux jeux de données 263
Tableau 132: Principales raisons des différences entre les deux études 264
Tableau 133: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour le compostage domestique 265
Tableau 134: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour le compostage partagé 266
Tableau 135: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour le compostage industriel 267
Tableau 136: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour la méthanisation agricole - cogénération 268
Tableau 137: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour la méthanisation agricole - injection 269
Tableau 138: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour la méthanisation centralisée 270
Tableau 139: Évaluation qualitative des données primaires utilisées (sous forme agrégée) 272
Tableau 140 : Critères d'évaluation de la qualité des jeux de données secondaires 273
Tableau 141 : Critères de notation de la qualité des jeux de données d'inventaire du cycle de vie 273
Tableau 142 : Niveau global de la qualité des données selon les évaluations 274
Tableau 143 : Evaluation de la qualité des jeux de données utilisés dans le modèle 276

FIGURES

Figure 1 : Production des déchets en France en 2020 (ADEME, 2023) 10
Figure 2 : Composition des ordures ménagères résiduelles en 2017 (ADEME, 2023) 10
Figure 3 : Production des déchets organiques hors déchets de l'agriculture et de la sylviculture en France en 2013 (ADEME 2023) 11
Figure 4 : Collectivités territoriales en France métropolitaine et DOM au 1er janvier 2022 14
Figure 5 : Filières de traitement sélectif retenues (figure tirée de (ADEME, EVEA, S3D, 2019)) 22
Figure 6 : Relation entre valeur « amendante » et valeur fertilisante des produits résiduaires organiques (RECORD, 2022) 25
Figure 7 : Représentation schématique de l'évolution des stocks de C dans des sols soumis à des pratiques différentes et calcul du stockage additionnel (RECORD, 2022) 27
Figure 8 : Frontières du système étudié 34
Figure 9 : Frontières du système de référence 35
Figure 10 : Nature itérative de l'ACV (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010) 37
Figure 11 : Présentation visuelle du cycle du carbone biogénique en cas de traitement en mélange avec les OMR (gauche) et traitement biologique (droite) 41
Figure 12 : Quantités traitées par type de traitement dans les différents scénarios (ADEME CDC de l'étude) 46
Figure 13 : Différents types de récipient utilisés pour la collecte des déchets alimentaires suivant l'origine (hypothèses RDC) 51
Figure 14 : Synoptique du site de compostage industriel considéré (figure tirée de (ADEME, EVEA, S3D, 2019)) 62
Figure 15 : Synoptique de l'unité de méthanisation agricole considérée dans cette étude (figure tirée de (ADEME, EVEA, S3D, 2019)) 69
Figure 16 : Bilan énergétique pour la filière méthanisation agricole – cogénération 75
Figure 17 : Bilan énergétique pour la filière méthanisation agricole – injection 76
Figure 18 : Bilan énergétique pour la filière méthanisation centralisée – injection 77
Figure 19 : Schéma des flux de carbone dans une installation de stockage 88

Figure 20 : Présentation visuelle des quantités traitées par type de traitement dans les différents scénarios 90
Figure 21 : Présentation visuelle du 'niveau 1' des résultats - Impacts générés 92
Figure 22 : Présentation visuelle du 'niveau 2' des impacts évités potentiels 92
Figure 23 : Impact relatif par étape de la méthanisation sur les principales catégories d'impact - Cogénération 101
Figure 24 : Impact relatif par étape de la méthanisation sur les principales catégories d'impact - Injection 101
Figure 25 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion de proximité majoritaire (scénarios A) 106
Figure 26 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion de proximité majoritaire (scénarios A) 108
Figure 27 : Impacts potentiellement évités - Contribution des différentes phases - Gestion de proximité majoritaire - scénarios A 109
Figure 28 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion mixte - scénarios B (1/3) 112
Figure 29 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion mixte - scénarios B (2/3) 113
Figure 30 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion mixte - scénarios B (3/3) 113
Figure 31 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B (1/3) 115
Figure 32 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B (2/3) 116
Figure 33 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion mixte - scénarios B (3/3) 116
Figure 34 : Impacts potentiellement évités - Contribution relative des phases - Gestion mixte - scénarios B (1/3) 118
Figure 35 : Impacts potentiellement évités - Contribution relative des phases - Gestion mixte - scénarios B (2/3) 119
Figure 36 : Impacts potentiellement évités - Contribution relative des phases - Gestion mixte - scénarios B (3/3) 119
Figure 37 : Contribution relative des phases de la gestion des déchets alimentaires (impacts générés) - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C 122
Figure 38 : Contribution relative par option de traitement à l'ensemble des impacts générés par le traitement biologique - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C 124
Figure 39 : Impacts potentiellement évités - Contribution relative des phases - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C 125
Figure 40 : Quantité de carbone stockée dans le sol pour le compost (C100) et le digestat (D100), à un horizon de 100 ans 127
Figure 41 : Contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total - Gestion proximité majoritaire - scénarios A 128
Figure 42 : Contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total - Gestion mixte - scénarios B (1/2) 129
Figure 43 : Contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total - Gestion mixte - scénarios B (2/2) 129
Figure 44 : Contribution relative de chaque gaz à effet de serre au résultat total - Gestion centralisée majoritaire - scénarios C 130
Figure 45 : Flux de microplastiques par scénario 131
Figure 46 : Comparaison de la gestion de déchets alimentaires avec tri à la source - Gestion de proximité majoritaire – scénarios A vs avec les scénarios historiques 136
Figure 47 : Comparaison de la gestion de déchets alimentaires - scénarios historiques et scénarios théoriques (Gestion mixte – scénarios B) 138
Figure 48 : Comparaison de la gestion de déchets alimentaires avec tri à la source (territoire gestion centralisée majoritaire – scénarios C) avec les scénarios historiques 139
Figure 49 : Exemple de graphique « Range » obtenu avec RangeLCA (fictif) 157
Figure 50 : Résultats sur changement climatique pour 1 tonne de déchets alimentaires traités par compostage industriel (CI) ou méthanisation centralisée (MC) et gestion de proximité (compostage domestique) 159
Figure 51 : Impacts générés par les différents modes de collecte sur le changement climatique, pour une tonne de déchets alimentaires traitée par compostage industriel 164
Figure 52 : Impacts générés par les différents modes de collecte sur le changement climatique, pour une tonne de déchets alimentaires traitée par méthanisation centralisée 165
Figure 53 : Influence des émissions de deux gaz à effet de serre lors du compostage domestique/partagé sur la contribution au changement climatique 167

Figure 54 : Influence de la méthode d'application du compost (à gauche) et des émissions de NH3 pendant le compostage (à droite) sur les résultats totaux pour les particules fines 168
Figure 55 : Influence des améliorations techniques de la méthanisation sur le changement climatique, pour une tonne traitée par méthanisation centralisée 170
Figure 56 : Importance de la valorisation des produits de traitement biologique sur le changement climatique 172
Figure 57 : Influence de la méthode d'application du compost sur la catégorie d'impact « particules fines », pour une tonne de déchets alimentaires traités par compostage industriel 176
Figure 58 : Influence de la méthode d'application du digestat sur la catégorie d'impact « particules fines », pour une tonne de déchets alimentaires traités par méthanisation centralisée 176
Figure 59 : Exemple de graphique « Range » obtenu avec RangeLCA 206
Figure 60: Illustration de l'incertitude et la précision d'une comparaison 207
Figure 61: Exemple fictif de « graph Range Delta » 208
Figure 62: transformations d'azote dans le sol (ADEME, 2018) 212
Figure 63: Cycle du carbone dans une installation de compostage industriel (RDC Environment, 2019) 217
Figure 64 : Visualisation des frontières du système en mettant l'accent sur la méthode de collecte, dans le cas de base et dans le scénario alternatif 1. 222
Figure 65: Présentation visuelle des facteurs de pondération 230
Figure 66 : Stockage de carbone accumulé sur 100 ans grâce à l'épandage de compost et de digestat sur les sols agricoles. 248
Figure 67: Comparaison entre les scénarios A et les scénarios de gestion historique, pour les autres catégories d'impacts 258
Figure 68: Comparaison entre les scénarios B et les scénarios de gestion historique, pour les autres catégories d'impacts 259
Figure 69: Comparaison entre les scénarios C et les scénarios de gestion historique, pour les autres catégories d'impacts 260

SIGLES ET ACRONYMES

AAMF	Association des Agriculteurs Méthaniseurs de France
AC	Acidification
ACV	Analyse de cycle de vie
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
AFPIA	Association pour la Formation Professionnelle dans les Industries de l'Ameublement
APCA	Assemblée permanente des Chambres d'agriculture
BDD	Base des données
CC	Changement climatique
CD	Compostage domestique
CI	Compostage industriel
CIVE	Culture intermédiaire à vocation énergétique
CP	Compostage partagé
Conso éner.	Consommation d'énergie
DA	Déchets alimentaires
DCT	Déchets de cuisine et table
DV	Déchets verts
Ecotox.	Ecotoxicité eau douce
Eutr_e	Eutrophisation eau douce
Eutr_m	Eutrophisation marine
Eutr_t	Eutrophisation terrestre
Res_f	Ressources fossiles
Res_m	Ressources minérales
FEDEREC	Fédération Professionnelle des Entreprises du Recyclage
FNADE	Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement
FNCCR	Fédération nationale des collectivités concédantes et régie
FNSEA	Fédération nationale des syndicats d'exploitants agricoles
GMS	Grandes et moyennes surfaces
GRDF	Gaz Réseau Distribution France
ILCD	International Life Cycle Data
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

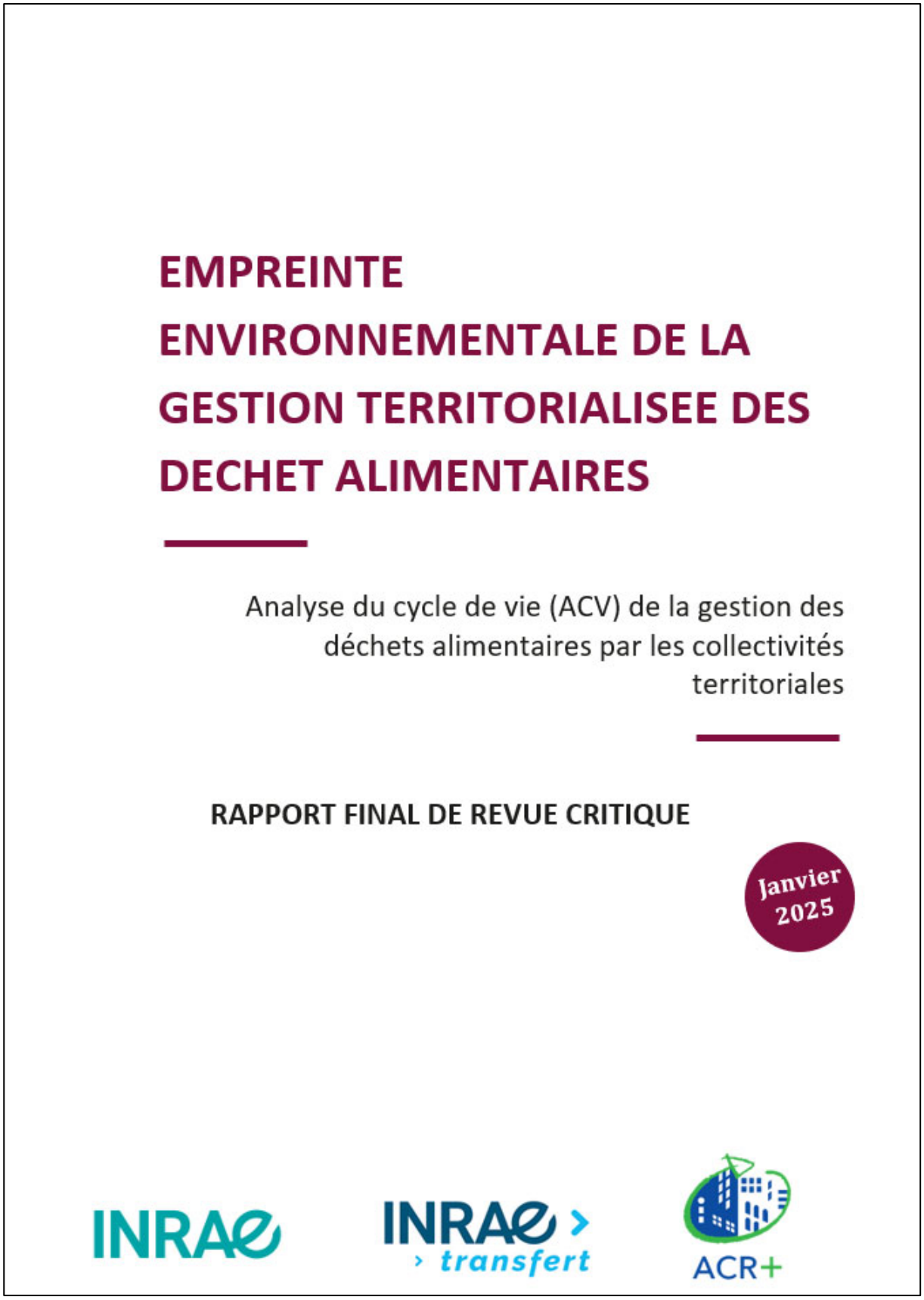
IR	Radiations ionisantes
ISO	International Organization for Standardization
JRC	Joint Research Center
LU	Usage des sols
MàF cogén.	Méthanisation à la ferme en cogénération
MàF inj.	Méthanisation à la ferme en injection
MC	Méthanisation centralisée (100 % injection)
N.C.	Non concerné
N.P.	Non précisé
OD	Diminution de la couche d'ozone
PM	Particules fines
POF	Formation d'O3 photochim
REFI	Résidus d'Epuration des Fumées d'Incinération
SYPREA	Syndicat des Professionnels du Recyclage par valorisation Agronomique
Tox_c	Toxicité humaine cancérigène
Tox_nc	Toxicité humaine non cancérigène
WU	Épuissement des ressources en eau

GLOSSAIRE

- Amendement : un produit avec une capacité à entretenir voire à augmenter les teneurs et stocks de matière organique dans les sols. Issu des matières organiques (déchets alimentaires, déchets verts, fumier…) traités par compostage ou méthanisation.
- Biogaz : un produit gazeux composé principalement de dioxyde de carbone (CO_2) et de méthane (CH_4), en raison de la présence de méthane, il a un contenu énergétique.
- Biométhane : Le biogaz peut être transformé en biométhane en éliminant le CO2 (qui n'a aucune valeur énergétique) pour obtenir un produit à forte teneur en CH4 (généralement >98 % de CH4). Ce biométhane peut ensuite être injecté dans le réseau de gaz naturel (en supposant qu'aucune autre impureté n'est présente en trop grande quantité et que l'indice de Wobbe permet l'injection).
- Compost : Le produit issu du processus de compostage des matières organiques. Il est appliqué sur les sols (agricoles) pour sa nature amendante.
- Compostage : Processus microbiologique se déroulant dans des conditions aérobies, utilisé pour traiter les déchets organiques. Le traitement donne un produit, le "compost", qui peut être utilisé comme amendement du sol.
- Digestat : les matériaux restants après le processus de méthanisation. En raison de la présence d'éléments nutritifs, il peut être utilisé comme engrais, soit par application directe, soit après un post-traitement
- Donnée spécifique (ou primaire): Valeur quantifiée issue d'une mesure directe ou d'un calcul à partir de mesures directes d'une activité ou d'un processus du cycle de vie du produit.
- Donnée générique (ou secondaire) : Valeur quantifiée d'une activité ou d'un processus de cycle de vie du produit obtenue à partir de sources autres que la mesure directe ou le calcul à partir de mesures directes.
- Engrais minéral : engrais dont les éléments nutritifs se présentent sous la forme de sels inorganiques obtenus par extraction minière et/ou par des procédés industriels physiques et/ou chimiques.
- Engrais organique : engrais dont les éléments nutritifs proviennent principalement de matières carbonées renouvelables d'origine végétale et/ou animale.
- Méthanisation : un processus microbiologique se déroulant dans des conditions anaérobies, utilisé pour traiter les déchets organiques. Le traitement produit du biogaz (avec une valeur énergétique due à la présence de méthane) et du digestat.

9. Annexes

9.1. Rapport de revue critique



REMERCIEMENTS

Le comité de revue critique remercie l'ADEME, RDC-Environment et Solagro pour la facilitation de la conduite de ce processus de revue critique au fil de l'eau.

CITATION DE CE RAPPORT

AISSANI Lynda, BROCKMANN Doris, BEL Jean-Benoît, 2025. Empreinte environnementale de la gestion territorialisée des déchets alimentaires – Analyse du cycle de vie (ACV) de la gestion des déchets alimentaires par les collectivités territoriales - Rapport final de revue critique. 9 pages

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME
ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 2022MA000050
Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par : RDC-Environment - Solagro
Coordination technique - ADEME : Thierry ROLLAND – Fabienne MULLER
Direction/Service : Direction Economie Circulaire (DECi) / Service Valorisation des Déchets (SVD)

SOMMAIRE

1. INFORMATIONS RELATIVES AU DEROULEMENT DE LA REVUE CRITIQUE 4

1.1. Composition du comité de revue critique 4
1.2. Déroulement de la revue critique 4

2. REMARQUES GENERALES 6

3. RESUME ET CONCLUSIONS 8

1. Informations relatives au déroulement de la revue critique

Le processus de revue critique selon les normes ISO 14040 et 14044, décrit dans ce document-ci, a eu lieu sur la période d'avril 2023 à janvier 2025, sur demande de l'ADEME qui est le commanditaire de l'étude « Empreinte environnementale de la gestion territorialisée des déchets alimentaires – Analyse du cycle de vie (ACV) de la gestion des déchets alimentaires par les collectivités territoriales ». Cette étude a été réalisée conjointement par les cabinets RDC-Environment et Solagro.

Le présent rapport de revue critique est basé sur le rapport final de l'étude. La version finale du rapport de revue critique est intégrée dans le rapport définitif de l'étude.

1.1. Composition du comité de revue critique

La composition du comité de revue critique est la suivante :

- Lynda AISSANI, Ingénieure de recherche et responsable de 2018 à 2024 de l'équipe de recherche SAFIR (Stratégies d'amélioration des filières et de réduction des impacts) de l'unité de recherche OPAALE (Optimisation des procédés en agriculture, agroalimentaire et environnement), INRAE Bretagne-Normandie. Elle assure la présidence de ce comité de revue critique et mobilise dans ce cadre son expertise sur l'évaluation par analyse du cycle de vie (ACV) des impacts environnementaux et sanitaires de la gestion des effluents et déchets organiques.
- Doris BROCKMANN, Responsable du Service Ecoconception d'INRAE Transfert Metys. En tant que membre du comité de revue critique, elle mobilise son expertise en ACV et valorisation des effluents organiques.
- Jean-Benoît BEL, Chef de projet Sénior ACR+, Association of Cities and Regions for Recycling and Sustainable Resource Management. En tant que membre du comité de revue critique, il mobilise son expertise sur les différentes modalités de gestion des biodéchets et leur évaluation environnementale.

1.2. Déroulement de la revue critique

L'étude soumise à revue critique a été réalisée dans le cadre d'un appel d'offre marché public lancé par l'ADEME en 2022. La finalité était de « comparer par la méthode ACV les traitements biologiques des déchets alimentaires ou de cuisine par divers modes de méthanisation ou de compostage en prenant en compte les spécificités territoriales ». Ont été entendus par spécificités territoriales : considération de la présence d'installation sur le territoire ou non, présence d'agriculteurs et adaptation à chaque zone d'habitat (densité et type d'habitat) et chaque typologie de producteurs (ménages, GMS…) au sein des différentes collectivités territoriales.

Précisément, les objectifs poursuivis sont les suivants :

- Mettre à jour les modèles d'évaluation environnementale développés dans le cadre de la précédente étude ADEME sur ce même sujet.
- Evaluer sur la base de l'ACV, les impacts environnementaux des scénarios théoriques de gestion des déchets alimentaires suite à un tri à la source par des collectivités territoriales « types » définis par l'ADEME et les directions régionales de celle-ci.
- Mettre en perspective les impacts environnementaux des scénarios théoriques de gestion des déchets alimentaires suite à un tri à la source par rapport aux scénarios historiques tels que l'incinération ou le stockage.
- Formuler des recommandations spécifiques pour les collectivités territoriales en termes de gestion des déchets alimentaires et cela afin de répondre à l'obligation réglementaire de tri à la source.

Le public visé par les résultats de l'étude est :

- Des techniciens et élus des collectivités territoriales avec la compétence collecte mais pas nécessairement la compétence traitement (AMORCE, FNCCR, …),
- Des salariés de l'ADEME,
- Des regroupements professionnels agricoles (APCA, AAMF…) et de traitement des déchets (FNADE, FEDEREC, …),
- Du Ministère de la transition écologique et solidaire et celui de l'agriculture et de l'alimentation.

Dès le début de l'étude, l'ADEME a souhaité une revue critique « au fil de l'eau » et a donc constitué le comité de revue critique. Cette revue critique au fil de l'eau avait pour objectif de disposer d'une critique constructive en temps réel de l'ACV réalisée permettant ainsi des modifications rapides et adaptées aux commentaires du comité de revue critique. Afin de communiquer efficacement au sein de ce travail de revue, il a été convenu :

- Des réunions régulières en visioconférence entre toutes les parties pour présenter et discuter des avancées et choix méthodologiques faits ;
- Des échanges de fichiers (rapports et compte-rendu de réunions) pour formaliser la réalisation de l'ACV et les commentaires du comité de revue critique ;
- Des échanges par email au sein du comité de revue critique pour arbitrer les commentaires majeurs et mineurs à faire remonter aux prestataires et commanditaire de l'étude.

Il y a eu cinq versions du rapport de l'étude avec, à chaque fois, un retour écrit et oral du comité de revue critique pour des demandes de modifications ou d'argumentations des choix méthodologiques et des apports d'expertises des membres du comité notamment sur les frontières des systèmes, l'unité fonctionnelle, les calculs d'émissions et les recommandations à l'issue de cette étude.

Ce rapport-ci de revue critique représente l'opinion du comité de la revue critique vis-à-vis de la dernière version du rapport final de l'étude.

2. Remarques générales

L'ensemble du processus de revue critique consiste à répondre à la procédure de revue critique selon la norme ISO 14044. Basée sur des questions mentionnées dans la norme, la revue critique lors de cette étude a répondu aux questions suivantes :

Les méthodes utilisées pour réaliser cette étude sont-elles cohérentes avec les objectifs et le champ de l'étude et en cohérence avec les normes ISO ?

- Réponse de la revue critique : Oui
- Commentaires : La méthode utilisée est l'ACV attributionnelle qui a été conduite en suivant les recommandations des normes, en déroulant les quatre étapes et en réalisant les choix méthodologiques associés. En accord avec l'injonction d'exhaustivité, les frontières des systèmes sont cohérentes et un grand nombre d'impacts a été évalué. Au regard des objectifs de l'étude poursuivi, l'approche attributionnelle est pertinente.

Les méthodes utilisées pour réaliser cette étude sont-elles valables d'un point de vue scientifique et technique ?

- Réponse de la revue critique : Oui
- Commentaires : L'étude a été conduite de manière valable scientifiquement avec :
    - Le déploiement d'une approche systématique de mise à jour des données et des hypothèses utilisées dans la précédente étude de l'ADEME (« Impacts environnementaux de filières de traitement biologique des déchets alimentaires : compostages et méthanisations - Rapport final 2019 ») ;
    - La réalisation des bilans matière et énergie des modèles réalisés lors de la conduite de l'inventaire,
    - Un choix argumenté des catégories d'impact et des méthodes de calcul associées,
    - Une interprétation des résultats sans parti pris.

  Un soin a été particulièrement apporté pour mettre en cohérence les expertises des différentes parties prenantes à cette étude (ADEME, prestataires, experts de la revue critique) sur les données et hypothèses de calcul.

Les données et les hypothèses utilisées dans cette étude sont-elles appropriées et raisonnables par rapport aux objectifs de l'étude ?

- Réponse de la revue critique : Oui
- Commentaires : Compte tenu des objectifs affichés et de la réponse à la question précédente, les données et les hypothèses utilisées sont relativement appropriées et raisonnables même s'il demeure complexe de conclure sur leur robustesse du fait d'une littérature scientifique et technique à la fois foisonnante en données mais complexe à utiliser car les liens aux hypothèses de calcul ne sont pas systématiquement faits dans la bibliographie utilisée. Les bilans matière ont été réalisés et les problèmes de bouclage de bilans parfois présents ont été explicités convenablement.

Les interprétations reflètent-elles les limites identifiées et les objectifs de l'étude ?

- Réponse de la revue critique : Oui
- Commentaires : Les limites de l'étude sont bien mentionnées au début du rapport et sont remobilisées pour l'interprétation des résultats. Il est à noter que les analyses de sensibilité menées ont été mobilisées de manière satisfaisante dans l'interprétation des résultats. Par ailleurs, certains bilans matière ne bouclant pas notamment sur les flux d'azote, les impacts associés aux flux azotés ont été nuancés. La problématique de comparabilité des filières a été questionnée.

Le rapport d'étude est-il transparent et cohérent par rapport aux objectifs de l'étude ?

- Réponse de la revue critique : Oui
- Commentaires : Le rapport est très structuré, clair et pédagogique pour permettre sa lecture a des non-spécialistes même si la complexité du sujet (gestion des déchets alimentaires au regard des spécificités territoriales) rend cette lecture néanmoins complexe. L'obligation de transparence a été totalement respectée que cela soit dans les choix méthodologiques faits, dans le choix des données d'inventaire et hypothèses utilisées et dans la présentation des résultats et de leurs limites. Le choix des indicateurs d'impacts pour lesquels des résultats sont présentés est justifié et questionné.

Les conclusions dans ce rapport, sont-elles compatibles avec les objectifs de l'étude ?

- Réponse de la revue critique : Oui
- Commentaires : Les conclusions sont décrites dans le chapitre 7 du rapport, d'abord scénario par scénario puis au regard des scénarios de gestion historiques incinération et stockage. Une série de 10 conclusions sont présentées balayant les catégories d'impacts importantes, les étapes du cycle de vie les plus contributrices aux impacts environnementaux, le positionnement par rapport à la gestion historique et la contribution des filières au sein des scénarios territoriaux. Les limites et la qualité des données utilisées sont renseignées de manière explicite permettant au lecteur de mesurer leur impact sur les résultats et les conclusions associées. Comme attendu la gestion historique se révèle dans la majorité des cas moins impactante. En effet, le traitement biologique et l'épandage sont les pourvoyeurs d'une majorité d'impacts. La collecte séparée, selon ses modalités, modifie la hiérarchie des scénarios. La considération des impacts évités peut permettre la compensation des impacts générés. Enfin, la prévention des déchets alimentaires via l'atténuation du gaspillage reste le moyen le plus robuste pour l'atténuation des impacts.

  Dès lors, les objectifs de l'étude apparaissent mesurés et raisonnables en termes de production de résultats interprétables pour hiérarchiser les scénarios entre eux et au regard des scénarios de gestion historique et en termes de génération de conclusions.

  La non-considération de l'efficacité du tri à la source apparaît être un choix limitant. La variabilité non considérée de cette efficacité pourrait remettre en cause les hiérarchies. Même si cette considération apparaît complexe, elle apparaît indispensable désormais pour être capable de faire le lien entre la mise en œuvre d'un service (composteur, collecte en point d'apport volontaire ou en porte-à-porte) et les traitements associés et ainsi avoir une approche globale concernant à la fois l'efficacité sociotechnique d'une filière et sa performance environnementale.

  Par ailleurs, la dualité entre impacts générés et impacts potentiellement évités reste difficile à résoudre et conduit à l'écueil commun de la difficulté de comparaison de filières générant de manière différentes des co-fonctions techniques (valorisation matière et énergie) pour certaines comme la méthanisation ou l'incinération et des co-fonctions non-techniques (sociales et sociétales) pour d'autres comme le compostage domestique et de proximité. Concernant les co-fonctions techniques prises en compte dans cette ACV, les valorisations énergétique et matière potentielles répondent plutôt à un paradigme croissantiste de la production énergétique et de l'usage d'intrants. Les premières s'ajoutent au mix énergétique, mais ne se substituent que rarement aux énergies fossiles et les seconds sont support à une agriculture plutôt intensive basée sur le rendement. Il ne faut donc pas confondre ces impacts potentiellement évités avec des bénéfices environnementaux, car ils ne restreignent pas les impacts générés qui sont d'un autre registre, réel celui-là. Par ailleurs, pour une plus grande équité et justesse de la comparaison, une considération des co-fonctions non-techniques de type social/sociétal aurait pu être envisagée et notamment basée sur la réflexion des scénarios territoriaux. Même si cette question semble complexe et qu'un effort a été réalisé pour intégrer une différenciation territoriale, cette présente ACV ne fait que conforter les résultats attendus mais en passant encore à distance du dialogue nécessaire désormais en ACV entre fonctions techniques et non-techniques apportés par les différentes filières pour augmenter la portée des résultats et aider aux décisions de manière plus opérationnelle et dans une logique sociotechnique.

Les recommandations dans le rapport, sont-elles compatibles avec les objectifs de l'étude ?

- Réponse de la revue critique : Oui
- Commentaires : Les recommandations font l'objet d'un chapitre spécifique (8) bien structuré et explicité qui reprend pour chaque résultat de l'ACV menée à quelles questions ces résultats apportent une réponse et si les collectivités peuvent influencer les paramètres dont les résultats sont dépendants et le cas échéant comment. En synthèse, les avantages et désavantages environnementaux sont présentés par grande étape des différentes filières évaluées. Suivent des recommandations générales d'amélioration pour chaque scénario territorial « type » et si et comment les collectivités peuvent les mettre en œuvre. Même si ces recommandations sont honnêtes au regard des enseignements de cette ACV, elles se limitent pour la plupart à des recommandations techniques majoritairement dans les mains des exploitants et peu dans celles des collectivités. La nature des recommandations est dépendante de la façon dont a été réalisée l'ACV : unité fonctionnelle, hypothèses et scénarios territoriaux. A la lumière de ces éléments, il était attendu que les résultats conduisent à peu de recommandations opérationnelles pour les collectivités et conduisent essentiellement à une consolidation des précédents enseignements sur la nature technique des améliorations environnementales même si la différenciation territoriale opérée permet de nuancer ces résultats.

  Dès lors, les objectifs de l'étude apparaissent mesurés et raisonnables quant à la délivrance de recommandations au regard de la difficulté de réalisation et d'interprétation des résultats. La portée des résultats est limitée mais l'étude a permis d'alimenter relativement honnêtement des recommandations d'améliorations environnementales au regard des filières évaluées, des scénarios territoriaux pris en compte et des limites de l'étude.

3. Résumé et conclusions

La revue critique ayant été réalisée au fil de l'eau a permis une amélioration en temps réel de l'étude ACV et donc du rapport et une construction d'un certain nombre de consensus entre les prestataires, le commanditaire et le comité de revue critique. La réalisation de l'étude est en accord avec les normes internationales ISO 14040 et 14044. Les étapes de l'ACV ont été respectées et les choix méthodologiques effectués. Les objectifs poursuivis ont été atteints permettant ainsi :

- Une mise à jour de la précédente étude permettant ainsi l'amélioration de l'inventaire de la précédente étude dont la faiblesse avait été soulevée ;
- Une considération des spécificités territoriales via la densité et la typologie de l'habitat ;
- La génération des résultats permettant la hiérarchie des scénarios par rapport à une gestion historique ;
- La production de recommandations précises et explicites.

En tant que comité de revue critique et au regard de l'ensemble de ces éléments, la diffusion de cette étude ACV attributionnelle pour l'évaluation des impacts environnementaux des filières de méthanisation et de compostage permettant la valorisation des déchets de cuisine et de table des ménages nous apparaît justifiée dans un cadre informationnel. Dans une finalité d'aide à la décision pour les collectivités comme avancée dans le rapport ACV, il nous semble que certains éléments méthodologiques mais aussi contextuels sont limitants pour satisfaire cette finalité. Un des principaux points méthodologiques est la définition de l'unité fonctionnelle ne prenant pas en compte l'efficacité du tri à la source. Même si l'unité fonctionnelle proposée est relativement bien opérante pour comparer des filières de traitement en prenant comme hypothèse que l'efficacité du tri à la source n'est ni dépendante du type de collecte ni du type de traitement mis en œuvre par la suite, elle reste forte et pourrait conduire à des choix de filières au regard d'une performance associée non réaliste du tri à la source. Dès lors, cette réduction de complexité dans la définition de l'unité fonctionnelle est compréhensible dans le cadre de cette étude mais limitante pour la prise de décision sur la base de ses résultats.

La précédente étude avait mis en évidence, dans ses conclusions, les atouts et faiblesses de chacune des filières prises indépendamment et le besoin de considération de leur complémentarité et de leur rôle sur les territoires pour apporter des éléments utiles à la décision publique. Cette présente étude a tenté, de manière mesurée, de prendre en considération les spécificités locales en s'appuyant sur trois scénarios territoriaux « types » (Gestion de proximité majoritaire, Gestion centralisée majoritaire et Gestion mixte) censés représenter une typologie territoriale différenciée en termes de densité et type d'habitats impactant les modes de collecte et de traitement des déchets alimentaires. Pour chacun de ces scénarios, des variantes sont proposées pour illustrer une diversité de combinaisons possibles entre type de collecte et traitement. Ce travail est un premier pas conséquent vers une territorialisation nécessaire de l'évaluation environnementale de la gestion des déchets alimentaires des collectivités dans un objectif d'aide à la décision publique à l'échelle locale. Il met en évidence le lien entre spécificité territoriale liée à la typologie d'habitat et les résultats environnementaux des modes de collecte et de traitement associés. Il constitue dès lors une première approche pertinente pour délivrer des résultats utiles dans la prise de décision publique. Cependant, pour des raisons de simplification évidente, la considération du contexte territorial n'a pas inclus l'historique des territoires et notamment leur dépendance à certains sentiers (pratiques ou installations conséquentes déjà existantes, portées politiquement ou socialement). Cet historique limite en réalité fortement la marge de manœuvre des collectivités dont le panel d'options s'avère alors restreint. Mettre en évidence cette restriction et la manière de la lever (leviers territoriaux actionnables) pourrait être une prochaine étape pour rendre les résultats d'ACV plus opérants pour les collectivités et les habitants.

Enfin, l'enjeu de considération de la multifonctionnalité des filières reste en suspens et constitue le plus gros verrou à une exploitation pleine et entière des résultats concernant la hiérarchie des scénarios. Même si une grande majorité des co-fonctions techniques de valorisation matière et énergie sont considérées, elles aboutissent à des impacts évités dont il est difficile d'évaluer l'effectivité. Les co-fonctions techniques non considérées sont celles concernant l'usage agricole du compost et du digestat notamment sur l'amélioration de la qualité du sol et du rendement des cultures. Quant à la non-considération des co-fonctions non-techniques (sociales et sociétales), cela entraine une géométrie variable de modélisation des filières handicapant de fait les filières moins centralisées qui jouent néanmoins un rôle social important.

Au final, les résultats produits et les conclusions et recommandations délivrées sont conformes tant dans les modalités de réalisation de l'ACV qu'en comparaison aux résultats obtenus dans d'autres études similaires. Cependant, même si l'effort de territorialisation est notable et conséquent au regard de la complexité de l'enjeu, la portée des résultats reste encore réduite quant à leur usage en aide à la décision à l'échelle des collectivités territoriales mais la trajectoire de cette complexification a été prise et nous, membres du comité de la revue critique, la soutenons.

9.2. Logiciel Range LCA

9.2.1. Introduction

Le logiciel utilisé pour calculer les résultats est RangeLCA (outil développé par RDC Environment).

Le logiciel calcule automatiquement :

- Les résultats moyens d'impact correspondant à la moyenne des résultats obtenus pour l'ensemble des combinaisons aléatoires de paramètres ;
- Les résultats obtenus pour chacune des combinaisons de paramètres (par exemple, 1000 combinaisons) ; ces résultats peuvent être portés en graphe en fonction de la valeur d'un des paramètres variables du modèle ; ces graphes dits « Range » permettent d'évaluer la sensibilité des résultats par rapport au paramètre mis en abscisse ;
- Le classement de l'ensemble des paramètres par ordre décroissant de sensibilité du modèle ; le logiciel permet ainsi de déterminer la sensibilité des différents résultats à chaque paramètre variable du modèle, tous les autres paramètres restant variables (et non pas, classiquement, tous les autres paramètres étant fixes).

Ce type de résultats permet de s'assurer une analyse précise et complète du système étudié. En effet, le logiciel permet d'étudier un grand nombre de scénarios possibles.

En pratique, cela permet de :

- Créer des graphes « Range » pour :
    - Identifier les résultats possibles (valeurs minimum et maximum) ;
    - Évaluer la probabilité des scénarios étudiés ;
    - Exprimer sous forme de graphes, la sensibilité des résultats pour un paramètre précis (pente de droite de régression linéaire).
- Déterminer tous les liens de causalité entre les variables du modèle ;
- Identifier le point critique (ou zone critique) d'inversion des conclusions ;
- Identifier la liste des paramètres les plus sensibles (automatiquement calculés par le logiciel).

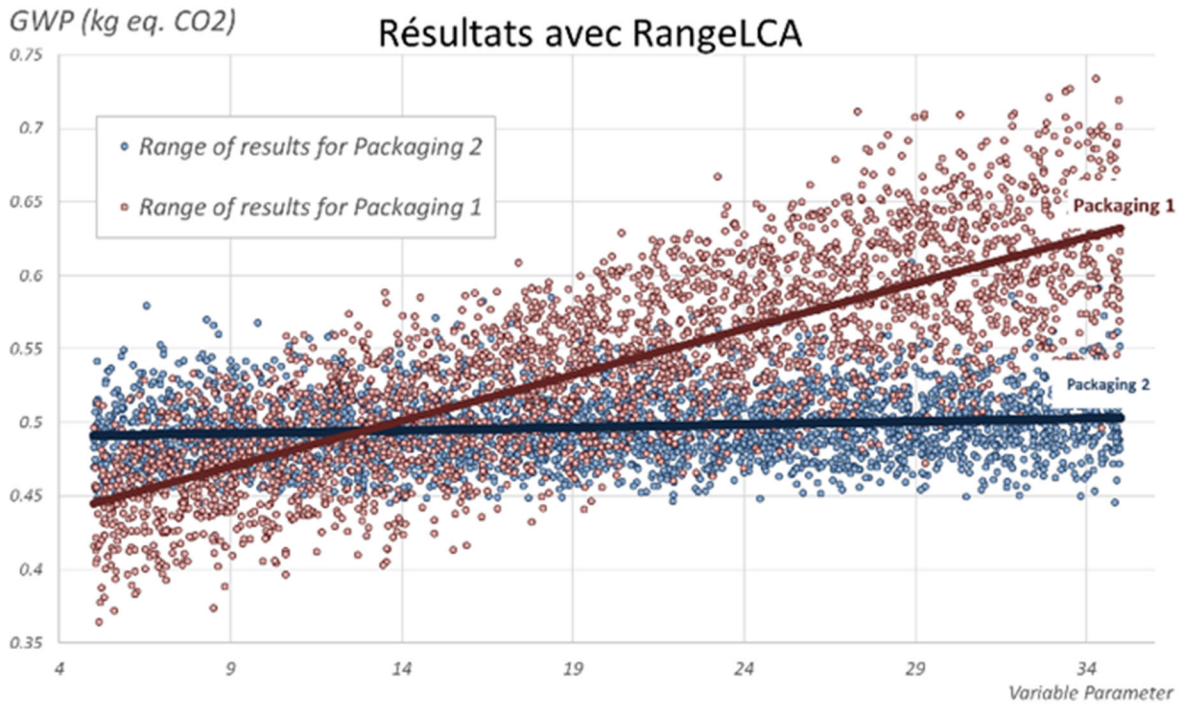


Figure 59 : Exemple de graphique « Range » obtenu avec RangeLCA

Les clés d'interprétation des résultats sont les suivantes :

- Chaque point correspond à un résultat pour un ensemble spécifique de paramètres fixes. Ainsi, tous les résultats correspondant à tous les paramètres potentiels de combinaison de variables du modèle sont représentés sur cette figure
- Plus la ligne de tendance est raide, plus les résultats sont sensibles au paramètre présenté sur l'axe de la coordonnée X
- Le degré de dispersion verticale (largeur de la bande de points) correspond directement à l'importance relative de la variabilité résiduelle.

9.2.2. Étude de sensibilité de RangeLCA

1. Modélisation par l'ACViste

Le modèle contient des fourchettes de valeurs. Ces fourchettes sont indiquées dans ce rapport. La distribution statistique uniforme est la distribution principalement utilisée dans cette étude. Ce choix découle du fait que l'étude se veut générique, et non spécifique à l'étude de certaines dominantes de marché. Par ailleurs, la collecte de données n'a pas permis d'identifier avec précision la distribution des données considérées (par exemple les taux des fuites lors de la méthanisation, les émissions de N2O lors du compostage…), et ses caractéristiques (moyenne, écart-type). Il est cependant à noter que le choix de cette distribution n'a pour seule incidence sur les résultats qu'un nombre d'itérations de calculs homogène est considéré pour toutes les valeurs, y compris les valeurs plus extrêmes. Nous attirons donc l'attention du lecteur ou de la lectrice sur le fait que les points et zones de basculement identifiés dans le cadre de cette étude ne sont pas conditionnés par ce choix de distribution, et qu'aucune interprétation ne devrait être effectuée à partir de la densité des nuages de points pour des valeurs d'abscisses spécifiques.

2. Simulation Monte Carlo

Le logiciel va fixer aléatoirement une valeur pour chaque variable entrée dans le modèle selon la probabilité statistique définie (ici, la distribution statistique uniforme).

Le logiciel va répéter cette opération pour un nombre d'itérations fixées (1000 itérations).

3. Le logiciel classe les paramètres influents par ordre décroissant (du plus sensible au moins sensible)

Ce classement est basé sur le calcul de la ligne de tendance pour chaque paramètre variable

En pratique, pour classer les paramètres sensibles, le logiciel calcule un facteur de corrélation basé sur le modèle standard des moindres carrés linéaires. Un paramètre est considéré comme sensible lorsqu'il existe une forte corrélation entre ce paramètre et les résultats.

4. La détermination des paramètres dits « sensibles » reste à l'appréciation de l'ACViste

9.2.3. Suppression de la variabilité commune à deux scénarios comparés

Des fourchettes de valeur influencent la variabilité globale d'un scénario mais ne reflètent pas l'exactitude d'une comparaison entre deux scénarios. En effet, les mêmes données peuvent influencer deux scénarios comparés de la même manière et donc toujours conduire aux mêmes conclusions malgré leur variabilité. Par exemple et de manière simplifiée, pour comparer les impacts de deux emballages de masses différentes mais pour lesquels les données de transport sont les mêmes, il est possible de comparer les impacts des deux options pour une même itération de calcul (isolant de fait les impacts liés par exemple au changement de masse, en annulant ceux du transport qui contribuent de même manière pour les deux options).

Ce concept est illustré dans la figure ci-dessous :

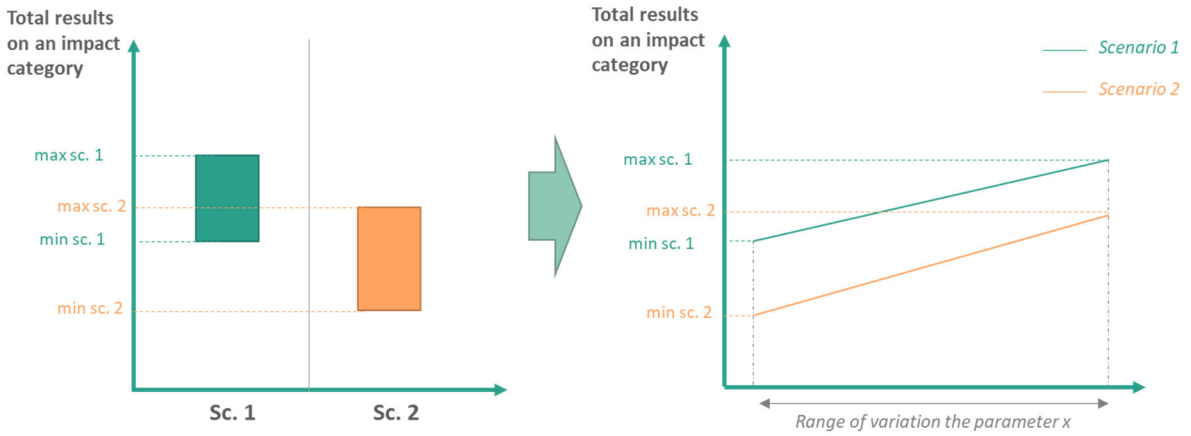


Figure 60: Illustration de l'incertitude et la précision d'une comparaison

Ainsi, lorsque deux nuages de points sur un « graphe Range » se touchent, il est nécessaire de passer par un « graphe Range Delta ». En faisant la soustraction entre les deux nuages de points[87], la variabilité commune aux deux scénarios est supprimée, permettant d'identifier l'éventuel point de changement de conclusion.

[87] RangeLCA a la particularité de conserver la valeur aléatoire définie dans une itération donnée après une simulation Monte Carlo, quelque soit le scénario étudié tant que le paramètre est identique entre les deux scénarios

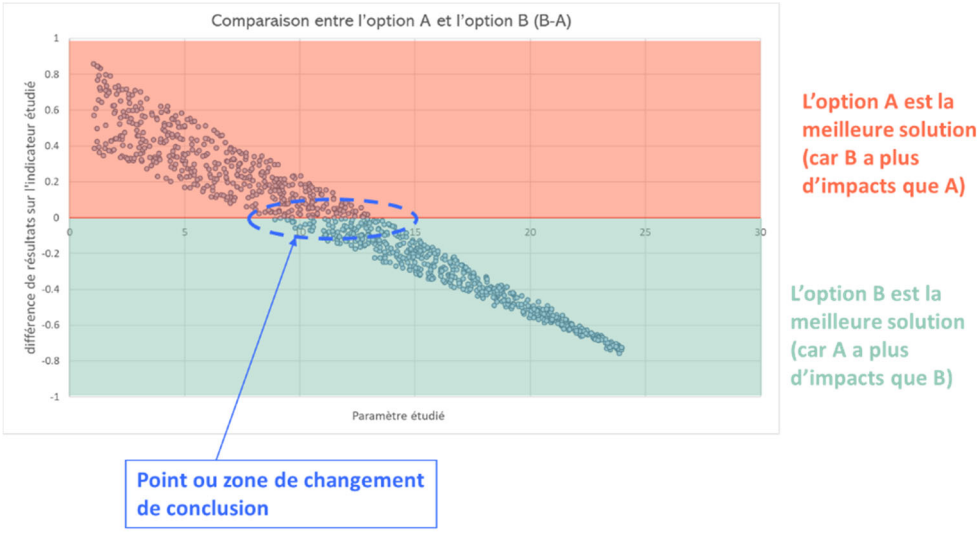


Figure 61: Exemple fictif de « graph Range Delta »

Il est à noter que l'interprétation des graphes range-delta permet d'identifier l'avantage d'une solution par rapport à l'autre, mais ne permet pas à elle seule d'évaluer l'ampleur de cet avantage au regard des impacts généraux des deux solutions. A ce titre, elle ne se substitue donc pas à l'analyse des contributions aux catégories d'impact, ou à l'analyse des graphes range "classiques" (qui permet notamment d'apprécier l'influence du paramètre d'intérêt, ou d'autres paramètres influents, sur les résultats observés).

9.3. Calculs cut-off

Tous les calculs présentés ci-dessous concernent la catégorie d'impact « changement climatique » :

Paramètre	Critère massique	Critère carbone
Seau (récipient pour collecter les déchets alimentaires)	Seau[88] de 5l et poids de 0.215 kg en plastique (HDPE) avec une durée de vie de 10 ans (assomption), au cours de laquelle il sera utilisé pour stocker un poids total de 1826 kg[89] de déchets alimentaires. L'impact environnemental de 0.55 seau (1000/1826) est alloué à l'unité fonctionnelle. Ce qui donne un total de 0.12 kg (0.012% par rapport à une tonne de déchets alimentaires collectés)	1.9 kg CO2-eq./kg HDPE[90] x 0.215 kg x 0.55 = 0.22 kg CO2-eq. ce qui représente moins de 1 % de l'impact total sur cette catégorie d'impact

[88] https://www.hubo.be/fr/p/curver-seau-5l-gris/136407/
[89] 10 ans x 83 kg/personne*ans x 2.2 personnes par ménage
[90] LCIA résultat pour « polyethylene production, high density, granulate, RER »

Gants utilisés lors du compostage industriel	Une paire de gants d'un poids de 0.2 kg (assomption) en polyamide[91] avec une durée de vie de 5 ans (assomption). Utilisée par l'un des cinq (assomption) travailleurs de l'installation de compostage, d'une capacité de 2857 t/an. L'impact environnemental de 0.00035[92] paire de gants est alloué à l'unité fonctionnelle. Ce qui donne un total de 0.07g (<0.0001% par rapport à une tonne de déchets alimentaires collectés)	Impact : 6.6 kg CO2-eq./kg PA[93] x 0.2 kg PA x 0.00035 = 0.00046 kg CO2-eq. ce qui représente moins de 0.001 % de l'impact total sur cette catégorie d'impact

[91] https://www.seton.be/nl/werkhandschoenen-katoen-polyamide-schimmelwerend.html?gclid=CjwKCAjwrranB-hAEEiwAzbhNtWPRfkIBFOBPDI2Po5Md_3tPm2IvbPDe0aWwsxAKpNF0q0Hq4EOKwhoCEnAQAvD_BwE&gclsrc=aw.ds#10EEA004

[92] (1 paire de gants/travailleur x 5 travailleurs x une tonne DA) / (2857 t DA/ans * 5 ans)

[93] LCIA résultat pour "Polyamide (Nylon) 6, EU-27"

9.4. Modélisation du transport routier avec COPERT

Les impacts environnementaux du transport par camion comprennent :

- Les émissions liées à la production et à l'approvisionnement de carburant ;
- Les émissions directes lors de la combustion du carburant,
- Les infrastructures.

Consommation de carburant et émissions directes :

La consommation de carburant et les émissions dans l'air sont déterminées avec la méthodologie COPERT 5.

COPERT 5 est un outil de calcul des émissions polluantes imputables au transport routier. Il permet d'estimer les émissions des polluants majeurs (CO, NOx, VOC, PM, NH3, SO2, métaux lourds) produits par les différentes catégories de véhicules (de la voiture au semi-remorque) ainsi que les émissions de gaz à effet de serre (CO2, N2O, CH4).

COPERT 5 donne la consommation du camion chargé à 100%. Pour calculer la consommation réelle, on considère que 70% est fixe et que 30% est fonction de la masse effectivement transportée par le camion.

L'inventaire de cycle de vie utilisé pour la consommation de carburant est le suivant : « market for diesel, low-sulfur, EU w/o CH, EI v 3.9.1».

Les normes d'émissions respectées par la flotte de camions modélisés sont réparties selon les règles suivantes :

- 11% Euro 3
- 19% Euro 4
- 28% Euro 5
- 46% Euro 6

Source : Estimation basée sur les données d'âge des véhicules en 2017 en Europe par Eurostat

La méthode COPERT 5 établit des consommations de diesel par kilomètre parcouru en fonction des voies empruntées. Une différenciation est également faite sur le lieu d'émission (densité de population faible pour les zones rurales et voies rapides et densité forte pour les zones urbaines).

Les voies empruntées par défaut par les camions modélisés sont à (hypothèse) :

- 5% en zone urbaine,
- 15% en zone rurale,
- 80% en voie rapide.

Infrastructures

L'inventaire de cycle de vie des infrastructures est défini pour un camion moyen et est exprimé en v.km (véhicule x kilomètres). L'ICV est basé sur le rapport n°14 d'Ecoinvent – Transport.

Les infrastructures inclues sont la production du camion, son entretien et sa fin de vie ainsi que la fabrication des routes, l'entretien et la fin de vie.

9.5. Résultats LCIA pour les sacs biodégradables

Les résultats LCIA sont présentées dans le Tableau 98, ces résultats sont valable pour un sac avec une volume de 20l et un poids de 10.15g.

Catégorie d'impact	Unité	Résultat pour un sac
Changement climatique	kg CO2 eq	2,15E-02
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq	1,31E-02
Toxicité humaine, effets cancérogènes	CTUh	5,20E-09
Toxicité humaine, effets non- cancérogène	CTUh	2,45E-10
Particules fines	Disease incidence	6,88E-09
Radiations ionisantes	kBq U235 eq	1,24E-09
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq	6,85E-03
Acidification	mol H+ eq	8,13E-05
Eutrophisation terrestre	mol N eq	1,67E-04
Eutrophisation eau douce	kg P eq	3,34E-04
Eutrophisation marine	kg N eq	5,47E-06
Écotoxicité, eau douce	CTUe	5,31E-05
Usage des sols	Points	1,79E-02
Épuisement des ressources en eau	m^3 eq	9,01E-01
Ressources minérales	kg Sb eq	7,93E-06
Ressources fossiles	MJ	8,71E-08

Tableau 98: Résultats LCIA pour la production d'un sac biodégradable

9.6. Émissions azote en raison d'épandage de compost/digestat

Une fois épandu, l'azote contenu dans le compost/digestat subit une cascade de transformations qui le rendent disponible pour la plante (ADEME, 2018):

- Ammonification : les matières organiques subissent une dégradation qui conduit à la fabrication d'humus et d'ammoniac. Cette phase est due aux micro-organismes des sols et des eaux, en conditions aérobie et anaérobie.
- Nitrification : La nitrification est l'oxydation de l'ammonium (NH4+) en nitrate (NO3-). Elle s'effectue en conditions aérobies dans un délai pouvant aller de quelques jours à quelques semaines. Le nitrate est la principale forme d'azote assimilée par les plantes.
- Dénitrification : La dénitrification permet la réduction du nitrate en diazote (N2) sous l'action de certaines bactéries en conditions d'anaérobiose. Si elle est partielle, elle aboutit à la formation d'oxydes gazeux (NO) et de protoxyde d'azote (N2O).
- Volatilisation : L'ammoniac (NH3) est émis par le sol ou le compost/digestat à partir de l'ammonium (NH4+), en contact avec l'air. C'est un processus liés aux équilibres physiques et chimiques, sans intermédiaires biologiques. Les techniques d'enfouissement sont donc très efficaces pour réduire la volatilisation.
- Lixiviation et drainage : Les nitrates sont très mobiles dans le sol et peuvent être entraînés par les eaux de pluies vers les nappes d'eau souterraines par lixiviation et vers les eaux de surface par drainage. Pour éviter des pertes trop importantes, l'apport de compost/digestat doit être raisonné en fonction de ces processus, du taux de minéralisation et du besoin des plantes.

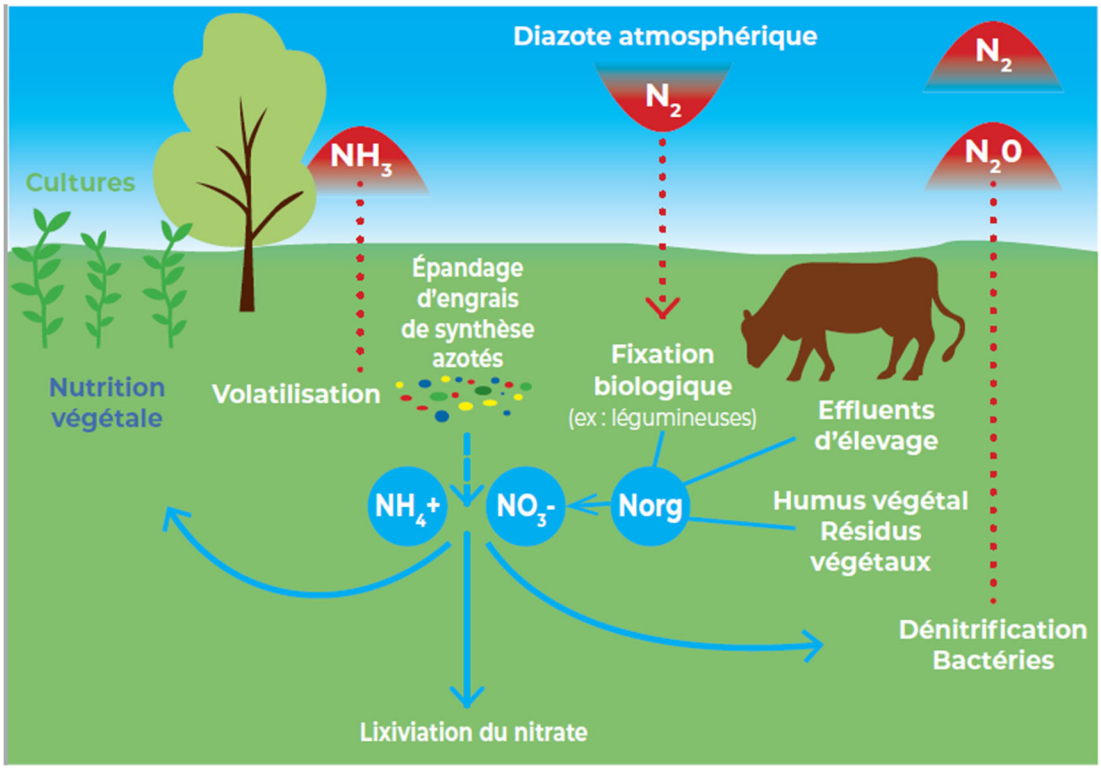


Figure 62: transformations d'azote dans le sol (ADEME, 2018)

9.7. Composition des déchets alimentaires : comparaison avec ecoinvent

La composition chimique des déchets alimentaires telle qu'elle a été utilisée dans cette étude, ainsi que la composition utilisée par ecoinvent est présentée dans le tableau ci-dessous. La différence relative (valeur dans cette étude par rapport à la valeur utilisée par ecoinvent) par élément est donnée à côté des deux colonnes avec la composition. La composition des déchets alimentaires dans ecoinvent a été adaptée pour avoir le même taux d'humidité que dans cette étude. Les principaux éléments pertinents pour l'impact environnemental total du traitement biologique des déchets alimentaires sont examinés :

- Teneur en carbone : une teneur très similaire dans les deux compositions ; cela a un impact sur la quantité de CO_2/CH_4 produite lors du compostage/méthanisation.
- Teneur en azote : les déchets alimentaires modélisés dans cette étude ont une teneur en azote plus importante, ce qui détermine en partie le niveau des émissions d'azote lors de l'épandage du compost/digestat. Ces émissions sont les principaux contributeurs pour certaines catégories d'impact principales (particules fines, eutrophisation et acidification).

Paramètre	Unité	Cette étude	Ecoinvent	Comparaison (par rapport à ecoinvent)	Paramètre	Unité	Cette étude	Ecoinvent	Comparaison (par rapport à ecoinvent)
Pouvoir calorifique supérieur (PCS)	MJ/kg	3,17	3,65	86,91%	Manganèse (Mn)	kg/kg MB	8,27E-07	2,25E-06	36,74%
Pouvoir calorifique inférieur (PCI)	MJ/kg	1,35	1,69	80,00%	Molybdène (Mo)	kg/kg MB	7,69E-08	2,09E-07	36,74%
Humidité	kg/kg MB	7,90E-01	7,90E-01	100,00%	Nickel (Ni)	kg/kg MB	2,10E-06	2,84E-06	74,04%
Oxygène (O)	kg/kg MB	2,43E-02	6,62E-02	36,74%	Plomb (Pb)	kg/kg MB	6,90E-06	9,71E-06	71,04%
Hydrogène(H)	kg/kg MB	4,09E-03	1,11E-02	36,74%	Antimoine (Sb)	kg/kg MB	0	0	/
Carbone (C)	kg/kg MB	8,40E-02	8,50E-02	98,84%	Sélénium (Se)	kg/kg MB	9,61E-08	2,62E-07	36,74%
Soufre (S)	kg/kg MB	5,28E-04	7,85E-04	67,29%	Étain (Sn)	kg/kg MB	1,54E-06	4,18E-06	36,74%
Azote (N)	kg/kg MB	5,94E-03	2,09E-03	283,76%	Vanadium (V)	kg/kg MB	5,76E-07	1,57E-06	36,74%
Phosphore (P)	kg/kg MB	2,88E-04	5,91E-04	48,73%	Zinc (Zn)	kg/kg MB	3,50E-06	3,05E-05	11,48%

Bore (B)	kg/kg MB	1,97E-06	5,36E-06	36,74%	Béryllium (Be)	kg/kg MB	0	0	/
Chlore (Cl)	kg/kg MB	7,69E-04	2,09E-03	36,74%	Scandium (Sc)	kg/kg MB	0	0	/
Bromure (Br)	kg/kg MB	1,15E-06	3,14E-06	36,74%	Strontium (Sr)	kg/kg MB	0	0	/
Fluor (F)	kg/kg MB	3,85E-05	1,05E-04	36,74%	Titane (Ti)	kg/kg MB	0	0	/
Iode (I)	kg/kg MB	1,06E-08	2,88E-08	36,74%	Thallium (Tl)	kg/kg MB	0	0	/
Argent (Ag)	kg/kg MB	0	0	/	Tungstène (W)	kg/kg MB	0	0	/
Arsenic (As)	kg/kg MB	3,85E-07	1,05E-06	36,74%	Silicium (Si)	kg/kg MB	7,69E-03	2,09E-02	36,74%
Baryum (Ba)	kg/kg MB	0	0	/	Fer (Fe)	kg/kg MB	1,15E-04	3,14E-04	36,74%
Cadmium (Cd)	kg/kg MB	1,20E-07	7,22E-08	166,16%	Calcium (Ca)	kg/kg MB	7,70E-03	1,14E-02	67,49%
Cobalt (Co)	kg/kg MB	9,61E-07	2,62E-06	36,74%	Aluminium (Al)	kg/kg MB	1,92E-03	5,23E-03	36,74%
Chrome (Cr)	kg/kg MB	3,30E-06	4,19E-06	78,82%	Potassium (K)	kg/kg MB	7,17E-02	1,83E-03	3912,48%
Cuivre (Cu)	kg/kg MB	1,30E-05	9,42E-06	138%	Magnésium (Mg)	kg/kg MB	2,64E-04	1,48E-03	17,89%
Mercure (Hg)	kg/kg MB	6,10E-08	3,66E-08	166,52%	Sodium (Na)	kg/kg MB	6,53E-04	7,85E-04	83,17%

Tableau 99: Comparaison de la composition chimique des déchets alimentaires dans cette étude, et dans la base de données ecoinvent.

9.8. Compostage : données supplémentaires

9.8.1. Composition du compost

Le compost issu des trois filières est considéré conforme à la norme NF 44051. Cette norme fixe le taux de matière organique qui doit être supérieur à 20 % de la matière brute (MB). Les teneurs en N, P2O5 et K2O sont à l'inverse limitées : elles doivent être inférieures à 3 % de la MB par élément.

Le composition du compost est synthétisées dans le Tableau 100 ci-dessous (ADEME, EVEA, S3D, 2019). Cette composition représente le compost produit à partir de déchets alimentaires uniquement.

Paramètre	Unité	Valeur
MS	%	48,0%
Carbone organique	%MS	23,0%
	kg C/t MS compost	230
	kg C/t brut compost	110
N total	N %MS	1,4%
	kg N/t MS compost	13,6
	kg N/t brut compost	6,5
Cd	kg/t MS compost	4,4E-04
	kg/t MB DA	1,2E-04
Cr	kg/t MS compost	1,2E-02
	kg/t MB DA	3,3E-03
Cu	kg/t MS compost	4,7E-02
	kg/t MB DA	1,3E-02
Hg	kg/t MS compost	2,2E-04
	kg/t MB DA	6,1E-05
Ni	kg/t MS compost	7,6E-03
	kg/t MB DA	2,1E-03
Pb	kg/t MS compost	2,5E-02
	kg/t MB DA	6,9E-03
Zn	kg/t MS compost	1,2E-02
	kg/t MB DA	3,5E-03

Tableau 100: Composition des composts (incluant les ETM) et quantification des quantité de carbone stockés dans les sols

9.8.2. Compostage d'un sac biodégradable

Les différentes émissions liées à la teneur en carbone du sac biodégradable sont présentées dans la Figure 63 ci-dessous.

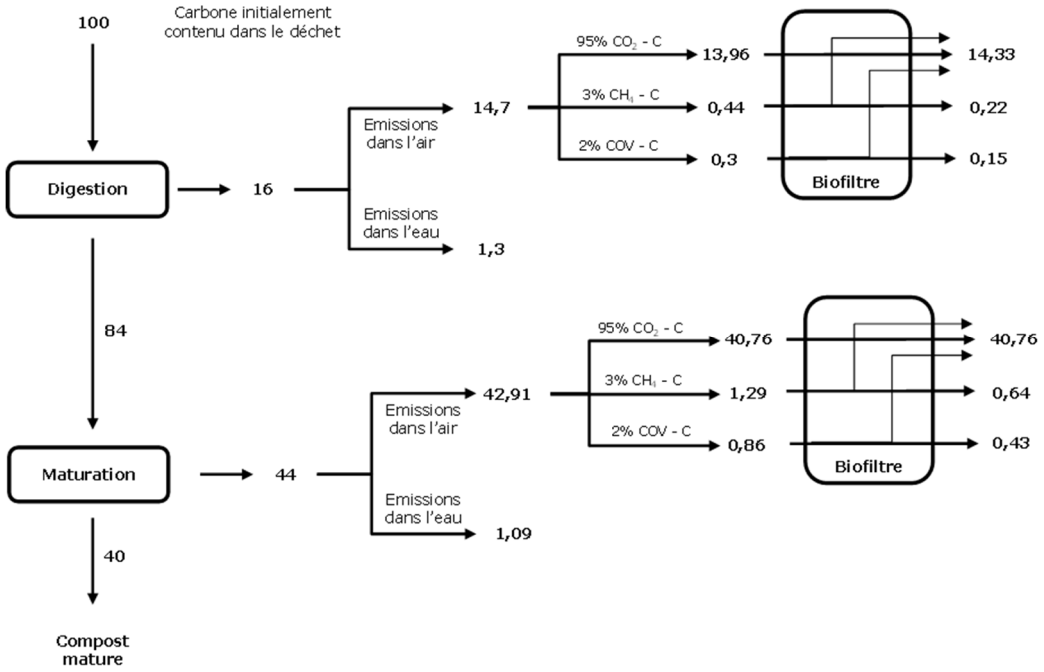


Figure 63: Cycle du carbone dans une installation de compostage industriel (RDC Environment, 2019)

Les émissions dans l'eau de lixiviats font ensuite l'objet d'un traitement en STEP, notamment en ce qui concerne la DCO. Cependant, aucune eau n'est rejetée au milieu naturel, l'eau traitée est réinjectée dans le compost : les polluants non traités en STEP se retrouve donc dans le compost.

9.9. Méthanisation : données supplémentaires

9.9.1. Calculs de la production d'énergie par filière de méthanisation

La production de biogaz est caractérisée avec les données suivantes :

- Potentiel biogaz des DA : 102 Nm^3 biogaz/t MB DA
- Taux de méthane dans le biogaz : 62,2 %

Pendant le processus de digestion:

- Fuites de biogaz : 5% de biogaz

L'impact des fuites de biogaz est inclus dans le modèle par ajouter les émissions à l'air de méthane et CO2 biogénique. Le poids de ces émissions par tonne de DA est calculé comme suit :

- Emission de CH_4 : 102 Nm^3 biogaz/t DA x 62,2% x 5% x 0,714 kg/Nm^3 CH_4 = 2,26 kg CH_4/t DA
- Emission de CO_{2b} : 102 Nm^3 biogaz/t DA x (1-62,2%) x 5% x 1,923 kg/Nm^3 CO_2 = 3,71 kg CO_{2b}/t DA

Cogénération

En cas de cogénération, le biogaz est utilisé pour la production simultanée d'électricité et de chaleur. Le rendement de l'unité de cogénération est :

- Rendement électrique : 38%
- Rendement thermique : 45%

Avec ces données et le PCI de CH4 (9.94 kWh/Nm^3 CH4) la production d'énergie provenant du biogaz par tonne de DA est calculée :

- Electricité : 102 Nm^3 biogaz/t DA x (1- 5%) x 62,2% x 9,94 kWh/Nm^3 CH4 x 38% = 228 kWh/t DA
- Energie thermique : 102 Nm^3 biogaz/t DA x (1- 5%) x 62,2% x 9,94 kWh/Nm^3 x 3,6 x 45% = 971 MJ /t DA

Une partie de la chaleur produite est utilisée pour l'autoconsommation pendant l'étape d'hygiénisation et l'étape de digestion, la demande de chaleur nécessaire pour cette filière est 718 MJ/t DA (hygiénisation) et 67 MJ/t DA (digestion). Après avoir soustrait la quantité de chaleur pour la consommation automobile, nous obtenons une production nette de chaleur de 186 MJ/t DA. Seuls 38 % de cette production nette de chaleur sont utilisés de manière utile, les 62 % restants sont perdus. En tenant compte de cette perte, nous calculons finalement un total de 71 MJ de chaleur qui est utilisée de manière utile.

Épuration à biométhane

L'autre usage possible pour le biogaz est l'épuration à biométhane. Le biogaz passe par une étape d'épuration après le processus de digestion afin de produire le biométhane, dans lequel on trouve un taux de 98% méthane.

Pendant l'épuration, il y a une perte de biogaz de 0,7%, qui est émis à l'atmosphère. Ces émissions sont prises en compte, pour une tonne de DA les émissions suivantes sont calculées :

- Emission de CH_4 : 102 Nm^3 biogaz/t DA x 62,2% x 0,7% x 0,714 kg/Nm^3 CH_4 = 0,32 kg CH_4/t DA
- Emission de CO_{2b} : 102 Nm^3 biogaz/t DA x (1-62,2%) x 0.7% x 1,923 kg/Nm^3 CO_2 = 0,52 kg CO_{2b}/t DA

La production de biométhane par tonne de DA à partir du biogaz est calculé somme suit :

- Biométhane : 102 Nm^3 biogaz x (1 – 5% - 0,7%) x 62,2% x 1/98% = 58,6 Nm^3 biométhane/t DA (2098 MJ/t DA)

L'épuration de biogaz à biométhane est une option prévue pour les deux type d'installations de méthanisation analysés dans cette étude : la méthanisation à la ferme, et la méthanisation centralisée. Les (auto-)consommations d'électricité et chaleur sont différentes pour ces deux types d'installation. Ces (auto-)consommations sont basées sur les données de l'étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019):

- Méthanisation à la ferme :
    - Électricité : 25 kWh/t DA pendant le processus de méthanisation (stockage, hygiénisation & digestion) et 30 kWh/t DA pendant l'épuration

- Chaleur : consommation requise de 720 MJ/t DA qui est fourni par le biométhane. Le rendement de la chaudière à biométhane est de 90% qui se traduit par 800 MJ biométhane nécessaire

- Méthanisation centralisée :
  - Électricité : 20 kWh/t DA pendant le processus de méthanisation (stockage, hygiénisation & digestion) et 31 kWh/t DA pendant l'épuration
  - Chaleur : consommation requise de 1080 MJ/t DA qui est fourni par le biométhane. Le rendement de la chaudière à biométhane est 90% qui se traduit par 1200 MJ biométhane nécessaire

9.9.2. Calcul de la teneur en carbone dans le digestat

La teneur initiale en carbone des déchets alimentaires est de 84 kg C/t MB déchets alimentaires. Les seules étapes où le carbone est perdu avant d'être transformé en digestat sont les suivantes :

- Stockage des déchets alimentaires avant le processus de méthanisation (Tableau 39)
- Production de biogaz (Tableau 41)
- Stockage du digestat après le processus de méthanisation (Tableau 40)

Les pertes pendant le stockage sont soustraites de la teneur initiale en carbone des déchets alimentaires :

84 kg C/t MB DA – (4,3 kg CO2/t MB DA x 12/44) – ($2E^{-3}$ kg CO/t MB DA x 12/28) – ($6,8E^{-4}$ kg CH4/t MB DA x 12/16) = 82,8 kg C/t MB DA

Les pertes lors de la méthanisation sont soustraites :

82,8 C/t MB DA – (102 Nm^3 biogaz/t MB DA x 62,2% CH4 x 0,714 kg/Nm^3 CH4 x 12/16) – (102 Nm^3 biogaz/t MB DA x 37,8% CO2 x 1,912 kg/Nm^3 CO2 x 12/44) = 28,7 kg C/t MB DA

Et enfin, les pertes de carbone pendant le stockage du digestat sont soustraites pour obtenir la teneur finale en carbone dans le digestat (par rapport à la tonne initiale de déchets alimentaires). :

27,75 kg C/t MB DA – (1,8 kg CO2/t MB DA x 12/44) – (0,9 kg CH4/t MB DA x 12/16) = 27,6 kg C/t MB DA = 0,028 kg C/kg MB DA

9.10. Données modélisation scénarios de collecte alternatifs

Taux de contamination

Les différents taux de contamination dans les scénarios sont basés sur le retour d'information de différentes installations de déconditionnement et sur la quantité de déchets qu'elles trouvent dans leurs installations ; le taux de contamination de 10 % utilisé dans le scénario alternatif 2 (PAV) est la valeur la plus élevée, tandis que le taux de 5 % dans le scénario alternatif 1 est plus proche de la valeur moyenne constatée. Dans le cas de base, l'hypothèse de bonnes pratiques est prise en compte et il n'y a donc pas de contamination dans les déchets alimentaires. La composition de la contamination est basée sur une hypothèse.

La première étape de la phase de collecte est différente dans les scénarios alternatifs ;

- Scénario alternative 1 : comme dans le cas de base, les déchets alimentaires sont ramassés dans les foyers (système PàP). Sauf que maintenant, la benne est bi-compartimenté et peut donc collecter deux flux de déchets différents en même temps. Cela améliore la logistique globale de la collecte des déchets ; moins de kilomètres doivent être parcourus pour atteindre une benne pleine (par rapport au scénario de base).
- Scénario alternative 2 : les déchets alimentaires sont collectés dans de grands conteneurs (semi-)enterrés dans l'espace public. Ceux-ci sont vidés par des bennes spéciales. Au lieu de devoir passer devant un grand nombre de ménages pour atteindre la pleine capacité de la benne, seuls quelques-uns de ces conteneurs doivent être vidés pour atteindre la pleine capacité. Ce système de collecte optimise la logistique de la collecte des déchets.

Collection

Les données utilisées pour modéliser l'impact de la collecte dans les différents scénarios sont présentées dans le Tableau 101 ci-dessous. La modélisation de cette étape de transport est basée sur les recommandations du cadre de référence pour les ACV comparatives entre différentes solutions d'emballages (ADEME, BLEU SAFRAN, 2022) :

- Cas de base : la valeur est basée sur les valeurs disponibles pour la "collecte séparée des recyclables secs" et la typologie "Mixte". Une fourchette de [-20% ;+20%] a été ajoutée.
- Scénario alternative 1 : la valeur supposée pour le scénario alternatif 1 est basée sur les valeurs pour la "collecte en mélange" et la typologie "Mixte". Une fourchette de [-20% ;+20%] a été ajoutée.
- Scénario alternative 2 : Il n'y a pas de valeur disponible pour le système PAV dans le cadre de référence, la valeur dans le tableau est recalculée en utilisant les données de 2.5 – 7.5 km/t (sur la base du retour d'information des municipalités).

Scénario	Distance de collecte en km/tonne	Consommation de carburant en litres/tonne collectée	Jeux de données ecoinvent 3.9.1
Cas de base (mixte)	24,7 – 37,1	16,1 – 24,1	Méthodologie COPERT V est utilisé pour modéliser le transport. Il a été adapté pour n'utiliser que le jeu de données suivant pour la benne à ordures : Heavy Duty Trucks Rigid 20 - 26 t - Diesel - Euro VI – Urban (COPERT V)
Scénario alternative 1	10 - 15	7,8 – 11,6	
Scénario alternative 2	2,5 – 7,5	2,6 – 4[94]	

Tableau 101 : Données relatives à la première phase de transport (collecte) des déchets alimentaires dans les différents scénarios de collecte

[94] Calculée comme : 19.4 l/t collectée x (2.5/29.8) = 2.6 l/t collectée avec les valeurs pour la collecte séparée des recyclables secs et la "France" et l'extrapolation linéaire de "km/tonnes" pour calculer les litres/tonnes collectés dans le système PAV.

Quantité de déchets par phase

En comparant cette situation avec d'autres scénarios dans lesquels les déchets alimentaires collectés contiennent des contaminants, l'unité fonctionnelle doit être la même dans tous ces scénarios pour garantir la comparabilité. Dans tous les scénarios, une tonne de déchets alimentaires purs sera collectée et traitée. Cependant, dans les deux scénarios alternatifs, des contaminants sont également ajoutés à cette tonne de déchets alimentaires. L'impact du transport et du déconditionnement s'en trouvera accru, puisqu'il faudra transporter et traiter une plus grande quantité de déchets pour obtenir une tonne de déchets alimentaires pouvant entrer dans l'usine de traitement. Les contaminants sont éliminés au cours de la phase de déconditionnement et traités par la suite, soit par incinération, soit par mise en décharge. Toutefois, le traitement de ces contaminants ne peut être attribué à la gestion des déchets alimentaires ; s'ils n'avaient pas été triés à tort avec les déchets alimentaires, ils auraient très probablement été triés avec les OMR, où ils auraient subi le même traitement (en supposant que les taux de traitement des OMR et ceux des refus provenant des installations de déconditionnement sont les mêmes).

La Figure 64 ci-dessous illustre les frontières[95] du système pour le scénario de base et le scénario alternatif 1, en mettant l'accent sur la méthode de collecte. Avec un taux de contamination de 5 %, la quantité de déchets collectés pour obtenir 1 tonne de déchets alimentaires entrant dans l'usine de traitement est de 1(1-5 %) = 1,052 tonnes. De la même manière, la quantité de déchets collectés dans le scénario alternatif 2 avec un taux de contamination de 10 % est calculée comme 1.11 tonnes.

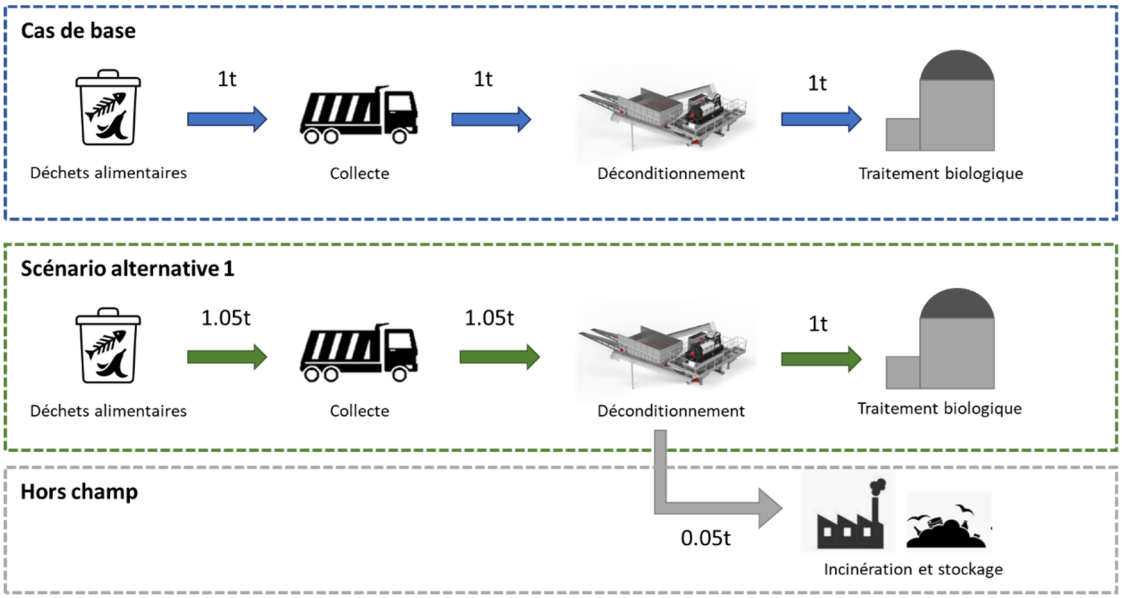


Figure 64 : Visualisation des frontières du système en mettant l'accent sur la méthode de collecte, dans le cas de base et dans le scénario alternatif 1.

[95] Cette figure est un exemple simplifié, car elle ne tient pas compte de la présence des sacs à ordures utilisés pour la collecte ; ceux-ci sont également pris en compte dans le modèle d'ACV de la même manière que le contaminant, bien que leur traitement après avoir été éliminés pendant le déconditionnement soit inclus dans les frontières du système de gestion des déchets alimentaires.

9.11. Données modélisation filière d'incinération

Tous les données présentées dessous sont tirées du modèle WILCI.

9.11.1. Réduction des poussières

Technique	Proportion	Consommation d'eau (m^3/t déchets)	Particules fines (g/t déchets)
Bag filter + dry process	15%	0,25	6,05
Electrofilter + bag filter + dry process	18%	0,25	5,07
Electrofilter + wet process with aqueous output	34%	1,1	3,82
Electrofilter + wet process with dry output	5%	1,1	3,82
Bag filter + semi-dry/semi-wet process	24%	0,55	3,43
Other techniques	4%	0,67	3,89

Tableau 102: Données sur les techniques de réduction des poussières utilisées dans les incinérateurs en France

Les particules fines sont caractérisées de manière suivante :

- $PM_{2.5}$: 99.5%
- $PM_{2.5-10}$: 0.5%

Technique	Réduction des gaz acides				
	bicarbonate de sodium	Chaux éteinte	Chaux à forte surface spécifique	Chaux vive	Soude caustique
Bag filter + dry process	69%	2%	29%	0%	0%
Electrofilter + bag filter + dry process	69%	2%	29%	0%	0%
Electrofilter + wet process with aqueous output	0%	52%	0%	18%	30%
Electrofilter + wet process with dry output	0%	52%	0%	18%	30%
Bag filter + semi-dry/semi-wet process	22%	43%	19%	16%	0%
Other techniques	29%	33%	15%	11%	12%

Technique	Réduction de NOx		Réduction de dioxines		
	Ammoniac	Urea	Charbon actif	Lignite coke	Dioxorb
Bag filter + dry process	75%	20%	38%	38%	9%
Electrofilter + bag filter + dry process	75%	20%	38%	38%	9%
Electrofilter + wet process with aqueous output	75%	20%	38%	38%	9%
Electrofilter + wet process with dry output	75%	20%	38%	38%	9%
Bag filter + semi-dry/semi-wet process	75%	20%	38%	38%	9%
Other techniques	75%	20%	38%	38%	9%

Tableau 103 : Consommations des réactifs pour la réduction des gaz acides, NOx et dioxines

9.11.2. Réduction de NOx et dioxines

Technique	Proportion	Consommation d'énergie	Émission de dioxines	Émission de N2O	Émission de CN	Émission de NOx	Émission de NH3
	%	MJ/t déchets	g/t déchets	mg/Nm³	mg/Nm³	g/t déchets	g/t déchets
SCR (low temperature) with use of reagents for dioxins abatement	12%	12,1	3,4E-08	5	0,1	322	9,58
SCR (high temperature) without use of reagents for dioxins abatement	15%	137	8,7E-08	5	0,1	322	9,58
SCR (high temperature) with use of reagents for dioxins abatement	36%	137	3,4E-08	5	0,1	322	9,58
SNCR with use of reagents for dioxins abatement	32%	0	4,8E-08	8	1	813	9,58
Use of reagents for dioxins abatement (no DeNOx)	5%	0	6,9E-08	4	1	1375	0

Tableau 104: Données sur les techniques de réduction de polluants N et dioxines utilisées dans les incinérateurs en France.

Technique	Réactifs DeNOx		Réactifs Dediox		
	Ammoniac	Urea	Charbon actif	Lignite coke	Dioxorb
SCR (low temperature) with use of reagents for dioxins abatement	100%	0%	41%	49%	10%
SCR (high temperature) without use of reagents for dioxins abatement	100%	0%	/	/	/
SCR (high temperature) with use of reagents for dioxins abatement	100%	0%	41%	49%	10%
SNCR with use of reagents for dioxins abatement	36%	64%	54%	35%	11%

Use of reagents for dioxins abatement (no DeNOx)	/	/	21%	66%	13%

Tableau 105: Consommations des réactifs par technique de réduction de polluants N et dioxines utilisées dans les incinérateurs en France

9.11.3. Facteurs d'émission polluants CO & COVNM

Les facteurs d'émission présentés dans le Tableau 106 sont communs à toutes les technologies.

	CO	Benzène	Toluène	Penta chlorobenzène	Hexachlorobenzène
Valeur (g/t déchets)	37,4	1,97E-02	3,94E-02	1,13E-04	4,48E-05
	Pentachlorophenol	**Benzo(a)pyrene**	**COVNM indifférenciés**	**Méthane**	
Valeur (g/t déchets)	1,23E-05	4,54E-07	2,90E+00	6,38E-03	

Tableau 106 : Facteurs d'émission polluants CO & COVNM

9.11.4. Jeux de données Ecoinvent (3.9.1) utilisés afin de modéliser l'incinération

Phase de cycle de vie	Paramètre	Jeux de données ecoinvent v3.9.1
Infrastructure	Verre	market for flat glass, coated, RER
	Béton	market for concrete, normal strength, CH
	Acier	market for reinforcing steel, GLO
	Fibre de verre	market for glass fibre, GLO
	Asphalte	market for mastic asphalt, GLO
	Écran	market for display, liquid crystal, 17 inches, GLO
	Ordinateur	market for computer, desktop, without screen, GLO
	Interrupteur	market for switch, toggle type, GLO
	Cartes électroniques	market for printed wiring board, for power supply unit, desktop computer, Pb containing, GLO
	Instruments	market for electronics, for control units, GLO
	Câble à fibres optiques	market for cable, data cable in infrastructure, GLO
	Transformateur	market for transformer, high voltage use, GLO
	Acier au chrome	market for steel, chromium steel 18/8, GLO
	Câbles	market for cable, unspecified, GLO
Énergie	Diesel	market for diesel, burned in building machine, GLO
	Électricité	market for electricity, medium voltage, FR
	Gaz naturel	heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx >100kW, EU w/o CH
	Fioul	heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW, EU w/o CH
	Charbon	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW, EU w/o CH
Consommation des réactifs	Eau	market for water, decarbonised, FR
	bicarbonate de sodium	market for ammonium bicarbonate, RER
	Chaux éteinte	market for lime, hydrated, packed, RER
	Chaux à forte surface spécifique	
	Chaux vive	market for quicklime, milled, packed, RER
	Soude caustique	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state, GLO
	Ammoniac	market for ammonia, anhydrous, liquid, RER
	Urea	market for urea, RER
	Charbon actif	market for activated carbon, granular, GLO
	Lignite coke	market for coke, GLO
	Dioxorb	market for chemical, organic, GLO
	TiO2	market for titanium dioxide, RER

	V2O5	market for chromium oxide, flakes, GLO
Transport	Camion	market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5, RER
	Ferroviaire	market for transport, freight train, EU w/o CH
Gestion des déchets	Décharge	market for residual material landfill, GLO
	décharge de déchets dangereux	market for hazardous waste, for underground deposit, RER
	Décharge de ciment	market for waste cement, hydrated, EU w/o CH
	Process-specific burdens	market for process-specific burdens, residual material landfill, GLO

Tableau 107: Jeux de données utilisés afin de modéliser l'incinération

9.12. Données modélisation filière installation de stockage

Phase de cycle de vie	Paramètre	Jeux de données ecoinvent v3.9.1
Infrastructure	excavation, pelleteuse hydraulique	excavation, hydraulic digger, RER
	excavation, chargeuse compacte	excavation, skid-steer loader, RER
	gravier	market for gravel, round
	bitume	bitumen seal production, RER
	béton	market for concrete, normal strength, CH
	PEDH	market for polyethylene, high density, granulate, GLO
	acier de renforcement	reinforcing steel production, EU w/o AU
	acier au chrome	market for steel, chromium steel 18/8, GLO
	fonte	market for cast iron, GLO
	polychlorure de vinyle	market for polyvinylchloride, bulk polymerised, GLO + extrusion, plastic pipes, RER
	polypropylène	market for polypropylene, granulate, GLO
	caoutchouc synthétique	synthetic rubber production, RER
	sable	market for sand, RoW
	Eau	market for tap water, EU w/o CH
Énergie	Diesel	market for diesel, burned in building machine, GLO
	Électricité	market for electricity, medium voltage, FR
	Gaz naturel	heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx >100kW, EU w/o CH
	Fioul	heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW, EU w/o CH
	Charbon	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW, EU w/o CH
traitement des lixiviats	Incinérateur	market for municipal waste incineration facility, GLO
	Process-specific burdens	process-specific burdens, municipal waste incineration, EU w/o CH
	Stockage	market for slag landfill, GLO
	Process-specific burdens	process-specific burdens, slag landfill, EU w/o CH
	Stockage	market for residual material landfill, GLO
	Process-specific burdens	process-specific burdens, residual material landfill, EU w/o CH
	hydroxyde de sodium	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state, GLO
	chaux vive	market for quicklime, milled, packed, RER
	acide chlorhydrique	market for hydrochloric acid, without water, in 30% solution state, RER
	chlorure de fer	market for iron(III) chloride, without water, in 40% solution state, GLO
	chimique, organique	market for chemical, organic, GLO
	chimique, inorganique	market for chemical, inorganic, GLO
	ciment	market for cement, unspecified, EU w/o CH
	traitement des déchets de ciment	treatment of waste cement, hydrated, residual material landfill, EU w/o CH
	ammoniac	market for ammonia, anhydrous, liquid, RER
	TiO2	market for titanium dioxide, RER
	V2O5	chromium oxide production, flakes, RER
	sulfate de fer	market for iron sulfate, RER
	sulfate d'aluminium	aluminium sulfate production, powder, RER

Phase de cycle de vie	Paramètre	Jeux de données ecoinvent v3.9.1
	Gestion des déchets	treatment of waste plastic, mixture, municipal incineration, RoW
		treatment of waste graphical paper, municipal incineration, RoW
	processus agricole	liquid manure spreading, by vacuum tanker, RoW
	station d'épuration des eaux usées	market for sewer grid, 1E9l/year, 30 km, GLO
		market for wastewater treatment facility, capacity 1E9l/year, GLO
Transport	Camion	market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5, RER
	Ferroviaire	market for transport, freight train, EU w/o CH
Gestion des déchets	Stockage	market for residual material landfill, GLO
	Stockage de déchets dangereux	market for hazardous waste, for underground deposit, RER
	Stockage de ciment	market for waste cement, hydrated, EU w/o CH
	Process-specific burdens	market for process-specific burdens, residual material landfill, GLO

Tableau 108 : Jeux de données utilisés afin de modéliser l'installation de stockage

9.13. Facteurs de normalisation et pondération des impacts

Les facteurs de normalisation et pondération suivants, développés par la Commission européenne, sont utilisés (EF3.1).

Catégorie d'impact	Unité	Facteur de normalisation	Facteur de pondération	Qualité
Changement climatique	kg CO2 eq. / FU	7,55E+03	21,06%	I
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq. / FU	5,23E-02	6,31%	I
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh / FU	1,73E-05	2,13%	III
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh / FU	1,29E-04	1,84%	III
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY / FU	5,95E-04	8,96%	I
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq. / FU	4,22E+03	5,01%	II
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq. / FU	4,09E+01	4,78%	II
Acidification	Moles H eq. / FU	5,56E+01	6,20%	II
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq. / FU	1,77E+02	3,71%	II
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq. / FU	1,61E+00	2,80%	II
Eutrophisation marine	kg N eq. / FU	1,95E+01	2,96%	II
Écotoxicité aquatique	CTUe / FU	5,67E+04	1,92%	III
Utilisation des terres	pt / FU	8,19E+05	7,94%	III
Épuisement des ressources en eau	m^3 / FU	1,15E+04	8,51%	III
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq. / FU	6,36E-02	7,55%	III
Épuisement des ressources fossiles	MJ / FU	6,50E+04	8,32%	III

Tableau 109 : Facteurs de normalisation et pondération des impacts

Le niveau de qualité de la méthode est défini dans le rapport du JRC :

Niveau I	Méthode recommandée et satisfaisante
Niveau II	Méthode recommandée mais nécessite encore plusieurs améliorations (développements)
Niveau III	Méthode recommandée mais devant être interprétée avec précaution

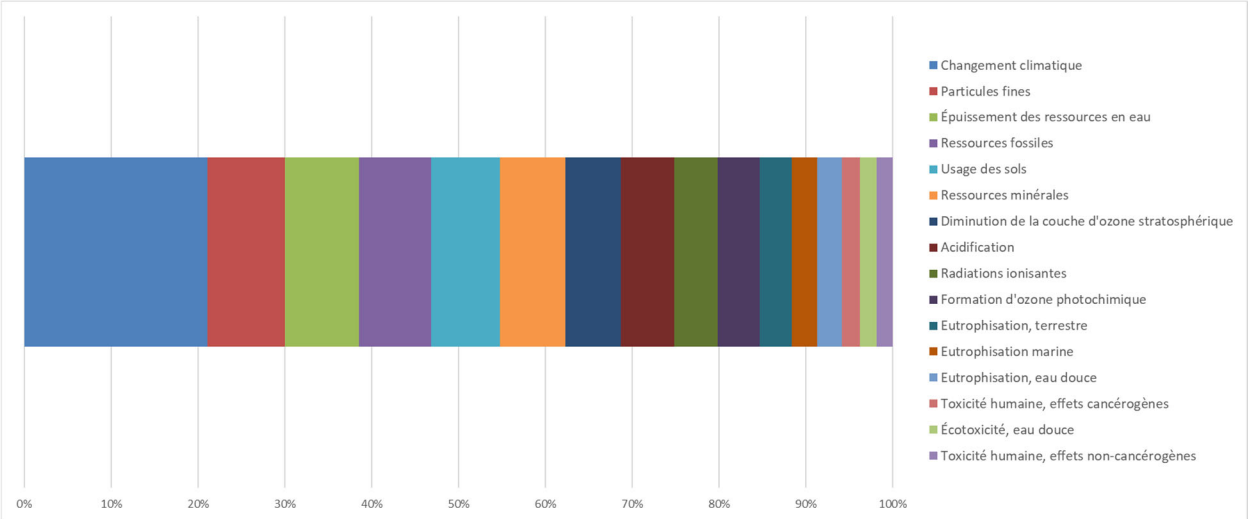


Figure 65: Présentation visuelle des facteurs de pondération

9.14. Résultats par filière de traitement

Les impacts environnementaux du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par type de filière analysé dans cette étude sont présentés dans les tableaux suivants.

Les résultats sont exprimés par tonne de déchets alimentaires entrant dans le site de traitement. Pour les filières de traitement biologique (compostage/méthanisation), cette tonne est définie après une éventuelle phase de prétraitement au cours de laquelle les déchets alimentaires pourraient être retirés du flux de déchets.

La tonne de déchets alimentaires n'est pas contaminée (pas d'emballage, de sacs, d'autres contaminants).

Pour une analyse plus approfondie des résultats pour les principales catégories d'impact (sélection expliquée au chapitre 7.1.4), veuillez-vous reporter à la discussion des résultats aux chapitres 7.7.2 et 7.2.2. Les autres catégories d'impact ne font pas l'objet d'une analyse aussi approfondie, car elles sont moins importantes pour l'impact environnemental global des options de traitement évaluées.

9.14.1. Compostage domestique

Impacts générés par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Infrastructure	Consommations (processus)	Émissions (processus)	Transport produit	Émissions compost
Changement climatique	kg CO2 eq.	1,9	0	98,9	0	19,7
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	4,29E-08	2,26E-10	0	0	0
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	1,64E-09	3,54E-11	0	0	5,68E-07
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	2,23E-08	4,69E-10	9,36E-09	0	6,71E-05
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	3,09E-07	4,15E-10	1,45E-08	0	7,96E-06
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	3,28E-01	3,04E-03	0	0	0
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	1,15E-02	2,99E-05	1,17E-02	0	9,36E-02
Acidification	Moles H eq.	9,15E-03	4,37E-05	5,91E-04	0	3,56E-01
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq.	2,95E-02	8,18E-05	7,42E-03	0	4,26E+00
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	7,02E-04	5,29E-06	0	0	0
Eutrophisation marine	kg N eq.	2,81E-03	8,52E-06	6,35E-05	0	0,5
Écotoxicité aquatique	CTUe	10,20	0,04	0,19	0	146,0
Utilisation des terres	pt	725,04	0,03	0	0	0
Épuisement des ressources en eau	m^3	6,57E-01	3,86E-03	0	0	0
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	1,09E-05	4,20E-08	0	0	0
Épuisement des ressources fossiles	MJ	31,98	0,15	0	0	0

Tableau 110: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par compostage domestique

Cette filière n'a pas d'impact potentiel évité.

9.14.2. Compostage partagé

Impacts générés par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Infrastructure	Consommations (processus)	Émissions (processus)	Transport produit	Émissions compost
Changement climatique	kg CO2 eq.	1,2	0	98,9	0	19,7
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	2,75E-08	2,26E-10	0	0	0
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	8,97E-10	3,54E-11	0	0	5,68E-07
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	1,25E-08	4,69E-10	9,36E-09	0	6,71E-05
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	1,03E-07	4,15E-10	1,45E-08	0	7,96E-06
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	1,75E-01	3,04E-03	0	0	0
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	5,08E-03	2,99E-05	1,17E-02	0	9,36E-02
Acidification	Moles H eq.	4,49E-03	4,37E-05	5,91E-04	0	3,56E-01
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq.	1,22E-02	8,18E-05	7,42E-03	0	4,26E+00
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	3,69E-04	5,29E-06	0	0	0
Eutrophisation marine	kg N eq.	1,19E-03	8,52E-06	6,35E-05	0	0,5
Écotoxicité aquatique	CTUe	5,63	0,04	0,19	0	146,0
Utilisation des terres	pt	190,83	0,03	0	0	0
Épuisement des ressources en eau	m^3	3,52E-01	3,86E-03	0	0	0
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	8,35E-06	4,20E-08	0	0	0
Épuisement des ressources fossiles	MJ	19,46	0,15	0	0	0

Tableau 111: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par compostage partagé

Cette filière n'a pas d'impacts potentiels évités

9.14.3. Compostage industriel

Impacts générés par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Infrastructure	Consommations (processus)	Émissions (processus)	Transport produit	Émissions compost
Changement climatique	kg CO2 eq.	5,3	10,7	98,9	3,9	19,0
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	7,56E-08	1,99E-07	0	9,13E-08	0
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	3,41E-08	4,34E-09	0	2,07E-09	5,68E-07
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	1,08E-07	1,17E-07	9,36E-09	3,39E-08	6,71E-05
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	3,81E-07	7,15E-07	1,45E-08	1,33E-07	4,06E-06
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	3,50E-01	2,48E+01	0	7,46E-02	0
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	2,39E-02	3,48E-02	1,17E-02	2,74E-02	9,72E-02
Acidification	Moles H eq.	2,59E-02	6,99E-02	5,91E-04	1,83E-02	0,2
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq.	6,49E-02	1,08E-01	7,42E-03	7,32E-02	2,3
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	2,35E-03	3,63E-03	0	3,39E-04	0
Eutrophisation marine	kg N eq.	6,00E-03	1,16E-02	6,35E-05	6,85E-03	0,5
Écotoxicité aquatique	CTUe	21,9	37,8	0,2	28,8	121,0
Utilisation des terres	pt	1494,3	68,6	0	38,3	0
Épuisement des ressources en eau	m^3	1,5	9,1	0	0,3	0
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	9,64E-05	3,10E-05	0	1,62E-05	0
Épuisement des ressources fossiles	MJ	56,9	615,3	0	61,3	0

Tableau 112: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par compostage industriel

Impacts évités potentiels par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Impacts évités compost
Changement climatique	kg CO2 eq.	-35,9
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	-1,68E-08
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	-7,03E-10
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	-1,53E-08
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	-1,25E-07
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	-1,82E-01
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	-7,19E-03
Acidification	Moles H eq.	-9,53E-03
Eutrophisation – terrestre	Moles N eq.	-2,82E-02
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	-5,95E-04
Eutrophisation marine	kg N eq.	-2,67E-03
Écotoxicité aquatique	CTUe	-101,0
Utilisation des terres	pt	-1427,8
Épuisement des ressources en eau	m^3	-0,3
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	-7,99E-06
Épuisement des ressources fossiles	MJ	-422,6

Tableau 113 : Impacts évités potentiels du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par compostage industriel

9.14.4. Méthanisation centralisée

Impacts générés par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Infrastructure	Consommations (processus)	Émissions (processus)	Transport produit	Émissions digestat	Émissions biométhane
Changement climatique	kg CO2 eq.	2,3	4,0	98,5	2,8	29,5	3,5
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	2,01E-08	1,61E-07	0	5,56E-08	0	6,02E-08
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	2,11E-09	2,52E-09	0	1,95E-09	6,24E-07	1,08E-08
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	6,53E-08	5,63E-08	1,73E-07	3,70E-08	7,38E-05	1,23E-07
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	9,88E-08	1,92E-07	2,27E-06	8,53E-08	1,52E-05	2,00E-07
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	1,04E-01	2,69E+01	0	5,60E-02	0	2,94E+00
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	8,37E-03	1,34E-02	3,56E-02	2,53E-02	0,1	3,45E-02
Acidification	Moles H eq.	1,20E-02	1,70E-02	9,26E-02	1,70E-02	0,7	3,72E-02
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq.	2,83E-02	3,72E-02	1,16E+00	7,27E-02	8,0	1,18E-01
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	7,04E-04	7,87E-04	0	3,33E-04	1,82E-04	2,64E-03
Eutrophisation marine	kg N eq.	2,53E-03	5,04E-03	9,94E-03	6,74E-03	0,8	1,13E-02
Écotoxicité aquatique	CTUe	13,5	19,3	15,6	18,3	201,3	18,4
Utilisation des terres	pt	470,8	19,8	0	22,8	0	14,5
Épuisement des ressources en eau	m^3	0,41	6,88	0	0,24	0	1,8
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	7,06E-05	3,23E-05	0	1,76E-05	0	8,92E-05
Épuisement des ressources fossiles	MJ	18,2	593,2	0	38,9	0	91,0

Tableau 114: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation centralisée

Impacts évités potentiels par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Impacts évités digestat	Impacts évités biométhane
Changement climatique	kg CO2 eq.	-54,0	-34,8
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	-6,49E-07	-1,86E-06
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	-1,00E-08	-4,52E-09
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	-2,86E-07	-6,36E-08
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	-1,07E-05	-1,37E-07
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	-1,15E+00	-1,50E-01
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	-1,84E-01	-7,50E-02
Acidification	Moles H eq.	-6,30E-01	-3,87E-02
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq.	-5,76E+00	-1,55E-01
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	-4,33E-03	-7,14E-04
Eutrophisation marine	kg N eq.	-6,37E-01	-1,43E-02
Écotoxicité aquatique	CTUe	-179,4	-40,5
Utilisation des terres	pt	-89,3	-12,4
Épuisement des ressources en eau	m^3	-17,9	-2,9
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	-2,84E-04	-2,48E-05
Épuisement des ressources fossiles	MJ	-339,1	-571,0

Tableau 115 : Impacts évités potentiels du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation centralisée

9.14.5. Méthanisation agricole – cogénération

Impacts générés par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Infrastructure	Consommations (processus)	Émissions (processus)	Transport produit	Émissions digestat	Émissions biogaz
Changement climatique	kg CO2 eq.	2,0	2,0	88,7	2,8	29,5	3,9
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	1,86E-08	7,94E-08	0	5,56E-08	0	2,04E-08
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	2,03E-09	1,24E-09	0	1,95E-09	6,24E-07	2,94E-09
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	6,33E-08	2,77E-08	1,55E-07	3,70E-08	7,38E-05	4,73E-08
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	8,99E-08	9,45E-08	2,27E-06	8,53E-08	1,52E-05	1,59E-07
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	1,00E-01	1,32E+01	0	5,60E-02	0	1,19E-01
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	7,54E-03	6,78E-03	3,20E-02	2,53E-02	0,1	4,56E-02
Acidification	Moles H eq.	1,12E-02	8,39E-03	9,26E-02	1,70E-02	0,7	1,03E-01
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq.	2,55E-02	1,83E-02	1,16E+00	7,27E-02	8,0	1,46E-01
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	6,74E-04	3,88E-04	0	3,33E-04	1,82E-04	8,05E-04
Eutrophisation marine	kg N eq.	2,27E-03	2,48E-03	9,94E-03	6,74E-03	0,8	1,31E-02
Écotoxicité aquatique	CTUe	12,7	9,6	15,5	18,3	201,3	10,9
Utilisation des terres	pt	416,3	10,8	0	22,8	0	6,9
Épuisement des ressources en eau	m^3	0,38	3,38	0	0,24	0	0,3
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	6,97E-05	1,59E-05	0	1,76E-05	0	3,66E-05
Épuisement des ressources fossiles	MJ	16,5	291,1	0	38,9	0	18,6

Tableau 116: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation agricole – cogénération

Impacts évités potentiels par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Impacts évités digestat	Impacts évités biogaz
Changement climatique	kg CO2 eq.	-54	-17,5
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	-6,49E-07	-6,41E-07
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	-1,00E-08	-9,14E-09
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	-2,86E-07	-1,85E-07
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	-1,07E-05	-8,71E-07
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	-1,15	-1,19E+02
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	-1,84E-01	-5,89E-02
Acidification	Moles H eq.	-6,30E-01	-7,19E-02
Eutrophisation – terrestre	Moles N eq.	-5,76E+00	-1,68E-01
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	-4,33E-03	-3,14E-03
Eutrophisation marine	kg N eq.	-6,37E-01	-2,27E-02
Écotoxicité aquatique	CTUe	-179,4	-54
Utilisation des terres	pt	-89,3	-242,2
Épuisement des ressources en eau	m^3	-17,9	-30,5
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	-2,84E-04	-7,87E-05
Épuisement des ressources fossiles	MJ	-339,1	-2640,3

Tableau 117 : Impacts évités potentiels du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation agricole - cogénération

9.14.6. Méthanisation agricole – injection

Impacts générés par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Infrastructure	Consommations (processus)	Émissions (processus)	Transport produit	Émissions digestat	Émissions biométhane
Changement climatique	kg CO2 eq.	2,0	4,3	98,5	2,8	29,5	3,5
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	1,86E-08	1,74E-07	0	5,56E-08	0	6,36E-08
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	2,03E-09	2,72E-09	0	1,95E-09	6,24E-07	1,09E-08
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	6,33E-08	6,07E-08	1,73E-07	3,70E-08	7,38E-05	1,24E-07
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	8,99E-08	2,07E-07	2,27E-06	8,53E-08	1,52E-05	2,04E-07
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	1,00E-01	2,90E+01	0	5,60E-02	0	3,51E+00
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	7,54E-03	1,44E-02	3,56E-02	2,53E-02	0,1	3,48E-02
Acidification	Moles H eq.	1,12E-02	1,83E-02	9,26E-02	1,70E-02	0,7	3,76E-02
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq.	2,55E-02	4,01E-02	1,16E+00	7,27E-02	8,0	1,19E-01
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	6,74E-04	8,48E-04	0	3,33E-04	1,82E-04	2,65E-03
Eutrophisation marine	kg N eq.	2,27E-03	5,43E-03	9,94E-03	6,74E-03	0,8	1,14E-02
Écotoxicité aquatique	CTUe	12,7	20,8	15,6	18,3	201,3	18,8
Utilisation des terres	pt	416,3	21,2	0	22,8	0	14,9
Épuisement des ressources en eau	m^3	0,38	7,42	0	0,24	0	2,0
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	6,97E-05	3,48E-05	0	1,76E-05	0	8,99E-05
Épuisement des ressources fossiles	MJ	16,5	639,7	0	38,9	0	103,7

Tableau 118: Impacts générés du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation agricole – injection

Impacts évités potentiels par catégorie d'impact et phase de filière

Catégorie d'impact	Unité	Impacts évités digestat	Impacts évités biométhane
Changement climatique	kg CO2 eq.	-54	-47,4
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC11 eq.	-6,49E-07	-2,53E-06
Toxicité humaine – effet cancérigène	CTUh	-1,00E-08	-6,16E-09
Toxicité humaine – effet non cancérigène	CTUh	-2,86E-07	-8,67E-08
Emissions de particules/matières inorganiques respiratoires	DALY	-1,07E-05	-1,87E-07
Rayonnement ionisant	kBq Uranium 235 eq.	-1,15	-2,05E-01
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	-1,84E-01	-1,02E-01
Acidification	Moles H eq.	-6,30E-01	-5,28E-02
Eutrophisation - terrestre	Moles N eq.	-5,76E+00	-2,12E-01
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq.	-4,33E-03	-9,74E-04
Eutrophisation marine	kg N eq.	-6,37E-01	-1,95E-02
Écotoxicité aquatique	CTUe	-179,4	-55,2
Utilisation des terres	pt	-89,3	-16,9
Épuisement des ressources en eau	m^3	-17,9	-4
Épuisement des ressources minérales	kg Sb eq.	-2,84E-04	-3,39E-05
Épuisement des ressources fossiles	MJ	-339,1	-778,8

Tableau 119: Impacts évités potentiels du traitement d'une tonne de déchets alimentaires par méthanisation agricole – injection

9.15. Résultats normalisés et pondérés

Résultats normalisés et pondérés par scénario et catégorie d'impact

Catégorie d'impact	A1	A1'	B1	B1'	B2	B2'	B3	B3'	B4	B4'	C1	C1'
Changement climatique	3,84E-03	3,95E-03	4,03E-03	4,30E-03	3,91E-03	4,25E-03	4,09E-03	4,33E-03	4,01E-03	4,29E-03	3,74E-03	4,17E-03
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	4,53E-07	7,01E-07	8,04E-07	1,42E-06	5,25E-07	1,30E-06	1,26E-06	1,62E-06	8,65E-07	1,45E-06	1,01E-06	2,00E-06
Toxicité humaine, effets cancérogènes	7,28E-04	7,26E-04	7,57E-04	7,52E-04	7,56E-04	7,52E-04	7,51E-04	7,49E-04	7,55E-04	7,51E-04	7,77E-04	7,69E-04
Toxicité humaine, effets non-cancérogènes	9,75E-03	9,68E-03	9,97E-03	9,78E-03	9,97E-03	9,78E-03	9,96E-03	9,78E-03	9,96E-03	9,78E-03	1,02E-02	9,88E-03
Particules fines	1,31E-03	1,29E-03	1,33E-03	1,26E-03	1,32E-03	1,26E-03	1,28E-03	1,25E-03	1,31E-03	1,26E-03	1,25E-03	1,15E-03
Radiations ionisantes	7,41E-05	6,83E-05	1,74E-04	1,60E-04	1,85E-04	1,64E-04	-3,89E-04	-8,19E-05	-1,01E-05	8,07E-05	2,68E-04	2,44E-04
Formation d'ozone photochimique	2,22E-04	2,42E-04	2,83E-04	3,35E-04	2,72E-04	3,31E-04	2,89E-04	3,38E-04	2,81E-04	3,35E-04	2,82E-04	3,72E-04
Acidification	4,36E-04	4,49E-04	4,41E-04	4,70E-04	4,35E-04	4,68E-04	4,50E-04	4,74E-04	4,42E-04	4,71E-04	4,09E-04	4,56E-04
Eutrophisation terrestre	8,89E-04	8,72E-04	8,50E-04	8,06E-04	8,46E-04	8,04E-04	8,50E-04	8,06E-04	8,49E-04	8,06E-04	7,92E-04	7,22E-04
Eutrophisation eau douce	4,23E-05	5,14E-05	7,06E-05	9,28E-05	6,93E-05	9,23E-05	4,20E-05	8,06E-05	6,06E-05	8,86E-05	7,96E-05	1,14E-04
Eutrophisation marine	7,17E-04	7,60E-04	6,31E-04	7,38E-04	6,29E-04	7,37E-04	6,26E-04	7,36E-04	6,29E-04	7,37E-04	5,33E-04	7,04E-04
Écotoxicité, eau douce	1,04E-04	1,05E-04	1,37E-04	1,40E-04	1,36E-04	1,40E-04	1,34E-04	1,39E-04	1,35E-04	1,40E-04	1,32E-04	1,36E-04
Usage des sols	6,25E-05	6,06E-05	7,88E-05	7,40E-05	7,69E-05	7,31E-05	6,86E-05	6,96E-05	7,48E-05	7,22E-05	8,68E-05	7,89E-05
Épuisement des ressources en eau	1,05E-05	2,32E-05	1,11E-05	4,30E-05	1,01E-05	4,25E-05	-7,36E-05	6,65E-06	-1,75E-05	3,07E-05	3,18E-06	5,40E-05
Ressources minérales	6,40E-05	9,09E-05	1,00E-04	1,63E-04	9,76E-05	1,62E-04	4,91E-05	1,41E-04	8,23E-05	1,55E-04	1,02E-04	1,95E-04
Ressources fossiles	5,04E-04	5,49E-04	8,54E-04	9,66E-04	7,87E-04	9,37E-04	-2,40E-04	4,97E-04	4,67E-04	8,00E-04	8,96E-04	1,07E-03

Tableau 120: Résultats normalisés et pondérés par scénario et catégorie d'impact

Les tableaux ci-dessous présentent la contribution relative de chaque catégorie d'impact à l'impact environnemental total d'un scénario. Ces résultats ne peuvent pas être utilisés pour comparer les différents scénarios entre eux. Par exemple, le tableau indique que le changement climatique représente 20,5 % de l'impact environnemental total dans le scénario A1, mais on ne peut pas dire que l'impact sur le changement climatique est plus faible dans le scénario A1 que dans le scénario A1'.

Contribution relative par catégorie d'impact à l'impact environnemental total, par scénario (après pondération et normalisation)

Catégorie d'impact	A1	A1′	B1	B1′	B2	B2′	B3	B3′	B4	B4′	C1	C1′
Changement climatique	20,5%	20,9%	20,5%	21,4%	20,1%	21,3%	22,9%	22,4%	21,1%	21,7%	19,1%	20,7%
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Toxicité humaine, effets cancérogènes	3,9%	3,8%	3,8%	3,7%	3,9%	3,8%	4,2%	3,9%	4,0%	3,8%	4,0%	3,8%
Toxicité humaine, effets non-cancérogènes	52,0%	51,2%	50,6%	48,7%	51,1%	48,9%	55,7%	50,6%	52,4%	49,4%	52,1%	49,1%
Particules fines	7,0%	6,8%	6,7%	6,3%	6,8%	6,3%	7,2%	6,4%	6,9%	6,4%	6,4%	5,7%
Radiations ionisantes	0,4%	0,4%	0,9%	0,8%	0,9%	0,8%	-2,2%	-0,4%	-0,1%	0,4%	1,4%	1,2%
Formation d'ozone photochimique	1,2%	1,3%	1,4%	1,7%	1,4%	1,7%	1,6%	1,8%	1,5%	1,7%	1,4%	1,8%
Acidification	2,3%	2,4%	2,2%	2,3%	2,2%	2,3%	2,5%	2,5%	2,3%	2,4%	2,1%	2,3%
Eutrophisation terrestre	4,7%	4,6%	4,3%	4,0%	4,3%	4,0%	4,8%	4,2%	4,5%	4,1%	4,1%	3,6%
Eutrophisation eau douce	0,2%	0,3%	0,4%	0,5%	0,4%	0,5%	0,2%	0,4%	0,3%	0,4%	0,4%	0,6%
Eutrophisation marine	3,8%	4,0%	3,2%	3,7%	3,2%	3,7%	3,5%	3,8%	3,3%	3,7%	2,7%	3,5%
Écotoxicité, eau douce	0,6%	0,6%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%
Usage des sols	0,3%	0,3%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%
Épuisement des ressources en eau	0,1%	0,1%	0,1%	0,2%	0,1%	0,2%	-0,4%	0,0%	-0,1%	0,2%	0,0%	0,3%
Ressources minérales	0,3%	0,5%	0,5%	0,8%	0,5%	0,8%	0,3%	0,7%	0,4%	0,8%	0,5%	1,0%
Ressources fossiles	2,7%	2,9%	4,3%	4,8%	4,0%	4,7%	-1,3%	2,6%	2,5%	4,0%	4,6%	5,3%

Tableau 121: Contribution relative par catégorie d'impact à l'impact environnemental total, par scénario (après pondération et normalisation)

Contribution relative par catégorie d'impact à l'impact environnemental total, par scénario (après pondération et normalisation, sans les catégories de toxicité humaine)

Catégorie d'impact	A1	A1′	B1	B1′	B2	B2′	B3	B3′	B4	B4′	C1	C1′
Changement climatique	46,4%	46,4%	44,9%	45,0%	44,5%	44,9%	57,0%	49,3%	48,2%	46,3%	43,6%	44,0%
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Toxicité humaine, effets cancérogènes	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Toxicité humaine, effets non-cancérogènes	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Particules fines	15,8%	15,1%	14,7%	13,2%	15,1%	13,4%	17,8%	14,2%	15,7%	13,6%	14,6%	12,2%
Radiations ionisantes	0,9%	0,8%	1,9%	1,7%	2,1%	1,7%	-5,4%	-0,9%	-0,1%	0,9%	3,1%	2,6%
Formation d'ozone photochimique	2,7%	2,8%	3,1%	3,5%	3,1%	3,5%	4,0%	3,9%	3,4%	3,6%	3,3%	3,9%
Acidification	5,3%	5,3%	4,9%	4,9%	5,0%	4,9%	6,3%	5,4%	5,3%	5,1%	4,8%	4,8%
Eutrophisation terrestre	10,7%	10,2%	9,5%	8,4%	9,6%	8,5%	11,8%	9,2%	10,2%	8,7%	9,2%	7,6%
Eutrophisation eau douce	0,5%	0,6%	0,8%	1,0%	0,8%	1,0%	0,6%	0,9%	0,7%	1,0%	0,9%	1,2%
Eutrophisation marine	8,7%	8,9%	7,0%	7,7%	7,2%	7,8%	8,7%	8,4%	7,6%	7,9%	6,2%	7,4%
Écotoxicité, eau douce	1,3%	1,2%	1,5%	1,5%	1,5%	1,5%	1,9%	1,6%	1,6%	1,5%	1,5%	1,4%
Usage des sols	0,8%	0,7%	0,9%	0,8%	0,9%	0,8%	1,0%	0,8%	0,9%	0,8%	1,0%	0,8%
Épuisement des ressources en eau	0,1%	0,3%	0,1%	0,4%	0,1%	0,4%	-1,0%	0,1%	-0,2%	0,3%	0,0%	0,6%
Ressources minérales	0,8%	1,1%	1,1%	1,7%	1,1%	1,7%	0,7%	1,6%	1,0%	1,7%	1,2%	2,1%
Ressources fossiles	6,1%	6,4%	9,5%	10,1%	9,0%	9,9%	-3,3%	5,7%	5,6%	8,6%	10,5%	11,3%

Tableau 122: Contribution relative par catégorie d'impact à l'impact environnemental total, par scénario (après pondération et normalisation, sans les catégories de toxicité humaine)

9.16. Résultats additionnels

9.16.1. Stockage de carbone accumulé sur 100 ans

Le Figure 66 ci-dessous montre le stock de carbone accumulé lorsque la quantité annuelle de compost ou de digestat, correspondant à une tonne de déchets alimentaires, est appliquée sur un sol agricole.

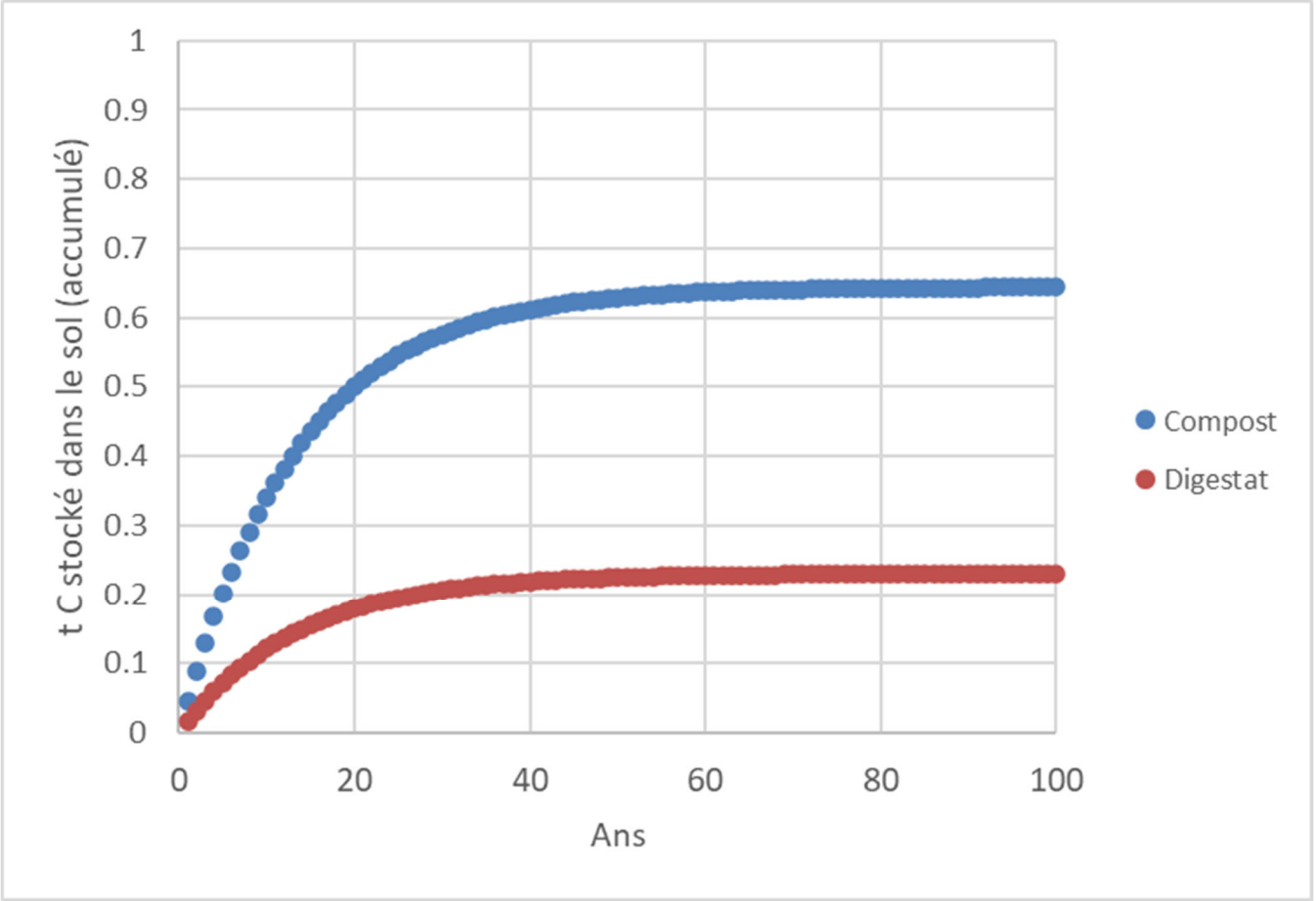


Figure 66 : Stockage de carbone accumulé sur 100 ans grâce à l'épandage de compost et de digestat sur les sols agricoles.

9.16.2. Impact du gaspillage alimentaire sur le changement climatique

Cette annexe présente un calcul simplifié de l'impact du gaspillage alimentaire et n'est utilisée que pour avoir une idée de l'ordre de grandeur, qui est comparé à l'impact de la gestion des déchets alimentaires qui est le sujet principal de cette étude. L'impact par type d'aliment est tiré de la base de données d'Agribalyse. La contribution relative par type d'aliment est basée sur un article de 'le monde'[96] les hypothèses suivantes :

- Céréales : 18% (pain complet)
- Viande poisson œufs : 18% (divisé en parts égales entre viande de bœuf sans os, viande de porc maigre, viande de poulet sans os, œuf de poule & morue)
- Fruits et légumes : 47% (divisé en parts égales entre carotte, pommes de terre, pommes de table & poire)
- Produits laitiers : 18% (yogourt)

Type de nourriture	Impact sur changement climatique (kg CO2-eq,/kg)	Part du type d'aliment
Pain complet ou intégral (à la farine T150)	0,7	18%
Viande de bœuf sans os	15,5	3,6%
Viande de porc maigre	2,0	3,6%
Viande de poulet sans os	3,5	3,6%
Œuf de poule	0,3	3,6%
Morue	4,0	3,6%
Carotte	0,3	11,8%
Pommes de terre	0,1	11,8%
Pomme de table	0,1	11,8%
Poire	0,1	11,8%
Yaourt, Greek-style, plain	2,1	18%
TOTAL	**1,5**	**100%**

Tableau 123: Impact du gaspillage alimentaire sur le changement climatique

[96] https://www.lemonde.fr/planete/article/2018/12/20/qu-est-ce-qu-on-mange-l-assiette-des-francais-decortiquee_5400180_3244.html

9.16.3. Gestion de proximité majoritaire

9.16.3.1. Impacts générés : Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'
Récipient	0,9%	0,9%	0,3%	0,4%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	1,5%	1,6%	6,4%	6,5%
Collecte	16,5%	16,5%	8,0%	8,9%	2,5%	2,6%	2,9%	3,2%	10,9%	11,9%	64,7%	65,2%
Déconditionnement	1,3%	1,2%	-0,1%	-0,1%	0,2%	0,2%	0,0%	0,0%	-0,2%	-0,2%	-1,6%	-2,4%
Infrastructure	1,2%	1,4%	1,9%	2,4%	0,4%	0,5%	0,5%	0,6%	1,7%	2,2%	4,7%	5,4%
Consommations	0,8%	1,1%	0,7%	1,2%	0,2%	0,4%	0,2%	0,4%	1,4%	2,4%	21,9%	22,4%
Émissions (processus)	64,8%	65,0%	3,2%	1,6%	0,3%	0,1%	3,3%	1,7%	2,8%	1,4%	0,0%	0,0%
Transport produit	0,4%	0,4%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,3%	0,3%	0,7%	0,8%	1,6%	1,9%
Émissions (produits)	14,1%	13,4%	85,7%	85,3%	95,8%	95,7%	92,5%	93,5%	81,4%	79,9%	2,3%	1,0%

Tableau 124: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion de proximité majoritaire et impacts générés)

9.16.3.2. Impacts évités potentiels : Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'
Tourbe (remplacée par le compost)	14,8%	48,5%	0,5%	2,6%	0,2%	0,9%	0,2%	1,1%	0,6%	3,2%	16,6%	52%
Engrais minéral (remplacé par le digestat liquide et solide)	51,8%	31,3%	98,2%	96,1%	97,6%	96,9%	97,2%	96,3%	93,6%	91,2%	31,1%	17,9%
Electricité et/ou chaleur (remplacé par biogaz)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Gaz naturel (remplacé par biométhane)	33,4%	20,2%	1,3%	1,2%	0,0%	2,2%	2,6%	2,6%	5,8%	5,6%	52,3%	30,1%

Tableau 125: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion de proximité majoritaire et impacts évités potentiels)

9.16.4. Gestion mixte

9.16.4.1. Impacts générés : Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	B1	B1'	B1	B1'	B1	B1'	B1	B1'	B1	B1'	B1	B1'
Récipient	1,8%	1,9%	0,3%	0,3%	0,9%	0,9%	0,7%	0,7%	3,2%	3,2%	8,2%	8,2%
Collecte	23,9%	23,9%	11,2%	11,2%	3,8%	3,8%	4,1%	4,1%	14,5%	14,5%	58,0%	58,0%
Déconditionnement	2,7%	2,5%	-0,2%	-0,2%	0,4%	0,4%	0,0%	0,0%	-0,3%	-0,4%	-2,1%	-3,1%
Infrastructure	1,3%	1,6%	1,5%	2,0%	0,4%	0,5%	0,5%	0,6%	1,7%	2,2%	2,5%	3,3%
Consommations	1,7%	2,4%	1,4%	2,2%	0,5%	0,7%	0,5%	0,7%	2,6%	4,3%	28,5%	28,9%
Émissions (processus)	54,5%	54,6%	6,4%	2,8%	0,5%	0,2%	6,7%	2,9%	5,2%	2,3%	0,0%	0,0%
Transport produit	0,7%	0,9%	0,3%	0,4%	0,5%	0,5%	0,5%	0,5%	1,2%	1,3%	1,9%	2,3%
Émissions (produits)	13,4%	11,8%	79,1%	61,1%	92,8%	83,7%	87,0%	67,7%	71,9%	55,9%	3,0%	1,3%

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	B2	B2'	B2	B2'	B2	B2'	B2	B2'	B2	B2'	B2	B2'
Récipient	1,8%	1,9%	0,3%	0,3%	0,9%	0,9%	0,7%	0,7%	3,2%	3,2%	8,2%	8,2%
Collecte	23,9%	23,9%	11,2%	11,2%	3,8%	3,8%	4,1%	4,1%	14,5%	14,5%	58,0%	58,0%
Déconditionnement	2,7%	2,5%	-0,2%	-0,2%	0,4%	0,4%	0,0%	0,0%	-0,3%	-0,4%	-2,1%	-2,1%
Infrastructure	1,2%	1,6%	1,5%	2,0%	0,4%	0,5%	0,5%	0,6%	1,6%	2,2%	2,5%	2,5%
Consommations	1,7%	2,4%	1,4%	2,2%	0,6%	0,8%	0,5%	0,7%	2,7%	4,3%	30,0%	30,0%
Émissions (processus)	54,5%	54,6%	6,4%	2,8%	0,5%	0,2%	6,7%	2,9%	5,2%	2,3%	0,0%	0,0%
Transport produit	0,7%	0,9%	0,3%	0,4%	0,5%	0,5%	0,5%	0,5%	1,2%	1,3%	1,9%	1,9%
Émissions (produits)	13,4%	11,8%	79,1%	61,1%	92,8%	83,7%	87,0%	67,7%	71,9%	55,9%	3,5%	3,5%

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	B3	B3'	B3	B3'	B3	B3'	B3	B3'	B3	B3'	B3	B3'
Récipient	1,8%	1,9%	0,3%	0,3%	0,9%	0,9%	0,7%	0,7%	3,2%	3,2%	8,2%	8,2%
Collecte	23,9%	23,9%	11,2%	11,2%	3,8%	3,8%	4,1%	4,1%	14,5%	14,5%	58,0%	58,0%
Déconditionnement	2,7%	2,5%	-0,2%	-0,2%	0,4%	0,4%	0,0%	0,0%	-0,3%	-0,4%	-2,1%	-3,1%
Infrastructure	1,2%	1,6%	1,5%	2,0%	0,4%	0,5%	0,5%	0,6%	1,6%	2,2%	2,5%	3,3%
Consommations	1,3%	2,2%	1,1%	2,1%	0,4%	0,7%	0,4%	0,7%	2,1%	4,1%	18,4%	24,7%
Émissions (processus)	52,7%	53,8%	6,4%	2,8%	0,5%	0,2%	6,7%	2,9%	5,2%	2,3%	0,0%	0,0%
Transport produit	0,7%	0,9%	0,3%	0,4%	0,5%	0,5%	0,5%	0,5%	1,2%	1,3%	1,9%	2,3%
Émissions (produits)	12,7%	11,5%	78,5%	60,9%	92,2%	83,4%	86,3%	67,5%	69,8%	55,0%	0,0%	0,0%
	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	B4	B4'	B4	B4'	B4	B4'	B4	B4'	B4	B4'	B4	B4'
Récipient	1,8%	1,9%	0,3%	0,3%	0,9%	0,9%	0,7%	0,7%	3,2%	3,2%	8,2%	8,2%
Collecte	23,9%	23,9%	11,2%	11,2%	3,8%	3,8%	4,1%	4,1%	14,5%	14,5%	58,0%	58,0%
Déconditionnement	2,7%	2,5%	-0,2%	-0,2%	0,4%	0,4%	0,0%	0,0%	-0,3%	-0,4%	-2,1%	-3,1%
Infrastructure	1,2%	1,6%	1,5%	2,0%	0,4%	0,5%	0,5%	0,6%	1,6%	2,2%	2,5%	3,3%
Consommations	1,5%	2,4%	1,3%	2,2%	0,5%	0,7%	0,4%	0,7%	2,5%	4,2%	25,6%	27,7%
Émissions (processus)	53,9%	54,3%	6,4%	2,8%	0,5%	0,2%	6,7%	2,9%	5,2%	2,3%	0,0%	0,0%
Transport produit	0,7%	0,9%	0,3%	0,4%	0,5%	0,5%	0,5%	0,5%	1,2%	1,3%	1,9%	2,3%
Émissions (produits)	13,1%	11,7%	78,9%	61,0%	92,6%	83,6%	86,7%	67,6%	71,2%	55,6%	2,2%	0,9%

Tableau 126: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion de proximité mixte et impacts générés)

9.16.4.2. Impacts évités potentiels : Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	B1	B1'	B1	B1'	B1	B1'	B1	B1'	B1	B1'	B1	B1'
Tourbe (remplacée par le compost)	14,8%	34,5%	0,5%	1,1%	0,2%	0,4%	0,2%	0,5%	0,6%	1,4%	16,6%	38,7%
Engrais minéral (remplacé par le digestat liquide et solide)	51,8%	22,2%	98,2%	42,1%	97,6%	41,8%	97,2%	41,6%	93,6%	40,1%	31,1%	13,3%
Electricité et/ou chaleur (remplacé par biogaz)	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz naturel (remplacé par biométhane)	33,4%	14,3%	1,3%	0,5%	2,2%	0,9%	2,6%	1,1%	5,8%	2,5%	52,3%	22,4%
	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	B2	B2'	B2	B2'	B2	B2'	B2	B2'	B2	B2'	B2	B2'
Tourbe (remplacée par le compost)	14,8%	34,5%	0,5%	1,1%	0,2%	0,4%	0,2%	0,5%	0,6%	1,4%	16,6%	38,7%
Engrais minéral (remplacé par le digestat liquide et solide)	51,8%	22,2%	98,2%	42,1%	97,6%	41,8%	97,2%	41,6%	93,6%	40,1%	31,1%	13,3%
Electricité et/ou chaleur (remplacé par biogaz)	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz naturel (remplacé par biométhane)	45,6%	19,5%	1,7%	0,7%	3,0%	1,3%	3,6%	1,5%	7,8%	3,4%	71,4%	30,6%

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	B3	B3'	B3	B3'	B3	B3'	B3	B3'	B3	B3'	B3	B3'
Tourbe (remplacée par le compost)	14,8%	34,5%	0,5%	1,1%	0,2%	0,4%	0,2%	0,5%	0,6%	1,4%	16,6%	38,7%
Engrais minéral (remplacé par le digestat liquide et solide)	51,8%	22,2%	98,2%	42,1%	97,6%	41,8%	97,2%	41,6%	93,6%	40,1%	31,1%	13,3%
Electricité et/ou chaleur (remplacé par biogaz)	16,8%	7,2%	8,0%	3,4%	3,5%	1,5%	2,8%	1,2%	10,7%	4,6%	242,0%	103,7%
Gaz naturel (remplacé par biométhane)	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	B4	B4'	B4	B4'	B4	B4'	B4	B4'	B4	B4'	B4	B4'
Tourbe (remplacée par le compost)	14,8%	34,5%	0,5%	1,1%	0,2%	0,4%	0,2%	0,5%	0,6%	1,4%	16,6%	38,7%
Engrais minéral (remplacé par le digestat liquide et solide)	51,8%	22,2%	98,2%	42,1%	97,6%	41,8%	97,2%	41,6%	93,6%	40,1%	31,1%	13,3%
Electricité et/ou chaleur (remplacé par biogaz)	5,6%	2,4%	2,7%	1,1%	1,2%	0,5%	0,9%	0,4%	3,6%	1,5%	80,7%	34,6%
Gaz naturel (remplacé par biométhane)	26,3%	11,3%	1,0%	0,4%	1,7%	0,7%	2,1%	0,9%	4,5%	1,9%	41,2%	17,7%

Tableau 127: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion mixte et impacts évités potentiels)

9.16.5. Gestion centralisée majoritaire

9.16.5.1. Impacts générés : Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'
Récipient	2,5%	2,6%	0,0%	0,0%	1,6%	1,6%	1,0%	1,0%	4,9%	4,9%	2,5%	2,6%
Collecte	23,1%	23,1%	10,0%	10,0%	3,6%	3,6%	3,8%	3,8%	12,8%	12,8%	23,1%	23,1%
Déconditionnement	4,1%	3,8%	-0,2%	-0,3%	0,6%	0,6%	0,1%	0,0%	-0,5%	-0,5%	4,1%	3,8%
Infrastructure	1,5%	2,0%	1,3%	1,9%	0,4%	0,6%	0,5%	0,7%	1,8%	2,5%	1,5%	2,0%
Consommations	2,5%	3,6%	1,9%	3,1%	0,8%	1,1%	0,7%	1,0%	3,5%	5,8%	2,5%	3,6%
Émissions (processus)	51,3%	51,4%	8,9%	3,9%	0,8%	0,3%	9,2%	4,0%	7,0%	3,0%	51,3%	51,4%
Transport produit	1,0%	1,2%	0,4%	0,5%	0,6%	0,6%	0,7%	0,7%	1,5%	1,6%	1,0%	1,2%
Émissions (produits)	14,0%	11,7%	77,6%	52,5%	91,5%	78,3%	84,1%	57,5%	68,8%	47,1%	14,0%	11,7%

Tableau 128: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion centralisée majoritaire et impacts générés)

9.16.5.2. Impacts évités potentiels : Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts

	Changement climatique		Particules fines		Eutrophisation marine		Eutrophisation terrestre		Acidification		Ressources fossiles	
Nom de la phase	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'	A1	A1'
Tourbe (remplacée par le compost)	14,8%	34,5%	0,5%	1,1%	0,2%	0,4%	0,2%	0,5%	0,6%	1,4%	16,6%	38,7%
Engrais minéral (remplacé par le digestat liquide et solide)	51,8%	22,2%	98,2%	42,1%	97,6%	41,8%	97,2%	41,6%	93,6%	40,1%	31,1%	13,3%
Electricité et/ou chaleur (remplacé par biogaz)	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz naturel (remplacé par biométhane)	33,4%	14,3%	1,3%	0,5%	2,2%	0,9%	2,6%	1,1%	5,8%	2,5%	52,3%	22,4%

Tableau 129: Contribution relative par phase pour les principales catégories d'impacts (gestion centralisée majoritaire et impacts évités potentiels)

9.16.6. Comparaison avec les scénarios de gestion historique, pour les autres catégories d'impacts

Territoire gestion de proximité majoritaire (A)

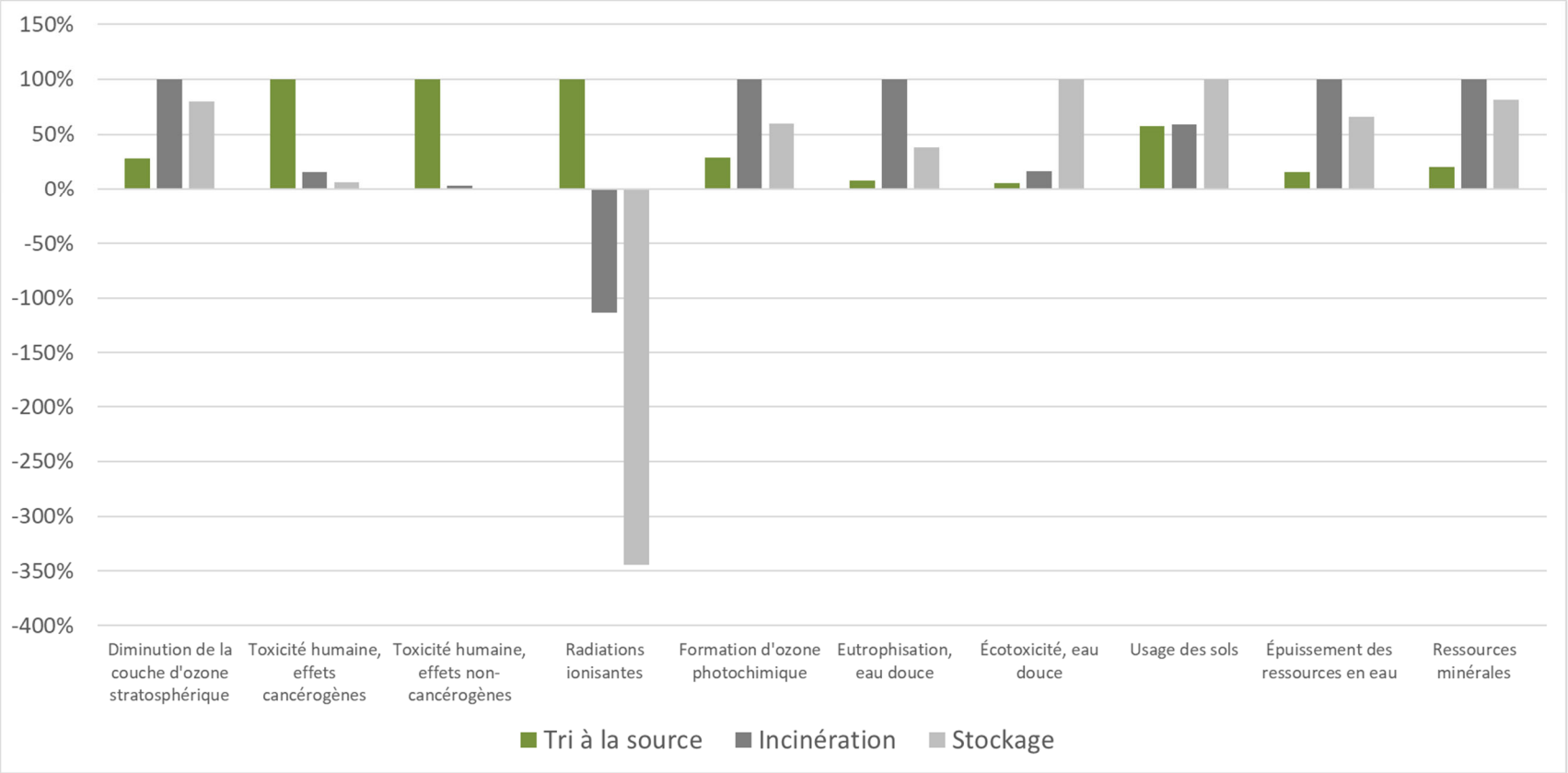


Figure 67: Comparaison entre les scénarios A et les scénarios de gestion historique, pour les autres catégories d'impacts

Territoire gestion mixte (B)

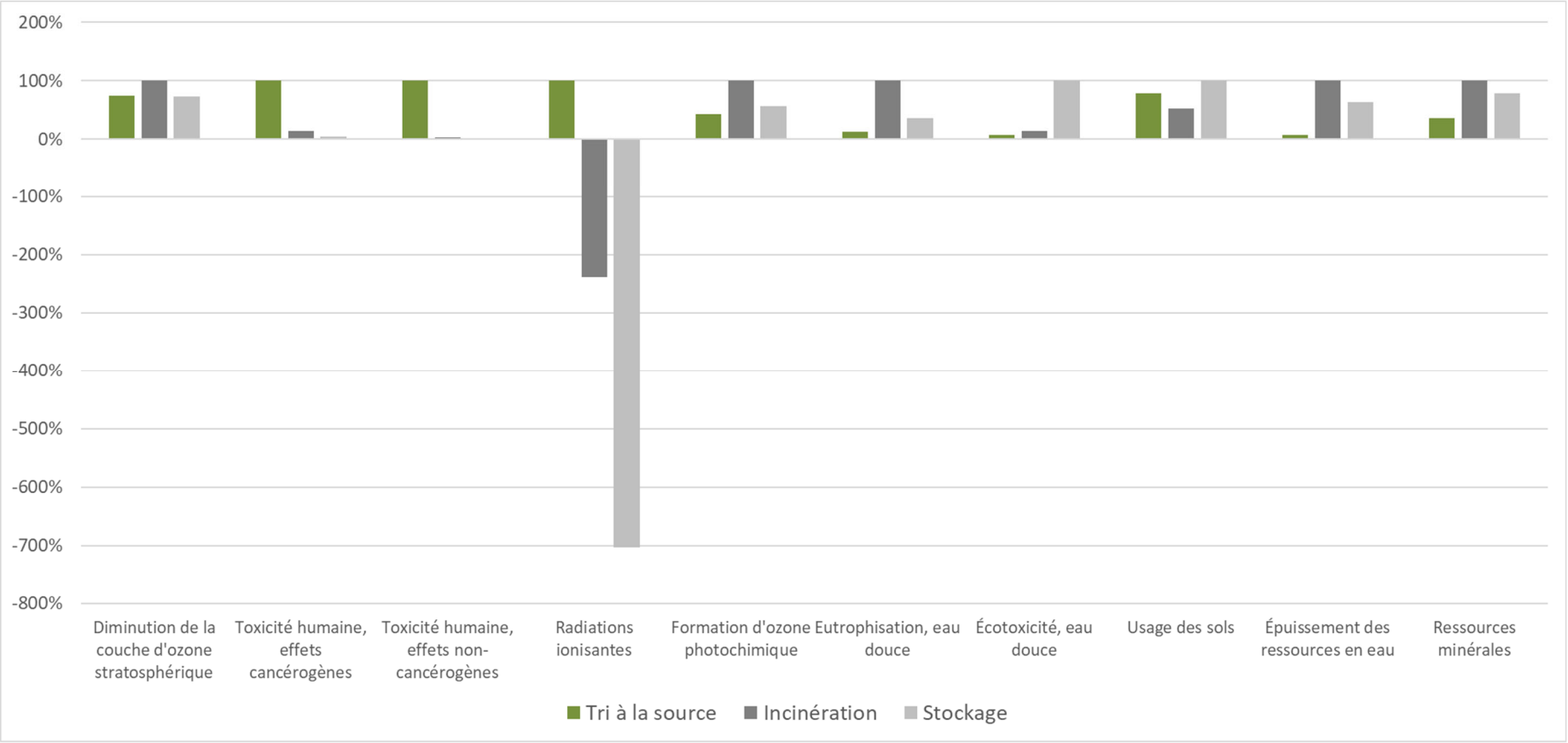


Figure 68: Comparaison entre les scénarios B et les scénarios de gestion historique, pour les autres catégories d'impacts

Territoire gestion centralisée majoritaire (C)

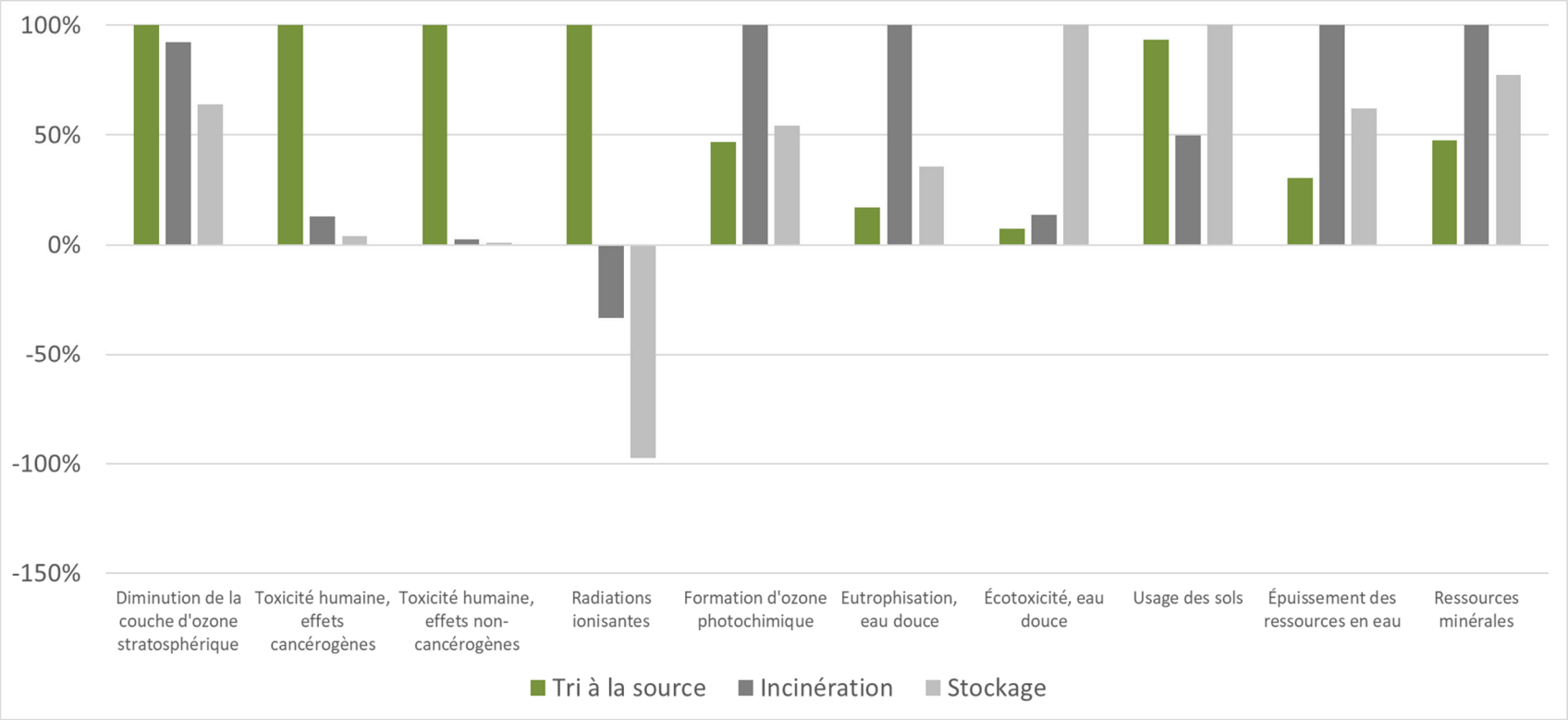


Figure 69: Comparaison entre les scénarios C et les scénarios de gestion historique, pour les autres catégories d'impacts

9.17. Comparaison avec l'étude précédente

9.17.1. Différences générales entre les deux études

L'étude actuelle utilise la méthodologie PEF et se sert d'ecoinvent comme base de jeux des données, tout comme l'étude précédente réalisée par EVEA. Toutefois, cette étude a été réalisée en 2019. Par conséquent, une autre version des facteurs de caractérisation est utilisée et une base de données plus complète est utilisée. Ecoinvent permet au praticien de l'ACV de choisir la méthode d'attribution, une méthode différente est utilisée dans les deux études.

Paramètre	Étude actuelle	Étude précédente
EF méthode	Version EF 3.1	Version EF 2.0
Version ecoinvent	Version 3.9.1	Version 3.5
Méthode d'allocation (jeux des données ecoinvent)	At point of substitution (APOS)	Cut-off

la définition des deux méthodes d'allocation :

- APOS : Modèle de système d'attribution dans lequel la responsabilité des déchets est partagée entre les producteurs et les utilisateurs subséquents des produits de valeur générés dans les processus de traitement.
- Cut-off : Modèle de système d'attribution dans lequel les déchets relèvent de la responsabilité du producteur (principe du "Pollueur Payeur ») et où il existe une incitation à utiliser des produits recyclables, qui sont disponibles sans charge (cut-off).

La version des facteurs de caractérisation déterminera la conversion des différentes émissions en résultats LCIA, les facteurs de caractérisation pour les principales émissions de cette étude sont présentés pour les deux versions (EF2.0 & EF3.1). Si la localisation géographique de l'émission est pertinente pour le facteur de caractérisation, la France est indiquée comme lieu d'émission dans cette étude. Dans l'étude précédente, il n'est pas fait mention d'émissions localisées. Par conséquent, les facteurs de caractérisation génériques (sans indication de localisation) sont supposés avoir été utilisés dans cette étude et sont présentés ici.

Émission	Catégorie d'impact	Étude actuelle		Étude précédente		Comparaison relative des facteurs
		Géographie	Facteur de caractérisation	Géographie	Facteur de caractérisation	
N_2O	Changement climatique	/	273	/	298	92%
CH_4	Changement climatique	/	27	/	34	79%
NH_3	Particules fines	FR	2,10E-05	/	2,10E-05	100%
	Eutrophisation terrestre	FR	10,755	/	13,47	80%
	Acidification	FR	0,857	/	3,02	28%
NO_3	Eutrophisation marine	/	0,226	/	0,226	100%
NO_x	Particules fines	FR	0,0000016	/	0,0000016	100%
	Acidification	/	12,557	/	12,557	100%

	Eutrophisation terrestre	/	58,675	/	58,675	100%
	Eutrophisation marine	/	0,389	/	0,389	100%

Tableau 130: Comparaison des facteurs de caractérisation (EF3.1 v EF2.0) des principales émissions et catégories d'impacts

Les différentes versions des facteurs de caractérisation auront un impact sur les résultats de :

- Changement climatique : les deux principales émissions ont un facteur de caractérisation plus faible. Cela aura un impact à la fois sur le compostage, où le N_2O est le principal gaz à effet de serre, et sur la méthanisation, où le CH_4 est le principal gaz à effet de serre.
- Ammoniac (NH_3) : pour deux des principales catégories d'impact, le facteur de caractérisation de l'ammoniac a diminué ; l'impact de cette émission sur l'eutrophisation terrestre et l'acidification sera plus faible dans cette étude que dans l'étude précédente.

Pour les autres émissions principales, le facteur de caractérisation est resté le même.

Pour les principales catégories d'impact, évaluées en détail dans le rapport de base, la majeure partie de l'impact est liée aux émissions lors du traitement des déchets alimentaires et de l'utilisation ultérieure des produits issus de ce traitement. Les jeux de données utilisés d'ecoinvent n'ont qu'un impact limité sur ces résultats, les jeux de données les plus importants étant :

- Combustion du biogaz dans une unité de cogénération pour produire de l'électricité et de la chaleur
- Combustion du biométhane pour produire de la chaleur
- Infrastructure : les principaux matériaux utilisés sont le béton et l'acier

Le Tableau 131 ci-dessous présente, pour les principales catégories d'impact, les résultats des principaux ensembles de données, pour les deux versions d'ecoinvent (v3.5 v 3.9.1). La comparaison pour la production de chaleur à partir de la combustion de biométhane ne peut être effectuée car le jeu de données utilisé n'est pas mentionné dans l'étude précédente et aucun jeu de données spécifique pour ce processus n'était disponible dans ecoinvent v3.5 (dans ecoinvent v3.9.1, il y a un processus " market for heat, central or small-scale, biomethane, EU w/o CH").

Catégorie d'impact	Unité	Version d'ecoinvent	Électricité, biogaz (kWh)	Chaleur, biogaz (MJ)	Acier (kg)	Béton (m^3)
Changement climatique	kg CO2-eq.	v3.5	1,74E-02	8,19E-04	1,98E+00	2,77E+02
		v3.9.1	1,60E-02	7,56E-04	2,08E+00	3,65E+02
		v3.9.1 / v3.5	92,3%	92,3%	105,0%	131,8%
Particules fines	DALY	v3.5	5,72E-10	2,71E-11	1,63E-07	5,82E-06
		v3.9.1	6,62E-10	3,12E-11	1,49E-07	1,33E-05
		v3.9.1 / v3.5	115,8%	114,9%	91,5%	228,3%
Acidification	Moles H eq.	v3.5	4,10E-04	1,94E-05	9,46E-03	7,55E-01
		v3.9.1	4,27E-04	2,01E-05	8,84E-03	1,30E+00
		v3.9.1 / v3.5	104,1%	103,9%	93,4%	172,5%
Eutrophisation terrestre	Moles N eq.	v3.5	5,59E-04	2,65E-05	2,06E-02	2,54E+00
		v3.9.1	6,09E-04	2,87E-05	2,09E-02	4,25E+00
		v3.9.1 / v3.5	109,0%	108,5%	101,5%	167,3%
Eutrophisation marine	kg N eq.	v3.5	5,12E-05	2,41E-06	1,89E-03	2,02E-01
		v3.9.1	5,44E-05	2,56E-06	1,96E-03	3,85E-01

		v3.9.1 / v3.5	106,3%	106,3%	103,6%	191,0%
Ressources fossiles	MJ	v3.5	8,47E-02	3,99E-03	2,54E+01	1,42E+03
		v3.9.1	7,74E-02	3,65E-03	2,17E+01	2,46E+03
		v3.9.1 / v3.5	91,3%	91,3%	85,4%	173,3%

Tableau 131: Comparaison des différentes versions d'ecoinvent (v3.5 vs v3.9.1) pour les principaux jeux de données

Il existe une différence significative d'impact entre les deux versions d'ecoinvent, pour tous les jeux de données ; en général, la différence est d'environ 10 % (soit plus élevée, soit plus faible dans la version actuelle par rapport à l'ancienne), sauf pour le béton où l'impact de la version actuelle est beaucoup plus important que celui de l'ancienne version pour toutes les catégories d'impact.

9.17.2. Comparaison par filière

Les principales raisons des différences pour les différentes filières de traitement entre les deux études sont présentées dans le Tableau 132.

Filière(s)	Paramètre	Différences entre les deux études	Catégories d'impacts impactées
Tous	Émissions azotées lors de l'épandage du compost/digestat	Ces émissions ont été recalculées pour cette étude avec l'outil Excel MFE, ces émissions sont significativement différentes de celles utilisées dans l'étude précédente. Dans l'étude actuelle, d'autres hypothèses concernent l'application du compost lorsqu'il est produit lors du compostage domestique (pas d'incorporation dans le sol). Voir Tableau 31 & Tableau 43 dans cette étude et tableau 17 & 29 dans l'étude précédente.	Particules fines, eutrophisation terrestre et marine, acidification
Filières de méthanisation	Émissions azotées évités lors l'épandage des engrais minérales	Ces émissions ont été recalculées pour cette étude avec l'outil Excel MFE, ces émissions sont significativement différentes de celles utilisées dans l'étude précédente. Voir Tableau 45 dans cette étude et tableau 31 dans l'étude précédente.	Particules fines, eutrophisation terrestre et marine, acidification
Compostage industriel	Replacement de tourbe	Cette étude : le compost remplace du tourbe (taux de replacement 100%) Étude EVEA : pas de replacement	Toutes
Méthanisation agricole - cogénération	Impacts évités liés à la	Cette étude : électricité mix national français évité & chaleur mix fossile évitée	Toutes

	production de biogaz	Étude EVEA : l'énergie dérivée du biogaz n'évite aucune autre production d'énergie	
Méthanisation agricole/centralisée - injection	Impacts évités liés à la production de biométhane	Cette étude : gaz naturel évité Étude EVEA : l'énergie dérivée du biogaz n'évite aucune autre production d'énergie	Toutes

Tableau 132: Principales raisons des différences entre les deux études

Les tableaux ci-dessous présentent les résultats totaux absolus par filière de traitement et par catégorie d'impact pour cette étude et l'étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019) qui sert de base à cette étude, pour les impacts générés et les impacts potentiellement évités séparément. Il n'est pas possible d'effectuer une comparaison pour trois des 16 catégories d'impact en raison de l'utilisation d'une autre unité dans l'étude précédente ; il s'agit des catégories concernant la toxicité (toxicité humaine effets cancérogènes et non-cancérogènes, et l'écotoxicité).

Les valeurs de l'étude précédente figurent dans leurs tableaux 35 et 36 (annexe 7.1), ces valeurs s'appliquent à l'unité fonctionnelle de « traiter un kg de DCT ». Les résultats de notre étude étant exprimés par tonne de déchets alimentaires, leurs valeurs de l'étude EVEA ont été multipliées par un facteur 1000. Similaires aux résultats présentés dans le chapitre 7.1.5, ces résultats n'incluent pas les étapes en amont, et sont exprimés par tonne de déchets alimentaires entrant dans l'installation de traitement. Les principales catégories d'impacts (analysées en détail dans le chapitre 7) sont indiquées en gras.

Compostage domestique

Catégorie d'impact	Unité	Résultats cette étude		Résultats étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019)		Comparaison (cette étude / étude précédente)	
		Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels
Changement climatique	kg CO2 eq.	120	/	130	-21[97]	93%	
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq.	4,31E-08	/	2,20E-07	/	20%[98]	/
Particules fines	Incidence de la maladie	8,29E-06	/	3,80E-06	/	218%	/
Radiations ionisantes	kBq U235 eq.	0,33	/	0,14	/	236%	/
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC-eq	0,12	/	0,07	/	177%	/
Acidification	Moles H+-eq	0,37	/	0,56	/	65%	/
Eutrophisation, terrestre	moles N-eq.	4,30	/	2,50	/	172%	/
Eutrophisation, eau douce	kg P eq.	7,07E-04	/	1,30E-04	/	544%	/
Eutrophisation marine	kg N eq.	0,51	/	0,46	/	110%	/
Usage des sols	pt	725	/	1200	/	60%	/
Epuisement des ressources en eau	m^3	0,66	/	1,10	/	60%	/
Ressources minérales	kg Sb eq.	1,09E-05	/	5,60E-06	/	196%	/
Ressources fossiles	MJ	32	/	32	/	100%	/

Tableau 133: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour le compostage domestique

[97] L'étude précédente mentionne que le seul impact évité pour cette filière de traitement est le carbone stocké grâce à l'application de compost. Cependant, la catégorie d'impact mentionnée dans cette étude est le changement climatique et n'inclut pas le carbone biogénique, ce qui signifie que cet avantage ne devrait pas être visible dans les résultats.

[98] Cette différence est principalement due à la version différente d'ecoinvent pour le processus 'market for sawnwood, beam, GLO' qui sert à modéliser l'infrastructure. Ce processus est le plus grand contributeur à cette catégorie d'impact (37%) et l'impact absolu est 7,5 fois moins important dans la version "3.9.1 cut-off" que dans la version "3.5 APOS".

Compostage partagé

Catégorie d'impact	Unité	Résultats cette étude		Résultats étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019)		Comparaison (cette étude / étude précédente)	
		Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels
Changement climatique	kg CO2 eq.	120	/	130	-21[97]	93%	
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq.	2,78E-08	/	1,10E-07	/	25%[98]	
Particules fines	Incidence de la maladie	8,08E-06	/	3,70E-06	/	218%	
Radiations ionisantes	kBq U235 eq.	0,18	/	0,08	/	215%	
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC-eq	0,11	/	0,06	/	181%	
Acidification	Moles H+-eq	0,36	/	0,56	/	64%	
Eutrophisation, terrestre	moles N-eq.	4,28	/	2,50	/	171%	
Eutrophisation, eau douce	kg P eq.	3,74E-04	/	6,80E-05	/	550%	
Eutrophisation marine	kg N eq.	0,50	/	0,46	/	110%	
Usage des sols	pt	191	/	330	/	60%	
Epuisement des ressources en eau	m³	0,36	/	1,10	/	60%	
Ressources minérales	kg Sb eq.	8,39E-06	/	1,80E-06	/	196%	
Ressources fossiles	MJ	20	/	17	/	100%	

Tableau 134: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour le compostage partagé

Compostage industriel

Catégorie d'impact	Unité	Résultats cette étude		Résultats étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019)		Comparaison (cette étude / étude précédente)	
		Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels
Changement climatique	kg CO2 eq.	138	-36	160	-13[99]	86%	276%
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq.	3,66E-07	-1,68E-08	1,00E-05	-5,10E-07	4%	3%
Particules fines	Incidence de la maladie	5,30E-06	-1,25E-07	5,50E-06	-4,00E-07	96%	31%
Radiations ionisantes	kBq U235 eq.	25,27	-0,18	11,00	-0,34	230%	54%
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC-eq	0,20	-0,01	0,20	-0,02	98%	33%
Acidification	Moles H+-eq	0,31	-0,01	0,71	-0,03	44%	28%
Eutrophisation, terrestre	moles N-eq.	2,52	-0,03	2,90	-0,10	87%	29%
Eutrophisation, eau douce	kg P eq.	6,31E-03	-5,95E-04	9,60E-04	-3,20E-04	658%	186%
Eutrophisation marine	kg N eq.	0,51	0,00	0,50	-0,01	102%	32%
Usage des sols	pt	1601	-4759	260	-8100	616%	59%
Epuisement des ressources en eau	m³	10,93	-1,01	21,00	-1,70	52%	60%
Ressources minérales	kg Sb eq.	1,44E-04	-2,66E-05	1,00E-04	-1,10E-05	144%	242%
Ressources fossiles	MJ	734	-1409	1300	-1400	56%	101%

Tableau 135: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour le compostage industriel

[99] La raison pour laquelle l'impact évité est si faible n'est pas claire. Une tonne de déchets alimentaires produit 0,6 t de compost, soit 0,92 m³ de compost (densité du compost = 650 kg/m³). Le remplacement de la tourbe se fait sur une base de volume 1:1, donc 0,92 m³ de compost remplace 0,92 m³ de tourbe, ce qui équivaut à 120 kg CO2-eq. (130 kg CO2-eq./m³ de tourbe).

Méthanisation agricole - cogénération

Catégorie d'impact	Unité	Résultats cette étude		Résultats étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019)		Comparaison (cette étude / étude précédente)	
		Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels
Changement climatique	kg CO2 eq.	129	-71	154	-9	84%	794%
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq.	1,74E-07	-1,29E-06	2,52E-06	-1,54E-05	7%	8%
Particules fines	Incidence de la maladie	1,79E-05	-1,15E-05	1,63E-05	-1,30E-05	110%	89%
Radiations ionisantes	kBq U235 eq.	13,44	-120,53	3,65	-29,00	368%	416%
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC-eq	0,26	-0,24	0,18	-21,00	146%	1%
Acidification	Moles H+-eq	0,90	-0,70	2,45	-1,80	37%	39%
Eutrophisation, terrestre	moles N-eq.	9,47	-5,93	10,60	-7,50	89%	79%
Eutrophisation, eau douce	kg P eq.	2,38E-03	-7,47E-03	6,70E-04	-7,50E-03	356%	100%
Eutrophisation marine	kg N eq.	0,81	-0,66	0,77	-0,66	105%	100%
Usage des sols	pt	457	-331	112	-380	408%	87%
Epuisement des ressources en eau	m³	4,34	-48,45	4,15	-52,00	105%	93%
Ressources minérales	kg Sb eq.	1,40E-04	-3,63E-04	4,36E-05	-3,00E-04	321%	121%
Ressources fossiles	MJ	365	-2979	406	-3100	90%	96%

Tableau 136: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour la méthanisation agricole - cogénération

Méthanisation agricole - injection

Catégorie d'impact	Unité	Résultats cette étude		Résultats étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019)		Comparaison (cette étude / étude précédente)	
		Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels
Changement climatique	kg CO2 eq.	141	-101	179	-13	79%	780%
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq.	3,11E-07	-3,18E-06	3,90E-06	-9,23E-06	8%	34%
Particules fines	Incidence de la maladie	1,80E-05	-1,09E-05	1,62E-05	-1,20E-05	111%	90%
Radiations ionisantes	kBq U235 eq.	32,64	-1,36	7,39	-1,40	442%	97%
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC-eq	0,26	-0,29	0,15	-0,21	174%	136%
Acidification	Moles H+-eq	0,84	-0,68	2,36	-1,80	36%	38%
Eutrophisation, terrestre	moles N-eq.	9,46	-5,97	10,50	-7,40	90%	81%
Eutrophisation, eau douce	kg P eq.	4,69E-03	-5,30E-03	6,08E-04	-6,80E-03	771%	78%
Eutrophisation marine	kg N eq.	0,81	-0,66	0,76	-0,66	106%	99%
Usage des sols	pt	475	-106	112	-290	424%	37%
Epuisement des ressources en eau	m³	10,03	-21,89	7,37	-26,00	136%	84%
Ressources minérales	kg Sb eq.	2,12E-04	-3,18E-04	3,66E-05	-2,80E-04	579%	114%
Ressources fossiles	MJ	799	-1118	755	-1200	106%	93%

Tableau 137: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour la méthanisation agricole - injection

Méthanisation centralisée

Catégorie d'impact	Unité	Résultats cette étude		Résultats étude précédente (ADEME, EVEA, S3D, 2019)		Comparaison (cette étude / étude précédente)	
		Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels	Impacts générés	Impacts évités potentiels
Changement climatique	kg CO2 eq.	140	-89	185	-13	76%	683%
Diminution de la couche d'ozone stratosphérique	kg CFC-11 eq.	2,97E-07	-2,50E-06	4,91E-06	-9,34E-06	6%	27%
Particules fines	Incidence de la maladie	1,80E-05	-1,08E-05	1,66E-05	-1,20E-05	108%	90%
Radiations ionisantes	kBq U235 eq.	29,96	-1,30	7,25	-1,40	413%	93%
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC-eq	0,26	-0,26	0,17	-0,21	148%	123%
Acidification	Moles H+-eq	0,84	-0,67	2,39	-1,80	35%	37%
Eutrophisation, terrestre	moles N-eq.	9,46	-5,91	10,60	-7,40	89%	80%
Eutrophisation, eau douce	kg P eq.	4,64E-03	-5,04E-03	6,71E-04	-6,80E-03	692%	74%
Eutrophisation marine	kg N eq.	0,81	-0,65	0,77	-0,66	105%	99%
Usage des sols	pt	528	-102	186	-290	284%	35%
Epuisement des ressources en eau	m³	9,38	-20,83	7,54	-26,00	124%	80%
Ressources minérales	kg Sb eq.	2,10E-04	-3,09E-04	5,48E-05	-2,80E-04	383%	110%
Ressources fossiles	MJ	741	-910	787	-1180	94%	77%

Tableau 138: Comparaison des résultats totaux entre cette étude et l'étude précédente, pour la méthanisation centralisée

9.18. Évaluation de la qualité des données

9.18.1. Données primaires

Paramètre	Influence sur les résultats	Qualité des données	Explication
Distances de collecte par tonne	Faible - élevée	Bonne	L'impact (relatif) de la collecte dépend en grande partie du type de zone où a lieu la collecte des déchets alimentaires. Dans une zone rurale, il faudra parcourir beaucoup plus de kilomètres que dans un environnement urbain. L'importance de la collecte dans les scénarios théoriques est également réduite du fait qu'une partie de la gestion se fait par le biais d'une "gestion de proximité" qui ne nécessite aucun transport. Ainsi, l'influence de la phase de collecte pourrait être très faible, mais aussi relativement importante pour la gestion globale des déchets alimentaires. Les distances par tonne utilisées dans le modèle ACV sont issues du « cadre de référence », qui fournit ces valeurs spécifiques pour la France et pour différents types de zones (urbaines, rurales...). Ces données sont donc considérées comme étant de bonne qualité
Poids du sac/bac de collecte	Faible	Satisfaisante	Le poids du sac/bac est tiré d'exemples réels. Cette étude visant à couvrir l'ensemble du territoire français, une variation naturelle de ce paramètre est à prévoir. Les collectivités feront usage de différents types de sacs avec des poids légèrement différents. Cependant, en raison de l'importance relativement faible de cette phase du cycle de vie, l'utilisation d'une valeur moyenne est suffisante. Il n'est pas pertinent de réaliser des analyses de sensibilité sur ce paramètre.
Inputs lors de l'étape de déconditionnement	Faible	Bonne	Les données pour modéliser l'étape de déconditionnement sont basées sur des données réelles provenant de différentes usines en France, la qualité de ces données est donc au moins satisfaisante. Cependant, ces installations traitent principalement des aliments emballés provenant de GMS et seulement une petite partie des déchets alimentaires provenant des ménages. À l'avenir, lorsqu'une collecte séparée des déchets alimentaires aura été mise en place dans toute la France, on peut s'attendre à ce que ce ne soit plus le cas et à ce que relativement plus de déchets alimentaires provenant des ménages soient traités. Cela aura très probablement un impact sur ces données primaires. Les intrants (énergie, eau...) ne devraient pas changer radicalement, mais le taux de refus changera ; les déchets alimentaires provenant des ménages ne sont généralement pas emballés, alors que les déchets alimentaires provenant des GMS le sont.
Taux de refus de déconditionnement	Faible	Satisfaisante	
Infrastructures des installations de traitement	Faible	Bonne	L'infrastructure et les intrants pendant le processus de compostage et de méthanisation sont basés sur des installations réelles en France, et donc jugés de bonne qualité. Une certaine variation naturelle peut à nouveau être attendue puisque les installations dans toute la France ne seront pas uniformes. L'impact de ces deux phases est insignifiant par rapport à l'impact global de la gestion des déchets alimentaires.
Inputs lors du traitement biologique	Faible	Bonne	
Émissions pendant les traitements	Moyenne	Satisfaisante	Les émissions au cours du traitement biologique détermineront en grande partie l'impact global sur le changement climatique.

Paramètre	Influence sur les résultats	Qualité des données	Explication
			Cependant, leur impact sur les autres principales catégories d'impact est plutôt limité. C'est pourquoi l'importance de ces émissions n'est jugée que "moyenne". La principale limite de cette étude liée à ces données primaires est l'utilisation des mêmes facteurs d'émission pour les trois filières de compostage. Les données sur les facteurs d'émission pendant le compostage des déchets alimentaires seulement sont plutôt limitées. Des analyses de sensibilité ont été effectuées sur les principales émissions pendant le compostage, en mettant l'accent sur le compostage domestique/partagé, afin de déterminer l'impact qu'elles pourraient avoir sur les résultats globaux.
Taux de fuites lors de la méthanisation	Moyenne	Satisfaisante	Le taux de fuite pendant la digestion déterminera la quantité de biogaz qui s'échappe dans l'atmosphère pendant la digestion. Comme ci-dessus, l'influence de ce paramètre est jugée "moyenne" puisqu'il n'affecte que le résultat pour le changement climatique et pas les autres catégories d'impact. Ce taux de fuite de méthane dépendra de la bonne gestion de l'installation et de la présence ou non d'une torche automatique, qui variera selon les différents digesteurs. Pour en tenir compte, une analyse de sensibilité est effectuée pour évaluer l'impact de l'installation d'une torche automatique qui brûle le méthane avant de le rejeter dans l'atmosphère (en CO_2, un gaz à effet de serre moins nocif).
Émissions pendant l'épandage de compost/digestat	Elevée	Bonne	Les émissions lors de l'épandage du compost/digestat sont calculées en tenant compte de la composition du compost/digestat modélisé, et pour une situation spécifique à la France et pour une méthode d'application spécifique. Les émissions calculées sont donc jugées de bonne qualité. Tous les agriculteurs n'utiliseront pas la même méthode d'application en l'appliquant sur leur champ, l'impact de ce choix est évalué dans une analyse de sensibilité. Ces émissions sont le principal moteur de 4 des 6 principales catégories d'impact, leur influence sur l'impact environnemental global de la gestion des déchets alimentaires est très importante
Taux de remplacement des alternatives fossiles	Elevée	Satisfaisante	Les différents produits biologiques ont tous la possibilité de remplacer un produit fossile. Cet impact possiblement évité peut compenser une partie importante de l'impact généré lors de la gestion des déchets alimentaires, pour toutes les principales catégories d'impact. Les taux de remplacement de la tourbe par le compost et de la chaleur fossile par le biogaz sont tous deux basés sur des données françaises. Le remplacement des engrais organiques par le digestat est basé sur une hypothèse de remplacement total, le taux réel pourrait être inférieur. L'impact de ces taux de remplacement est évalué dans différentes analyses de sensibilité.

Tableau 139: Évaluation qualitative des données primaires utilisées (sous forme agrégée)

9.18.2. Données secondaires

Une évaluation semi-quantitative de la qualité des données secondaires est réalisée suivant la procédure suivante :

- Classer les jeux de données d'inventaire du cycle de vie par ordre décroissant de contributions au cycle de vie pour toutes les catégories d'impact étudiées. Ce classement est effectué indépendamment pour chaque scénario.

- Identifier les inventaires contribuant à au moins 80 % des impacts pour chaque catégorie d'impact pertinente.
- Évaluer la qualité des données par un jugement semi-quantitatif basé sur 3 critères :
    - Représentativité technologique (TeR) ;
    - Représentativité temporelle (TiR)
    - Représentativité géographique (GR) ;

Cinq niveaux de qualité sont définis pour chaque critère :

- très bon (1) ;
- bon (2) ;
- passable (3) ;
- médiocre (4) ;
- très mauvais (5).

La description des critères est donnée dans le tableau suivant :

Critère	Explication
TeR	Mesure dans laquelle l'ensemble de données reflète le champ technologique considéré.
TiR	Mesure dans laquelle le jeu de données reflète les conditions particulières du système considéré en ce qui concerne la date/l'âge des données. Le critère de représentativité temporelle est basé sur la moyenne des deux sous-critères suivants : • la différence entre l'année de référence de l'étude et la fin de la période de validité de l'inventaire du cycle de vie (validité du jeu de données TiR) ; • la différence entre l'année de référence de l'étude et l'année de référence TiR. $$TiR\ (moyen) = \frac{Tir\ validité\ du\ jeu\ des\ données + TiR\ année\ de\ référence}{2}$$
GR	Mesure dans laquelle l'ensemble de données reflète le champ d'application géographique considéré.

Tableau 140 : Critères d'évaluation de la qualité des jeux de données secondaires

Les critères de notation des inventaires de cycle de vie sont présentés dans le tableau suivant :

Score	TiR	TeR	GR
1	Moins de 2 ans après l'année de référence ou la fin de la période de validité	La technologie couverte par l'étude est exactement la même que celle de l'ensemble des données.	Le processus modélisé dans l'étude se déroule dans la zone géographique représentée dans l'ensemble de données.
2	Moins de 5 ans à partir de l'année de référence ou de la fin de la période de validité	La technologie visée par l'étude est couverte par le mélange de technologies représentées dans le jeu de données	Le processus modélisé dans l'étude se déroule dans l'une des zones géographiques couvertes par l'ensemble de données.
3	Moins de 10 ans à partir de l'année de référence ou de la fin de la période de validité	La technologie étudiée est partiellement couverte par le périmètre du jeu de données	Le processus modélisé dans l'étude se déroule dans l'une des zones géographiques extrapolées par l'ensemble de données.
4	Moins de 15 ans à partir de l'année de référence ou de la fin de la période de validité.	La technologie étudiée est similaire à celle du périmètre du jeu de données	Le processus modélisé dans l'étude se déroule dans une zone géographique qui n'est pas couverte par l'ensemble de données, mais il y a suffisamment de similitudes pour que l'on puisse dire qu'il s'agit d'un expert.
5	Plus de 15 ans par rapport à l'année de référence ou à la fin de la période de validité.	La technologie couverte par l'étude est différente de celle du périmètre du jeu de données	Le processus modélisé dans l'étude se déroule dans une zone géographique différente de celle couverte par l'ensemble de données.

Tableau 141 : Critères de notation de la qualité des jeux de données d'inventaire du cycle de vie

Le score de qualité obtenu à partir de l'évaluation de chaque jeu de donnée d'inventaire permet de juger de la qualité globale de l'étude par rapport aux jeux de données d'inventaire utilisés.

Évaluation globale de la qualité des données	Niveau global de la qualité des données
≤ 1.6	Excellente qualité
>1.6 et ≤ 2.0	Très bonne qualité
>2.0 et ≤ 3.0	Bonne qualité
>3 et ≤ 4.0	Qualité satisfaisante
>4	Qualité insuffisante

Tableau 142 : Niveau global de la qualité des données selon les évaluations

La qualité des différents jeux de données utilisés dans le modèle est évaluée et présentée dans le tableau ci-dessous. Les jeux de données sont regroupés par étape de la gestion des déchets alimentaires. Il est possible qu'un jeu de données soit utilisé dans différentes phases, cependant, il n'est présenté qu'une seule fois puisque l'évaluation ne dépend pas de la phase dans laquelle il est impliqué.

A noter qu'une grande partie de l'impact environnemental n'est pas modélisée à l'aide des jeux de données ecoinvent, mais plutôt directement à l'aide des flux élémentaires pour modéliser les différentes émissions qui se produisent pendant le traitement biologique et pendant l'application du compost/digestat (par exemple : l'émission de N_2O pendant le compostage).

Remarques générales sur la qualité des jeux de données secondaires :

- Tous les jeux de données sont au moins de qualité satisfaisante (au moins un score de 4). La plupart des jeux de données sont de bonne qualité (>2.0 et ≤ 3.0), seul un nombre limité de jeux de données présente un score supérieur à celui-ci (≤ 2.0).
- Les jeux de données ayant le score le plus bas sont principalement ceux liés au traitement des déchets (incinération ou stockage).

  La base de données ecoinvent est dans sa version 3.9 assez limitée sur le sujet. Seuls des jeux de données basés sur des usines suisses ou des données mondiales extrapolées sont disponibles. Cependant, ces jeux de données sont généralement représentatifs de la gestion des déchets dans d'autres pays européens tels que la France.

  L'impact de la qualité de ces jeux de données sur les résultats est assez limité car ces jeux de données sont principalement relatifs au traitement du sac/bac et aux infrastructures des installations de traitement. Ces étapes n'ont qu'un impact limité sur les résultats d'impact de la gestion des déchets alimentaires.
- Les deux jeux de données sur l'épandage du compost/digestat ont également un score relativement faible, principalement en raison de l'âge de l'ensemble de données (données anciennes) et de la représentativité géographique.

  Là encore, seuls des jeux de données pour la Suisse sont disponibles dans ecoinvent. En raison de l'impact très limité de ces jeux de données sur les résultats d'impact, l'utilisation de ces jeux de données est jugée raisonnable et ne nécessite pas d'efforts supplémentaires pour améliorer la modélisation.

Étape de la gestion des déchets alimentaires	Nom du jeu de donnée d'inventaire	TiR	TeR	GR	Score total
Collecte	Transport by Truck, Articulated, RER, RDC modelling (Copert V emissions)	2,5	1	2	1,8
Récipient	Amidon maïs/PBAT production, FR	2,5	1	1	1,5
	market for polyethylene, high density, granulate, GLO	2,5	1	3	2,2
	injection moulding, RER	3	2	2	2,3
Déconditionnement & traitement refus (sauf les déchets alimentaires)	market for electricity, medium voltage, FR	2	1	1	1,3
	market for heat, district or industrial, natural gas, EU w/o CH	2.5	2	2	2.2
	market for tap water, EU w/o CH	2.5	2	2	2.2
	treatment of waste polyethylene, municipal incineration, CH	3	2	4	3.0
	treatment of waste polyethylene, sanitary landfill, CH	3	2	4	3.0
	heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW, EU w/o CH	3	2	2	2.3
	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW, EU w/o CH	3	2	2	2.3
Traitement biologique : infrastructure	market for sawnwood, beam, softwood, dried (u=10%), planed, EU w/o CH	1.5	2	2	1.8
	treatment of waste wood, post-consumer, sorting and shredding, RoW	3	2	3	2.7
	treatment of waste wood, untreated, municipal incineration, CH	3	2	4	3.0
	treatment of waste wood, untreated, sanitary landfill, CH	3	2	4	3,0
	transport, passenger car, medium size, natural gas, EURO 5, RoW	2,5	2	3	2,5
	concrete, all types to generic market for concrete, medium strength, RoW	1,5	2	3	2,2
	market for waste concrete, not reinforced, EU w/o CH	2,5	3	2	2,5
	steel production, converter, low-alloyed, RER	2	2	2	2,0
	treatment of waste reinforcement steel, recycling, RoW	3	2	3	2,7
	steel production, electric, low-alloyed, EU w/o CH	2	2	2	2,0
	conveyor belt production, RER	3	2	2	2,3
	market for ventilation of dwellings, central, 1 x 720 m3/h, GLO	2,5	2	3	2,5
	market for wood chips, wet, measured as dry mass, EU w/o CH	1,5	2	2	1,8
Traitement biologique : input	market for heat, district or industrial, other than natural gas, EU w/o CH	2,5	2	2	2,2
Traitement biologique : application des	fertilising, by broadcaster, CH	3	2	4	3,0
	liquid manure spreading, by vacuum tanker, CH	3	3	4	3,3
	peat moss production, horticultural use, RoW	2,5	2	3	2.5

Étape de la gestion des déchets alimentaires	Nom du jeu de donnée d'inventaire	TiR	TeR	GR	Score total
produits & évitements	heat and power co-generation, biogas, gas engine, FR	3	2	1	2,0
	market for electricity, high voltage, FR	2	1	1	1,3
	heat and power co-generation, oil, FR	3	2	1	2,0
	heat and power co-generation, hard coal, DE	3	2	4	3,0
	heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100MW electrical, FR	3	2	1	2,0
	market for ammonium nitrate, RER	2	2	2	2,0
	market for inorganic phosphorus fertiliser, as P2O5, FR	2	2	1	1,7

Tableau 143 : Evaluation de la qualité des jeux de données utilisés dans le modèle

L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique -, nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols… - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

LES COLLECTIONS DE
L'**ADEME**

FAITS ET CHIFFRES
L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.

CLÉS POUR AGIR
L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.

ILS L'ONT FAIT
L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.

EXPERTISES
L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard

HORIZONS
L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

ADEME
AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE

EXPERTISES

EMPREINTE ENVIRONNEMENTALE DE LA GESTION TERRITORIALISEE DES DECHETS ALIMENTAIRES

Cette étude vise à évaluer l'empreinte environnementale de la gestion des déchets alimentaires sur différents territoires représentant l'hétérogénéité des collectivités territoriales françaises.
Le champ d'application de l'évaluation environnementale comprend toutes les étapes d'un système de gestion des déchets et se traduit par l'unité fonctionnelle (UF) suivante : "collecte et traitement d'une tonne de déchets alimentaires après un tri à la source par le citoyen".

L'objectif de l'étude est d'aider les collectivités territoriales dans le processus de prise de décision concernant le mode (ou la combinaison des modes) de gestion des déchets alimentaires à mettre en place sur leur territoire, en fournissant des données sur la performance environnementale des différentes options de gestion dont elles disposent.

Trois types de territoires différents sont évalués et, au sein de chaque territoire, différents scénarios de gestion des déchets alimentaires sont évalués, pour un total de 12 scénarios de gestion des déchets alimentaires. En outre, différents scénarios alternatifs et analyses de sensibilité sont réalisés pour répondre à différentes questions concernant la gestion des déchets alimentaires.

Les résultats de l'ACV sont utilisés pour définir certaines recommandations qui peuvent être utilisées pour guider les collectivités dans leur processus de prise de décision sur le type de gestion des déchets alimentaires à mettre en œuvre.