



# **Bilan environnemental des filères de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées**

## **Approches méthodologiques et bilan des données d'inventaires de gaz à effet de serre**

**Rapport final**

**Pradel Marilys (Irstea)  
Reverdy Anne-Laure (Irstea)**

**Février 2013**

- **AUTEURS**

**Marilys PRADEL**, Ingénieur d'études ACV (Irstea), [marilys.pradel@irstea.fr](mailto:marilys.pradel@irstea.fr)

**Anne-Laure REVERDY**, Ingénieur d'études (Irstea), [anne-laure.reverdy@irstea.fr](mailto:anne-laure.reverdy@irstea.fr)

- **CORRESPONDANT ONEMA**

**Stéphane GARNAUD**, Chargé de mission "Eau et assainissement" [stephane.garnaud@onema.fr](mailto:stephane.garnaud@onema.fr),  
puis **Céline LACOUR**, chargée de mission "l'Eau et les aménagements urbains"  
[celine.lacour@onema.fr](mailto:celine.lacour@onema.fr)

- **AUTRES CONTRIBUTEURS**

**Lynda AISSANI**, Ingénieur de recherche ACV (Irstea), [lynda.aissani@irstea.fr](mailto:lynda.aissani@irstea.fr)

**Droits d'usage** : accès libre

**Niveau géographique** : National

**Couverture géographique** : France

**Niveau de lecture** : professionnels, experts

- **RESUME**

La France comptait 18 637 stations de traitement des eaux usées en 2010. Chaque station possède ses propres caractéristiques, mais elles ont toutes un point commun : elles produisent des boues principalement constituées d'eau, d'éléments minéraux et de matière organique. Elles sont le plus souvent traitées afin de diminuer leurs volumes, de les stabiliser et de les hygiéniser puis éliminées par épandage (direct ou après compostage), incinération spécifique sur la station, co-incinération avec des ordures ménagères ou enfouissement dans des centres d'enfouissement technique.

Ces systèmes de traitement et de valorisation des boues sont responsables d'impacts sur l'environnement.

Le présent rapport constitue une ébauche à la mise en place d'un outil d'analyse environnementale de type Analyse du Cycle de Vie pour les filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées.

La première partie porte sur la méthodologie appliquée afin de réaliser une ACV des filières de traitement et de valorisation des boues. Pour cela, une étude de la littérature existante sur l'ACV des filières de traitement et de valorisation des boues est réalisée puis les particularités méthodologiques sont identifiées, notamment : le périmètre du système étudié et l'unité fonctionnelle, les règles d'allocation et de substitution, les modalités de prise en compte du carbone biogénique et fossile et les pouvoirs de réchauffement globaux.

La seconde partie porte sur une analyse approfondie des données manquantes d'un précédent rapport qui était centré sur les émissions de GES (Reverdy and Pradel, 2011) ainsi que sur une première identification des différents types d'émissions inventoriées pour la réalisation des inventaire de cycle de vie des différentes étapes de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées.

- **MOTS CLES**

Station de traitement des eaux usées (STEU)

Analyse du cycle de vie (ACV)

Bilan carbone

Gaz à effet de serre (GES)

Emissions

Inventaire

## LIFE CYCLE ASSESSMENT OF SLUDGE TREATMENT AND DISPOSAL ROUTES – METHODOLOGICAL APPROACH

- **ABSTRACT**

In 2010, France counted 18.637 wastewater treatment plants. Each station has its own characteristics but the common point is that they produce sludges mainly constituted of water, minerals and organic matter. These sludges are treated to reduce their volumes, be stabilized and sanitized. Once treated, sludges are eliminated through different disposal routes by spreading (directly or after composting), specific incineration, incineration with household wastes or landfilling.

These different treatments and disposal routes are responsible of environmental impacts.

This report provides an outline of the implementation of environmental analysis tools like Life Cycle Assessment (LCA) or carbon footprint for sludge treatment and valorisation. A focus is provided on LCA methodological problems in this sector.

The first part focuses on the methodology used to perform a LCA of sewage sludge treatment and disposal routes. Based on a literature review, methodological characteristics are identified, including: the scope of the system and functional unit, allocation and substitution rules, biogenic and fossil carbon consideration in LCA and global warming potential.

The second part focuses on a comprehensive analysis of missing data in the previous report on GHG emissions (Reverdy and Pradel, 2011) as well as a first identification of different types of emissions to include in life cycle inventory of the treatment and disposal of sludges.

- **KEY WORDS**

Waste water treatment plant (WWTP)

Life cycle assessment (LCA)

Carbon footprint

Greenhouse gases (GHG)

Emissions

Inventory

- **SYNTHESE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE**

### **Contexte du projet**

Depuis bientôt 20 ans, l'Europe a pour objectif de restaurer une bonne qualité des milieux aquatiques par l'intermédiaire de la Directive Eaux Résiduaires Urbaines (1991) puis la Directive Cadre sur l'Eau (2000). La mise en place de ces réglementations s'est en partie traduite par l'installation de nouvelles stations de traitement des eaux usées et par l'amélioration des rendements épuratoires de celles déjà existantes.

En contrepartie, la quantité de boues produites par ces stations de traitement des eaux usées (18 637 STEU en 2010) a progressivement augmenté pour atteindre environ 1 100 000 tonnes de matières sèches en 2007 (Ferstler V., 2012). La réduction des impacts sur les milieux est l'un des objectifs fixé par le Grenelle de l'Environnement. Ainsi, l'une des problématiques émergentes de ces dernières années est de pouvoir quantifier ces impacts et notamment les impacts environnementaux liés à la gestion des déchets.

Les boues issues du traitement des eaux usées étant considérées comme des déchets, elles doivent être éliminées ou valorisées. Pour cela, certaines stations de traitement des eaux usées sont dotées de ce qu'on appelle des "filières boues" ayant trois objectifs : la réduction de la teneur en eau pour réduire les volumes, la stabilisation et l'hygiénisation pour rendre aptes les boues à une valorisation ultérieure.

En France, les stations de traitement des eaux usées sont équipées de nombreux modes de traitement des boues avec une large prédominance des systèmes d'épaississement et de déshydratation. Une fois traitées, ces boues sont envoyées dans 70% des cas vers une filière de valorisation biologique par épandage direct ou compostage puis épandage. La mise en décharge théoriquement interdite depuis 2002 est en recul permanent et ne représenterait plus que 8% du tonnage en 2008.

Les différentes filières mises en place par les gérants de STEU ont des coûts énergétiques plus ou moins importants et sont à l'origine de conséquences variables sur les milieux.

Une étude réalisée pour le compte du MEEDTL sur la période 2010-2011 (Reverdy and Pradel, 2011) a proposé une méthodologie pour réaliser le bilan environnemental des filières de traitement et de valorisation des boues en s'intéressant uniquement à l'impact sur le réchauffement climatique. Ce travail a permis de quantifier les flux de matière et d'énergie et les émissions de gaz à effet de serre (GES) attribuables aux filières de traitement (épaississement, déshydratation, ...) et de valorisation (épandage, incinération ou mise en décharge) des boues issues du traitement des eaux.

Les principaux résultats présentés dans ce rapport s'inscrivent dans la suite logique de cette étude. Le projet financé par l'Onema en 2012 avait ainsi pour objectifs de

- (i) pouvoir constituer une **ébauche de la mise en place d'un outil d'analyse environnementale de type Analyse du Cycle de Vie pour les filières de traitement et de valorisation des boues**,
- (ii) pouvoir **approfondir les données d'inventaire d'émissions de GES notamment celles relatives au carbone biogénique** et identifier les différents types d'émissions inventoriées pour la réalisation d'un inventaire du cycle de vie des filières de traitement et de valorisation des boues.

### Méthode mise en place

Le travail entrepris dans ce projet a été double.

Il a consisté d'une part à **identifier l'ensemble des problèmes méthodologiques considérés lors de la réalisation d'une Analyse de Cycle de Vie appliquée aux filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées**. Après une analyse de la littérature sur les résultats d'ACV appliquée à notre objet d'étude, une analyse plus poussée des particularités méthodologiques liées aux ACV « fin de vie » est abordée pour chacune des étapes de la réalisation de l'ACV : choix de l'unité fonctionnelle, délimitation des frontières du système, règles d'allocation, règles de substitution par extension des frontières du système, données d'inventaire et notamment prise en compte des émissions d'origine biogénique.

Il a consisté d'autre part à **compléter les données d'inventaire des émissions de GES d'origine biogénique identifiées pour l'ensemble de la filière de traitement et de valorisation des boues** afin de pouvoir répondre aux exigences des réglementations et recommandations et pouvoir mettre à jour les données d'inventaire de l'outil <sup>6</sup>E<sub>S</sub>TABoues développée en 2011.

### Principaux acquis obtenus

Les approches méthodologiques développées dans la première partie du rapport ne sont pas transférables en l'état. Cette partie a permis de poser les bases méthodologiques et d'identifier les points de blocage pour la réalisation d'ACV des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. La mise en application de ces approches méthodologiques se fera dans le cadre d'une nouvelle action de la programmation 2013-2015 de l'Onema.

Les résultats des travaux sur les données d'inventaire des émissions de GES d'origine biogénique sont quant à elles transférables en l'état. Toutefois, l'intégration de ces données dans l'outil <sup>6</sup>E<sub>S</sub>TABoues se fera également au cours d'une nouvelle action de la programmation 2013-2015 de l'Onema.

Les principales valeurs des émissions de GES en fonction des filières de traitement sont récapitulées dans les tableaux suivants.

Pour les filières de traitement des boues :

	<b>NATURE DES EMISSIONS BIOGENIQUES</b>	<b>VALEURS OBTENUES</b>
<b>Stockage des boues brutes liquides</b>	CH <sub>4</sub>	Temporaire : 1 kg CH <sub>4</sub> /tonne 3 mois : 36 kg CH <sub>4</sub> /tonne
<b>Déshydratation LSPR</b>	CO <sub>2</sub> CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O	Entre 5,6 et 10,9 kg C-CO <sub>2</sub> / EH / an Entre 34 et 58,4 g C-CH <sub>4</sub> / EH / an Entre 33 et 40,2 g N-N <sub>2</sub> O / EH / an
<b>Digestion aérobie</b>	CO <sub>2</sub>	$m(\text{CO}_{2\text{bio}}) = (88/13) \times \text{tMSi} \times \%MV$ Où <i>tMSi</i> = tonnage de MS entrantes en digestion <i>%MV</i> = % de matières volatiles dans les boues
<b>Digestion anaérobie</b>	CO <sub>2</sub> (biogaz CO <sub>2</sub> et CH <sub>4</sub> →CO <sub>2</sub> )	$m(\text{CO}_{2\text{bio relagué}}) = 8,33 \cdot 10^{-6} \times \text{tMB}$ $m(\text{CO}_{2\text{ bio issu CH}_4\text{ bio}}) = 1,24 \cdot 10^{-2} \times \text{tMB}$
	CH <sub>4</sub> (fuites)	Cf. rapport Reverdy and Pradel, 2011
<b>Compostage</b>	CO <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O CH <sub>4</sub>	<i>Variable selon le type de compostage :</i> Entre 86 et 826 kg CO <sub>2</sub> /tonne MS Entre 0,0015 et 71,6 kg N <sub>2</sub> O/ tonne MS Entre 0,06 et 90 kg CH <sub>4</sub> /tonne MS

Pour les filières de valorisation des boues :

	NATURE DES EMISSIONS BIOGENIQUES	VALEURS OBTENUES
<b>Incinération</b>	CO <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O	<i>Variable selon la technologie et le type de boue incinérée</i> Entre 1000 et 1500 kg CO <sub>2</sub> / tonne MS Entre 227 et 8190 kg N <sub>2</sub> O/ tonne
<b>Décharge</b>	CO <sub>2</sub> CH <sub>4</sub>	<p><i>Si le CH<sub>4</sub> est capté :</i></p> $m(\text{CO}_{2\text{bio}} \text{ libéré après torchère}) = 0,1909 \times \text{EgazC}$ $m(\text{CH}_{4\text{bio}} \text{ relargué fuites}) = 0,168 \times \text{EgazC}$ $m(\text{CO}_{2\text{bio}} \text{ relargué fuites}) = 0,132 \times \text{EgazC}$ <p><i>Si le CH<sub>4</sub> est brûlé :</i></p> $m(\text{CH}_{4\text{bio}} \text{ relargué}) = 0,7467 \times \text{EgazC}$ $m(\text{CO}_{2\text{bio}} \text{ relargué}) = 1,613 \times \text{EgazC}$ <p><i>Où EgazC = [C] × 0,5826 et [C] : Concentration de carbone dans les boues (kg / kg de boues brutes)</i></p>
<b>Epandage</b>	CO <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O	Cf. rapport Reverdy and Pradel, 2011

Une analyse prospective a également été conduite pour identifier les flux d'émissions vers l'air, l'eau et le sol et quantifier les flux entrants et sortants du système afin d'alimenter l'Inventaire du Cycle de Vie qui sera conduit dans une prochaine action de la programmation 2013-2015 de l'Onema. La majeure partie des données qui seront collectées le seront à partir d'une analyse des données existantes dans la littérature et dans les bases de données.

L'inventaire quantitatif de ces données sera réalisé au cours de l'année 2013. Dans ce rapport, seul un inventaire qualitatif des différents types d'émissions, pour chaque procédé de traitement et de valorisation des boues a été réalisé.

### **Conclusion**

Cette action a permis de pointer du doigt les difficultés méthodologiques liées à la réalisation d'ACV pour les filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Ces difficultés sont les suivantes :

- ▶ Non prise en compte de l'impact des procédés de traitement de la filière eau sur la filière boue produite et destinée à être traitée et valorisée
- ▶ Non prise en compte de la spatialisation des émissions en ACV (par exemple, les conditions environnementales lors de l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées et la sensibilité des milieux)
- ▶ Comment prendre en compte les systèmes "fin de vie" multi-entrants et multifonctionnels ?

La résolution de certaines de ces difficultés relève du domaine de la recherche. Toutefois, il est possible de proposer un certain nombre de recommandations quant à la réalisation de bilans environnementaux pour ces filières. Ces recommandations sont les suivantes :

- ▶ Bien délimiter le système et justifier le choix de l'unité fonctionnelle,

- ▶ Etre transparent sur l'origine et la qualité des données d'inventaire mobilisées,
- ▶ Bien définir et être transparent dans le choix des règles d'allocation, de substitution et des hypothèses,
- ▶ Différencier les émissions d'origine biogénique des émissions d'origine fossile ainsi que les impacts évités et les impacts générés dans la représentation graphique des résultats,
- ▶ Réaliser une analyse de sensibilité pour tester la sensibilité des résultats aux diverses hypothèses proposées (données d'inventaires, règles d'allocation et de substitution).

### **Références**

Ferstler V., 2012. Gestion des boues issues des eaux usées - Aspects réglementaires. Les rencontres de l'Eau en Loire-Bretagne, Clermont-Ferrand.

Reverdy, Pradel, 2011. Evaluation des émissions de GES des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Cemagref/MEEDTL, p. 94.

Pradel, M., 2008. Analyses de Cycle de Vie (ACV) appliquées au traitement des boues d'épuration : état de l'art, bilan des connaissances et des impacts environnementaux. Ingénieries EAT n°spécial 2008, p 81-93.

## Sommaire

<b>1. Introduction .....</b>	<b>10</b>
<b>2. Les ACV des filières de traitement et de valorisation des boues issues des eaux usées dans la littérature .....</b>	<b>12</b>
<b>2.1 Qu'est-ce que l'Analyse du Cycle de Vie ? .....</b>	<b>12</b>
2.1.1 Définition de l'objectif et du champ de l'étude.....	12
2.1.2 Analyse de l'inventaire ou phase d'inventaire du cycle de vie (ICV) .....	12
2.1.3 Evaluation des impacts environnementaux .....	12
2.1.4 Interprétation des résultats .....	13
<b>2.2 L'ACV appliquée aux filières de traitement et de valorisation des boues issues des eaux usées ....</b>	<b>13</b>
2.2.1 Frontières du système et unités fonctionnelles .....	13
2.2.2 Comparaison de scénarios et méthode de caractérisation des impacts utilisée .....	13
2.2.3 Principaux résultats d'ACV observés dans la littérature .....	13
<b>2.3 Principales conclusions à tirer de la littérature .....</b>	<b>18</b>
<b>3. Particularités méthodologiques liées aux ACV des filières de traitement et de valorisation des boues issues des STEU.....</b>	<b>19</b>
<b>3.1 ACV « fin de vie » et problèmes méthodologiques rencontrés .....</b>	<b>19</b>
<b>3.2 Périmètre du système et unités fonctionnelles classiquement utilisés en ACV « fin de vie » .....</b>	<b>20</b>
3.2.1 Périmètre du système classiquement modélisé en ACV « fin de vie » .....	20
3.2.2 Unités fonctionnelles classiquement utilisées en ACV « fin de vie » .....	21
3.2.3 Autre problème méthodologique rencontré, le cas des retours en tête de station .....	23
<b>3.3 Règles d'allocation en ACV « fin de vie » .....</b>	<b>25</b>
3.3.1 Règles d'allocation pour les coproduits/cofonctions .....	25
3.3.2 Règles d'allocations pour les déchets à éliminer .....	28
3.3.3 Règles d'allocation pour les déchets recyclés .....	28
<b>3.4 Particularités méthodologiques liées aux données d'inventaire .....</b>	<b>29</b>
3.4.1 Le carbone biogénique et le carbone fossile.....	29
3.4.2 Prise en compte du carbone biogénique dans la gestion des déchets .....	29
3.4.3 Les émissions liées au carbone fossile .....	30
3.4.4 Les émissions liées au carbone biogénique.....	31
3.4.5 Comptabilisation du carbone, oxydation du méthane et Pouvoir de Réchauffement Global .....	32
<b>4. Les impacts environnementaux .....</b>	<b>32</b>
<b>4.1 Caractérisation des impacts environnementaux.....</b>	<b>32</b>
<b>4.2 Interprétation des impacts environnementaux .....</b>	<b>34</b>
<b>5. Données d'inventaire – Emissions de GES.....</b>	<b>37</b>
<b>5.1 Etapes du traitement des boues responsables de la production de GES .....</b>	<b>37</b>

<b>5.2</b>	<b>Stockage</b> .....	<b>38</b>
<b>5.3</b>	<b>Conditionnement thermique</b> .....	<b>38</b>
<b>5.4</b>	<b>Digestion aérobie</b> .....	<b>38</b>
5.4.1	CO2 biogénique .....	38
5.4.2	N <sub>2</sub> O .....	39
5.4.3	Consommations électriques .....	39
<b>5.5</b>	<b>Digestion anaérobie</b> .....	<b>40</b>
<b>5.6</b>	<b>Lits de Séchage Plantés de Roseaux (LSPR)</b> .....	<b>41</b>
<b>5.7</b>	<b>Chaulage</b> .....	<b>42</b>
<b>5.8</b>	<b>Compostage</b> .....	<b>42</b>
<b>5.9</b>	<b>Séchage thermique</b> .....	<b>44</b>
<b>5.10</b>	<b>Séchage solaire</b> .....	<b>44</b>
<b>5.11</b>	<b>Incinération spécifique</b> .....	<b>44</b>
<b>5.12</b>	<b>Mise en décharge</b> .....	<b>46</b>
5.12.1	Emissions directes – Décharge.....	46
5.12.2	Consommables.....	47
5.12.3	Carbone séquestré.....	48
<b>5.13</b>	<b>Epandage</b> .....	<b>48</b>
5.13.1	Dynamique du carbone dans le sol.....	48
5.13.2	Effet d’apport de MOE sur le sol.....	49
5.13.3	Carbone séquestré dans les sols après épandage des boues .....	50
5.13.4	CO2 libéré vers l’atmosphère .....	50
5.13.5	Cas particulier du compostage.....	50
<b>6.</b>	<b><i>Données d’inventaires – Autres types d’émissions</i></b> .....	<b>51</b>
<b>7.</b>	<b><i>Conclusion</i></b> .....	<b>55</b>
<b>8.</b>	<b><i>Sigles et abréviations</i></b> .....	<b>56</b>
<b>9.</b>	<b><i>Bibliographie</i></b> .....	<b>57</b>
<b>10.</b>	<b><i>Table des tableaux</i></b> .....	<b>62</b>
<b>11.</b>	<b><i>Table des figures</i></b> .....	<b>62</b>

## 1. Introduction

Au 1<sup>er</sup> mars 2010, la France comptait 18 637 stations de traitement des eaux usées traitant une pollution des eaux équivalente à 75 millions d'équivalents habitants, à l'origine de la production de boues qui sont elles aussi traitées avant d'être éliminées.

Il existe de nombreuses voies de traitement combinant des procédés de concentration, de stabilisation et d'hygiénisation en fonction de la taille des Stations de Traitement des Eaux Usées (STEU) et des contraintes locales. En 2009, les boues produites par ces STEU dépassaient les 1 100 000 tonnes de matières sèches (Ferstler V., 2012) et étaient éliminées de la façon suivante : 75% étaient envoyées en épandage (direct ou après compostage), 18% étaient incinérées et 7% étaient envoyées en décharge.

Cependant, ces procédés de traitement et d'élimination des boues sont consommateurs d'énergie et sont responsables de la production de gaz à effet de serre (GES). Une étude a montré que le traitement et la valorisation des boues étaient responsables de plus de 40% des émissions de GES générés par une station de traitement des eaux usées (Shaw *et al.*, 2010).

Dans le cadre des conventions cadres 2009-2013 entre Irstea (ex-Cemagref) et le MEDDTL, les émissions de GES des filières de traitement et de valorisation des boues ont été inventoriées puis compilées au sein d'un outil de quantification afin que l'utilisateur, à partir d'un certain nombre de données, puisse évaluer les émissions de GES de sa propre STEU. L'outil réalisé porte le nom de <sup>G</sup>E<sub>S</sub>TABoues.

Cette étude, focalisée sur l'impact « réchauffement climatique », a pris en considération uniquement les émissions de CO<sub>2</sub> d'origine fossile, le CH<sub>4</sub> et le N<sub>2</sub>O. Cette approche monocritère ne permet pas toutefois d'identifier les éventuels transferts de pollution pouvant avoir lieu lorsque l'on compare une ou plusieurs filières de traitement et de valorisation des boues. Elle reste donc incomplète car elle ne prend pas en considération les autres polluants tels que ceux responsables d'impacts sur l'eutrophisation ou l'acidification des milieux. Par ailleurs, les nouvelles réglementations et recommandations (JRC, 2010; MEEDTL, 2012) doivent permettre de comptabiliser dans les inventaires le carbone (CO<sub>2</sub> principalement) d'origine biogénique. Une mise à jour des données d'inventaire de l'outil <sup>G</sup>E<sub>S</sub>TABoues est donc nécessaire pour répondre au mieux à ses nouvelles dispositions.

Le présent rapport a plusieurs objectifs :

- (i) Pouvoir constituer une ébauche de la mise en place d'un outil d'analyse environnementale de type Analyse du Cycle de Vie pour les filières de traitement et de valorisation des boues. Pour se faire, la première partie du rapport se concentrera sur les points méthodologiques identifiés comme critiques lors de la réalisation d'une ACV pour évaluer les impacts environnementaux des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées.
- (ii) Pouvoir approfondir les données d'inventaire d'émissions de GES et fournir une analyse approfondie des données manquantes du précédent rapport (Reverdy and Pradel, 2011) ainsi qu'une première identification des différents types d'émissions inventoriées pour la réalisation d'un inventaire du cycle de vie des filières de traitement et de valorisation des boues.



# PARTIE 1 – APPROCHES METHODOLOGIQUES

---

## 2. Les ACV des filières de traitement et de valorisation des boues issues des eaux usées dans la littérature

### 2.1 Qu'est-ce que l'Analyse du Cycle de Vie ?

L'ACV est une méthode normalisée (AFNORa, 2006; AFNORb, 2006) étudiant les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un système à chaque étape de son cycle de vie. Le cycle de vie d'un produit ou d'un système comprend les étapes de fabrication, d'utilisation et d'élimination, autrement dit du "berceau jusqu'à la tombe". Selon la norme, la réalisation d'une Analyse de Cycle de Vie nécessite quatre étapes : 1) la définition des objectifs et du champ de l'étude, 2) l'analyse de l'inventaire, 3) l'évaluation des impacts environnementaux, 4) l'interprétation des résultats.

#### 2.1.1 Définition de l'objectif et du champ de l'étude

Cette première étape est fondamentale pour l'étude ACV car elle conditionne à la fois l'ensemble des calculs mais également les hypothèses sur lesquelles s'appuieront les résultats de l'étude. La définition des objectifs a ainsi pour but de définir la problématique, les applications envisagées et les destinataires de l'étude. Le champ de l'étude, quant à lui, permettra de définir l'unité fonctionnelle, les frontières du système et la modélisation de ce dernier, les catégories et types de données à collecter et les hypothèses de départ.

#### 2.1.2 Analyse de l'inventaire ou phase d'inventaire du cycle de vie (ICV)

L'analyse de l'inventaire est l'étape la plus longue d'une étude ACV. En effet, chaque étape du cycle de vie consomme de l'énergie, des ressources non renouvelables et génère des émissions sur l'air, l'eau et le sol à un niveau local, régional ou global. La phase d'ICV consiste à réaliser le bilan des flux entrants (matière, énergie...) et sortants (émissions, déchets...) du système étudié.

#### 2.1.3 Evaluation des impacts environnementaux

Cette troisième étape consiste à traduire les flux entrants et sortants du système en indicateurs d'impacts potentiels. On parle alors de "caractérisation des impacts". Les flux sont convertis en quantité « équivalente » de substance de référence par un coefficient de caractérisation.

L'ACV propose une approche multicritère permettant d'étudier différentes catégories d'impacts environnementaux, *ie* des impacts orientés "problème" (mid-point impact) tels que l'eutrophisation, l'acidification, la toxicité humaine ou encore le réchauffement climatique, ou des impacts orientés "dommages" (end-point impact) tels que le changement climatique, la santé humaine ou la qualité des écosystèmes. La différence entre les deux types d'impacts réside dans le niveau d'agrégation des flux lors de la construction des modèles de caractérisation.

Cette étape de caractérisation des impacts peut être suivie par une étape de normalisation, permettant de comparer les différents résultats de caractérisation entre eux grâce à une valeur de référence (à l'échelle d'un pays, d'une personne ou d'un système à une période donnée).

#### 2.1.4 Interprétation des résultats

Cette dernière phase de l'ACV permet d'analyser les hypothèses émises, les méthodes utilisées, les résultats obtenus au niveau de l'analyse de l'inventaire et de l'évaluation des impacts. Elle permet de présenter les conclusions et recommandations de l'étude après une revue critique réalisée par une personne extérieure indépendante.

## **2.2 L'ACV appliquée aux filières de traitement et de valorisation des boues issues des eaux usées**

Plusieurs auteurs ont utilisé l'Analyse de Cycle de Vie pour connaître les impacts environnementaux des différentes filières de traitement des boues de stations de traitement des eaux usées et des procédés d'élimination/valorisation de ces boues (Suh and Rousseaux, 2002; Lundin *et al.*, 2004; Svanstrom *et al.*, 2004; Hospido *et al.*, 2005; Houillon and Jolliet, 2005; Vandenbossche *et al.*, 2005; Renou, 2006; Tidaker *et al.*, 2006; Johansson *et al.*, 2007).

Afin de pouvoir réaliser l'état de l'art des connaissances des impacts environnementaux appliqués aux filières de traitement et d'élimination des boues issues des STEU, une revue des articles scientifiques publiés entre 1999 et 2007 a été réalisée (Pradel, 2008). L'état de l'art issu de cette synthèse a porté sur la méthode et les logiciels ACV utilisés, les frontières des systèmes étudiés et les unités fonctionnelles correspondantes, les résultats et les principales conclusions.

#### 2.2.1 Frontières du système et unités fonctionnelles

Parmi les études publiées entre 1999 et 2007, la majorité utilise la tonne de matière sèche de boue comme unité fonctionnelle. L'ensemble des articles délimitait leur système depuis la production de boues mixtes épaissies jusqu'à la voie d'élimination finale, que ce soit l'épandage, l'incinération ou la mise en décharge.

#### 2.2.2 Comparaison de scénarios et méthode de caractérisation des impacts utilisée

La méthode de caractérisation des impacts la plus utilisée par les auteurs est la méthode CML (Guinée, 2001), certains auteurs ont également utilisé la méthode Eco-indicator99 (Goedkoop, 2000), EPS2000 (Steen, 1999) ou un modèle spécifique conçu par les auteurs tel que le modèle ORWARE (Eriksson *et al.*, 2002).

Les catégories d'impacts les plus étudiées concernent le réchauffement climatique, l'acidification, l'eutrophisation et la consommation des ressources naturelles.

Trois à dix scénarios étaient étudiés pour chaque étude et les principales filières d'élimination des boues concernées étaient l'épandage agricole, l'incinération (sur lit fluidisé, avec déchets ménagers ou en cimenterie), la mise en décharge, la pyrolyse et l'oxydation par voie humide.

#### 2.2.3 Principaux résultats d'ACV observés dans la littérature

La comparaison d'études d'évaluation environnementale à l'aide de l'ACV (quel que soit le système) ne peut être réalisée que si les mêmes unités fonctionnelles sont utilisées pour étudier des systèmes délimités de façon identique. Seules quatre études (Arthur Andersen Environnement, 1999; Suh and Rousseaux, 2002; Hospido *et al.*, 2005; Houillon and Jolliet, 2005) ont donc pu être comparées assez aisément puisqu'elles étudiaient les mêmes systèmes à l'aide des mêmes unités fonctionnelles.

##### 2.2.3.1 Etude Arthur Andersen Environnement (1999)

L'étude d'Arthur Andersen Environnement a permis de comparer 10 systèmes homogènes représentatifs de filières de traitement des boues urbaines couramment utilisées en France. Pour chaque système, le périmètre étudié couvre l'ensemble des processus de traitement des boues depuis leur sortie du clarificateur jusqu'à leur élimination (épandage, incinération ou mise en décharge). L'étude a abouti à l'évaluation des impacts sur l'environnement du traitement de la quantité de boues produites par une personne pendant



Tableau 1 : Distances utilisées pour le calcul des impacts environnementaux

DISTANCE ESTIMEE	DECHARGE	EPANDAGE	INCINERATION SPECIFIQUE	CO-INCINERATION
Petite station vers		5 km		
Moyenne station vers	50 km	15 km		50 km
Grande station vers		50 km	0 km (Sur site)	50 km
Incinération vers	50 km			

Le transport contribue alors de façon significative aux impacts environnementaux relatifs à l'air notamment pour l'épandage de boues compostées et la co-incinération de boues pâteuses. La mise en décharge des boues solides est le scénario d'élimination le plus défavorable pour le réchauffement climatique, la dispersion de substances toxiques dans l'air et l'acidification. La contribution de l'incinération est liée à la dispersion de substances toxiques, à l'impact sur les écosystèmes aquatiques et l'utilisation des ressources naturelles et à l'effet de serre. L'épandage a un impact plus faible sur ces mêmes aspects et défavorable sur les écosystèmes terrestres (apports d'éléments trace métalliques sur les sols agricoles). La prise en compte de la substitution d'engrais par les boues induit un effet positif en termes d'effet de serre et d'impact sur les écosystèmes.

Selon les auteurs, l'incinération des boues est moins impactante que leur mise en décharge mais génère des impacts plus importants par rapport à l'épandage agricole. Cette filière de valorisation produit le moins d'impacts environnementaux excepté pour la toxicité terrestre, liée à la présence d'éléments trace métalliques dans les boues. L'épandage des boues sur les sols agricoles permet d'éviter l'utilisation d'engrais chimiques et les impacts environnementaux indirects qui y sont liés et se retrouve donc en positif dans le bilan final de l'ACV (cas pour le réchauffement climatique et la consommation des ressources).

#### 2.2.3.2 *Etude Suh et Rousseaux (2002)*

L'objectif de l'étude de Suh et Rousseaux était d'évaluer les consommations de ressources, les émissions polluantes et les impacts environnementaux de scénarios de traitement alternatif de boues d'épuration pendant leur période opérationnelle en contexte européen. Les auteurs ont ainsi comparé cinq scénarios de traitement de boues mixtes issus des processus les plus utilisés en France sur la base de la tonne de MS de boues mixtes épaissies et déshydratées :

- ▶ **Scénario 1** : boues mixtes épaissies et déshydratées - stockage/incinération - transport/mise en décharge
- ▶ **Scénario 2** : boues mixtes épaissies et déshydratées - chaulage - transport/mise en décharge
- ▶ **Scénario 3** : boues mixtes épaissies et déshydratées - chaulage - transport/stockage – épandage
- ▶ **Scénario 4** : boues mixtes épaissies et déshydratées - compostage - transport/stockage – épandage
- ▶ **Scénario 5** : boues mixtes épaissies et déshydratées - digestion anaérobie - transport/stockage – épandage

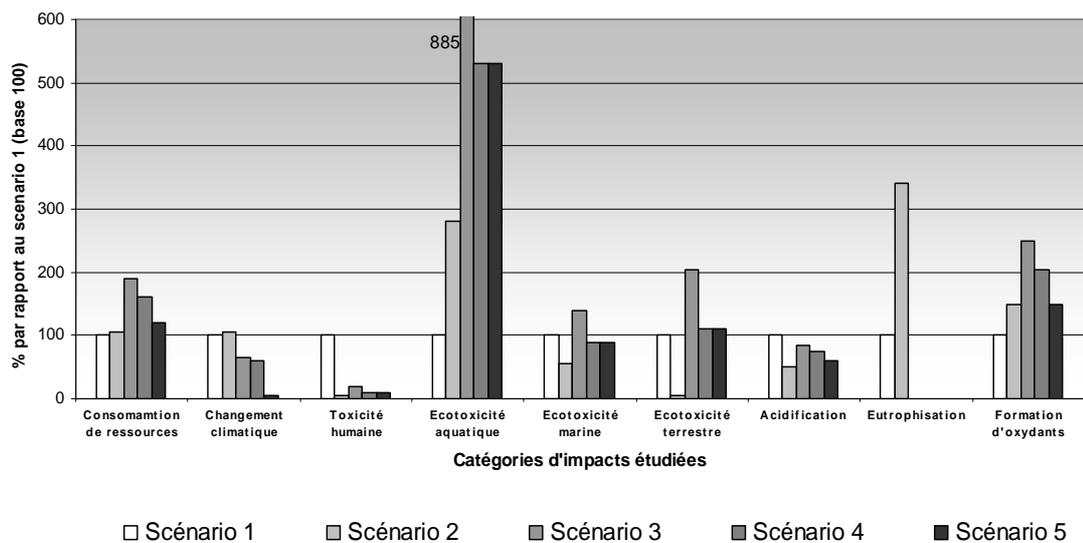


Figure 2 : Impacts environnementaux pour chaque scénario étudié en comparaison au scénario 1 (Suh and Rousseaux, 2002)

Les éléments traces métalliques (ETM) contenus dans les boues épandues sur les sols agricoles (scénarios 3, 4 et 5) contribuent significativement à l'écotoxicité des milieux aquatiques et terrestres. Les teneurs en ETM contenus dans les boues sont basées sur les teneurs maximales autorisées par la réglementation française. Contrairement à l'étude d'Arthur Andersen Environnement, la substitution des engrais chimiques par les boues n'a pas été prise en compte dans cette étude.

Le scénario le moins impactant est le scénario 5 car il génère moins d'émissions et moins de consommation d'énergie. En effet, l'énergie thermique issue de l'incinération ou de la digestion anaérobie est réutilisée, ce qui permet de faire apparaître des bilans positifs pour ces deux filières. Les substances étudiées les plus impactantes restent les éléments trace métalliques contenus dans les boues et relâchés par l'incinération et l'épandage sur les sols agricoles.

### 2.2.3.3 Etude Houillon et Jolliet (2005)

Cette étude est issue d'un projet industriel nommé "Ecoboue". L'objectif de ce projet était d'analyser l'impact environnemental de nouveaux procédés de traitement des boues (oxydation par voie humide, incinération en cimenterie, pyrolyse) par rapport à des procédés plus conventionnels tels que l'épandage agricole, la mise en décharge ou l'incinération sur lit fluidisé pour une STEP de 300 000 équivalent habitants et sur la base de la tonne de MS de boue rejetée.

Cette étude ne s'est focalisée dans un premier temps que sur les consommations énergétiques et la production de gaz à effet de serre.

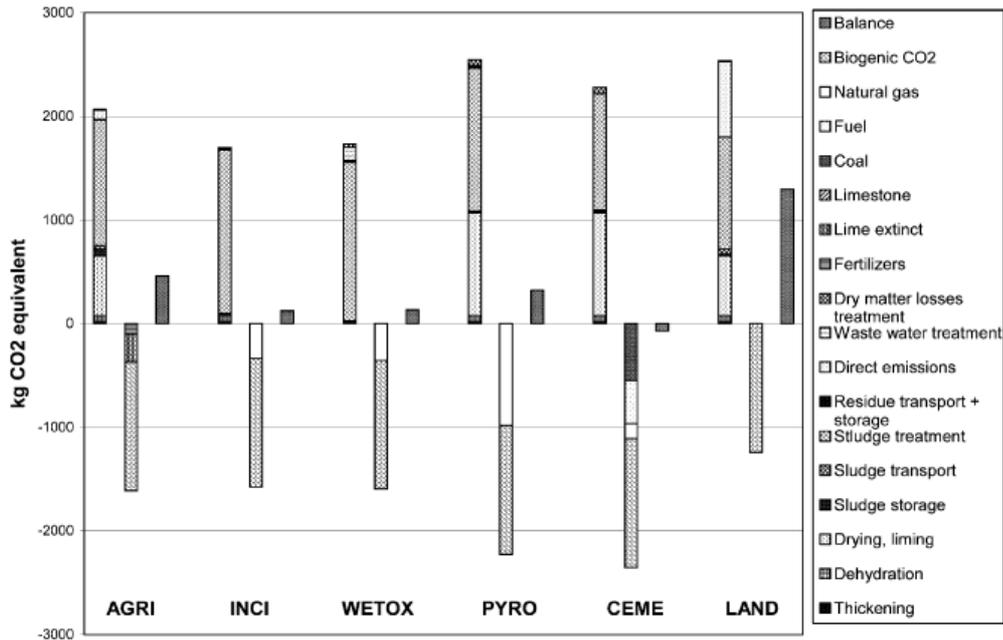


Figure 3 : Balance détaillée des six scénarios de traitement des boues étudiés pour l'impact "réchauffement climatique" (Houillon and Joliet, 2005)

L'épandage et l'incinération sur lit fluidisé sont les deux filières les moins impactantes sur l'utilisation d'énergie primaire non renouvelable en comparaison des autres filières étudiées. La consommation la plus importante est celle de l'Oxydation par Voie Humide (OVH, WETOX). La mise en décharge est le système de traitement le plus impactant sur l'effet de serre tandis que l'incinération en cimenterie est le moins impactant. L'incinération en cimenterie et sur lit fluidisé et l'OVH sont les plus efficaces au regard de l'effet de serre. L'épandage agricole est équivalent à la pyrolyse.

Les auteurs de cette étude concluent que d'un point de vue énergétique, l'incinération spécifique sur lit fluidisé et l'épandage agricole sont les procédés les plus attractifs. L'incinération a toutefois de meilleurs résultats que l'épandage agricole où la part importante d'éléments trace métalliques augmente l'impact environnemental de la filière.

#### 2.2.3.4 *Etude Hospida, Moreira et al (2005)*

Cette étude est centrée sur l'utilisation de l'Analyse de Cycle de Vie pour comparer les performances environnementales potentielles de trois systèmes d'élimination des boues impliquant des processus biologiques (digestion anaérobie/épandage agricole) et des processus thermiques (incinération et pyrolyse). Trois scénarios ont donc été étudiés sur la base d'une tonne de MS de boue mixte épaissie, le dernier étant scindé en deux sous-scénarios:

- ▶ **Scénario 0** : boues mixtes épaissies -digestion anaérobie - déshydratation – épandage
- ▶ **Scénario 1** : boues mixtes épaissies - déshydratation – incinération
- ▶ **Scénario 2a** : boues mixtes épaissies - déshydratation - séchage thermique - pyrolyse (réutilisation de gaz de synthèse)
- ▶ **Scénario 2b** : boues mixtes épaissies - déshydratation - séchage thermique - pyrolyse (réutilisation de toutes les fractions produites).

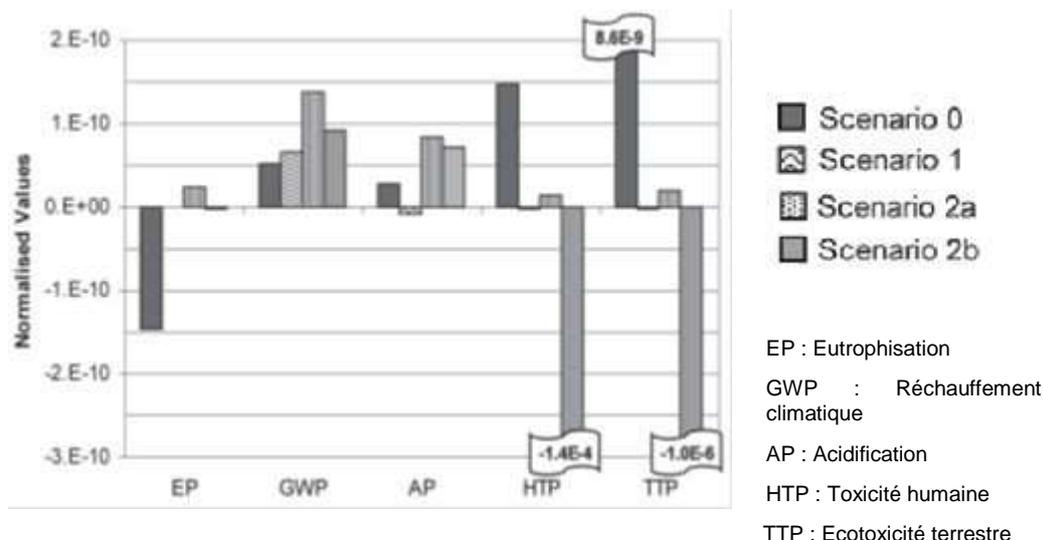


Figure 4 : Résultats de normalisation par rapport à la situation en l'Europe de l'Ouest en 1995 pour chaque catégorie d'impact étudiée (Hospido et al., 2005)

D'après les résultats obtenus, le scénario 0 semble le moins impactant sur l'environnement excepté pour la toxicité humaine et terrestre (présence d'éléments traces métalliques dans les boues). Selon les auteurs, il n'y a pas de solution universelle au problème de la gestion des boues et sur sa durabilité à long terme. L'épandage agricole de boues digérées est une option acceptable pour l'élimination des boues à condition que des efforts soient portés sur la minimisation du contenu des boues en éléments trace métalliques dans le gâteau final.

### 2.3 Principales conclusions à tirer de la littérature

La comparaison d'études environnementales basées sur la méthodologie ACV est souvent peu aisée du fait des divergences entre les principales études réalisées (ADEME/ECOBILAN, 2006). En effet, pour pouvoir être facilement comparables, les études ACV doivent présenter au minimum le même système étudié ainsi que les mêmes unités fonctionnelles. La comparaison des études ACV sur le traitement des boues d'épuration s'est donc avérée délicate d'un point de vue méthodologique puisque chaque étude recensée pour la synthèse était très spécifique, la méthode utilisée elle-même différait (règles d'allocation différentes, absence ou présence de processus de substitution...) et chaque résultat d'ACV dépendait fortement des unités fonctionnelles et des limites du système étudié (les études ACV sont des études "goal dependent").

Enfin la difficulté de pouvoir comparer des études ACV était également liée au fait que les méthodes de caractérisation choisies différaient ainsi que les catégories d'impacts étudiées : les études prenaient en compte une seule ou plusieurs catégories d'impacts orientées "problème" ou "dommage". Ainsi, très peu d'études (4 seulement sur les 8 études référencées) ont pu être comparées.

### 3. Particularités méthodologiques liées aux ACV des filières de traitement et de valorisation des boues issues des STEU

A l'issue de la revue des ACV dans la littérature, plusieurs particularités méthodologiques liées aux ACV « fin de vie », dans notre cas celle des eaux usées via le traitement et la valorisation des boues, nécessitent d'être approfondies. Les points méthodologiques à approfondir portent sur :

- ▶ Le choix de l'unité fonctionnelle,
- ▶ La délimitation des frontières du système,
- ▶ Les règles d'allocation,
- ▶ Les règles de substitution par extension des frontières du système,
- ▶ Les données d'inventaire et notamment la prise en compte des émissions d'origine biogénique.

#### 3.1 ACV « fin de vie » et problèmes méthodologiques rencontrés

A la différence d'une ACV « produit » qui prend en compte l'ensemble du cycle de vie dudit produit depuis l'extraction des ressources naturelles jusqu'à la fin de vie (qui peut être une voie d'élimination ou une voie de valorisation), une ACV « fin de vie » ne prend en compte que la dernière étape (Figure 5). L'ACV est donc focalisée sur la fin de vie du produit ou d'un système.

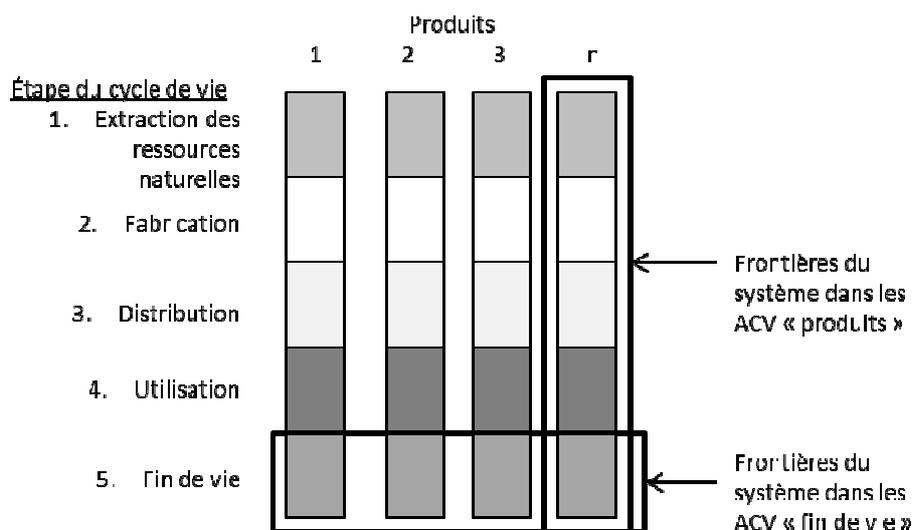


Figure 5: Spécificités des frontières du cycle de vie Produit/Déchets, adapté de (Björklund, 2000)

Les ACV « fin de vie » ont plusieurs spécificités (Finnveden, 1999). L'ACV est souvent utilisée en gestion des déchets (boues, déchets ménagers...) pour comparer différentes filières. Elle va donc comparer les impacts environnementaux de la gestion d'un kg ou d'une tonne de déchets produit.

- ↪ **Problème identifié n°1 : Non prise en compte de l'impact des procédés de traitement de la filière eau sur la filière de la boue produite et destinée à être traitée et valorisée.**

Les ACV dites « classiques » ne prennent pas en compte de différenciation spatiale lors de la comptabilisation des émissions générées tout au long de la filière « fin de vie ». En l'état actuel, la modélisation des impacts environnementaux et des émissions, tous les deux fortement dépendant des conditions locales, n'est pas satisfaisante et représente un enjeu de recherche.

☞ **Problème identifié n°2 : Non prise en compte de la spatialisation des émissions en ACV (par exemple : les conditions environnementales lors de l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées et la sensibilité des milieux)**

A la suite des discussions établies lors du Grenelle de l'environnement et de la future sortie de la directive européenne « end-of-waste », les boues font de plus en plus l'objet d'une valorisation que d'une élimination pure et simple. Les boues peuvent être valorisées par retour au sol en étant utilisées comme fertilisant ou amendement ou être utilisées pour produire de l'électricité ou de la chaleur lorsqu'elles sont incinérées seules ou en association avec des ordures ménagères.

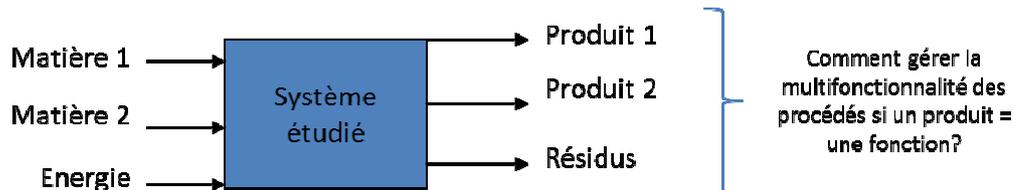


Figure 6: Spécificités des systèmes multi-entrants et multifonctionnels

Les procédés de traitement et de valorisation des boues génèrent plusieurs produits qui peuvent avoir plusieurs fonctions (Figure 6). La question du partage de la charge environnementale entre les différents produits et co-fonctions générées se pose alors. Ces systèmes peuvent être également multi-entrants. Des problèmes d'allocation se posent alors lorsque l'on doit affecter les émissions générées par le traitement simultané de ces différents déchets à chaque déchet entrant dans le système (Finnveden, 1999).

☞ **Problème identifié n°3 : comment prendre en compte les systèmes « fin de vie » multi-entrants et multifonctionnels ?**

Ces trois principaux problèmes méthodologiques font, encore à l'heure actuelle, l'objet de développements scientifiques. Dans la suite du rapport, nous nous attacherons à présenter les approches méthodologiques faisant l'objet d'un consensus et portant sur :

- ▶ Le choix de l'unité fonctionnelle et la délimitation des frontières du système (§3.2),
- ▶ Les règles d'allocation et de substitution par extension des frontières du système (§3.3),
- ▶ Les particularités liées aux données d'inventaire et notamment la prise en compte des émissions d'origine biogénique (§3.4),

## 3.2 Périmètre du système et unités fonctionnelles classiquement utilisés en ACV « fin de vie »

### 3.2.1 Périmètre du système classiquement modélisé en ACV « fin de vie »

Dans une « ACV produit », le système est modélisé de telle sorte à pouvoir suivre les étapes du cycle de vie d'un produit du berceau à la tombe. Dans le cas d'une ACV « fin de vie », on s'intéresse uniquement à la fin de vie d'un ou plusieurs produits en respectant la pensée cycle de vie (Finnveden, 1999) :

- ▶ Les mêmes déchets sont à considérer dans les systèmes à comparer,
- ▶ Les frontières du système à l'aval devraient être modifiées si les matériaux et l'énergie issus du système sont recyclés en nouveaux produits. Les produits recyclés ne sont pas suivis jusqu'à la tombe dans les ACV « fin de vie » mais ceci reste compatible avec la pensée cycle de vie si les produits sont « identiques » entre les systèmes comparés. « Identique » signifie ici que les produits remplissent une fonction similaire et qu'ils ont les mêmes impacts environnementaux.

### 3.2.2 Unités fonctionnelles classiquement utilisées en ACV « fin de vie »

L'unité fonctionnelle est l'unité permettant de quantifier la fonction principale du système étudié. Cette unité sert de base à la comparaison de différents systèmes, tous les systèmes comparés doivent donc remplir le service rendu exprimé. En fonction des voies de valorisation possibles du système « fin de vie » étudié, il est courant d'avoir une fonction principale (traiter les déchets) et plusieurs co-fonctions selon le procédé de traitement : production de fertilisant, production de chaleur ou production d'électricité. L'unité fonctionnelle dépend de la fonction que l'on désire étudier de manière générale et que dès lors il est possible de s'intéresser plutôt à la fonction valorisation qu'à la fonction traitement. Toutefois, le statut de ces produits issus de déchets continue à poser quelques problèmes méthodologiques (cf. Encart 1).

#### **Encart 1. Quel statut pour les produits issus de déchets ?**

Cette question, en ACV, n'est pas anodine puisqu'elle conditionne l'établissement des frontières du système et le choix de l'unité fonctionnelle.

En effet, si l'on considère ces produits comme des déchets, la charge environnementale entrante dans le système est nulle mais doit-on continuer à considérer que c'est du « tout bénéfice » ?

Si l'on considère ces produits comme des matières premières secondaires, il peut y avoir une valeur économique indirecte et donc la charge environnementale entrante doit être prise en compte mais comment établir cette charge environnementale entrante ? Sur quels critères la définir ?

Dans les ACV « fin de vie », l'unité fonctionnelle inclut généralement la quantité de déchets à gérer sur une période de temps définie (par exemple 1 an) et pour une dimension spatiale spécifique (zone géographique précise, capacité d'une ville à traiter ses déchets...). Un exemple est donné dans l'Encart 2.

## **Encart 2. Cas de l'épandage de boues issues des STEU**

Dans le cas d'ACV « fin de vie » qui n'auraient qu'une seule voie de valorisation, par exemple l'épandage, plusieurs unités fonctionnelles peuvent être établies selon le statut que l'on accorde aux boues issues des STEU : déchets ou fertilisants.

Dans le cadre du projet Ecodefi (projet ANR Preccod 2007-2011), la question de l'unité fonctionnelle (UF) a fait l'objet d'un livrable à part entière (livrable T1b, disponible en ligne sur le site du projet : <https://ecodefi.cemagref.fr/>). Plusieurs recommandations ont été proposées quant au choix de l'unité fonctionnelle en fonction des objectifs que l'on se fixe, au nombre de trois :

- ▶ Objectif 1 : Comparaison de scénarios d'épandage de boues de différentes catégories
  - o UF = tonne MS épandue
- ▶ Objectif 2 : Comparaison de scénarios d'épandage de boue de même catégorie :
  - o Même élément limitant
    - si Élément Trace Métallique : UF = tonne MS épandue
    - si élément fertilisant : UF = Unité d'élément fertilisant limitant épandue
  - o Élément limitant différent : possibilité de prendre l'une ou l'autre des UF ci-dessus
- ▶ Objectif 3 : Comparaison de scénarios d'épandage différents avec une même boue
  - o UF = tonne MS épandue et/ou Unité d'élément fertilisant épandue

L'objectif des ACV réalisées était de pouvoir comparer différents chantiers d'épandage de boues de différentes siccités (boues liquides, boues chaulées, boues compostées, boues séchées). Le choix de l'unité fonctionnelle le plus pertinent par rapport à notre étude a donc été la « tonne de matière sèche épandue dans les conditions réglementaires et avec une dose par hectare valorisant au mieux l'élément limitant » d'une part car les doses de boue apportées dans les scénarios sont calculées sur la base de l'élément limitant identifié (N ou P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> selon les systèmes de référence étudiés) et d'autre part car cette UF permet de répondre à plusieurs fonctions relatives à l'épandage :

- ▶ L'épandage rend service au producteur de déchets en éliminant des quantités de déchets produits. Il délègue généralement le travail de préparation et suivi des épandages à un bureau d'études qui gère la mise en œuvre des opérations.
- ▶ La réalisation concrète de l'épandage est une prestation proposée par une entreprise ou une CUMA. L'épandage leur rend ainsi service en permettant le développement d'une part de leur activité économique.
- ▶ L'épandage rend service à l'agriculteur en apportant sur la parcelle des éléments fertilisants

### *3.2.3 Autre problème méthodologique rencontré, le cas des retours en tête de station*

Au cours de l'épaississement et de la déshydratation des boues une différenciation entre la partie liquide des boues (lixiviats) et la partie solide (qui se concentre) s'opère. Ces lixiviats sont plus ou moins chargés en matières organiques, en matières en suspension, en azote (notamment azote ammoniacal) et en phosphore.

Ces derniers sont renvoyés dans la filière de traitement des eaux et mélangés aux effluents qui arrivent du réseau d'eaux usées, on parle communément de retours en tête (Figure 7). Dans le cas par exemple de la déshydratation des boues, ces retours en tête atteignent des pourcentages importants par rapport aux effluents entrant dans la station (Tableau 2) notamment pour les charges en azote et éventuellement en matières en suspension et en matières organiques (DBO<sub>5</sub>).

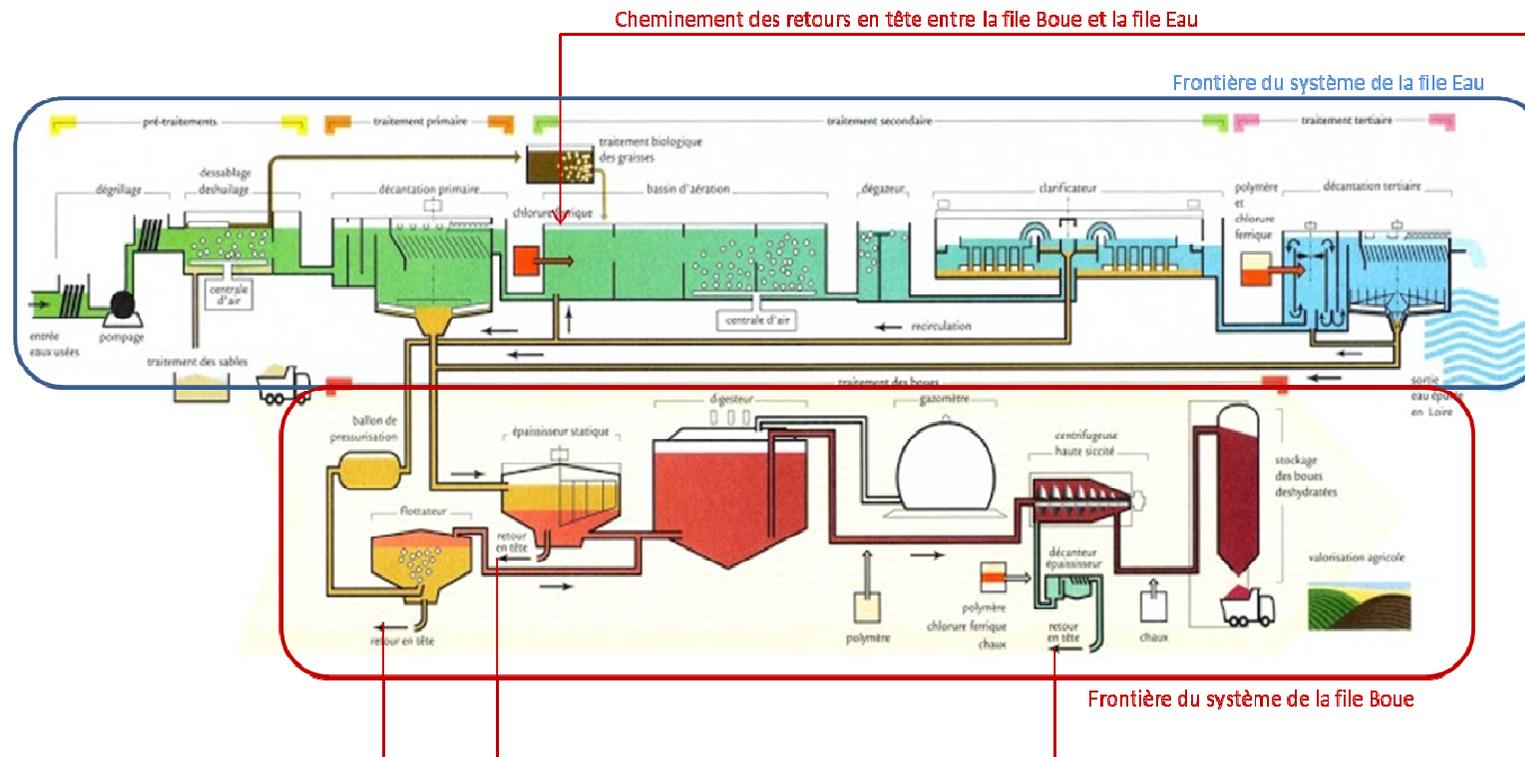


Figure 7 : Cheminement des retours en tête de station entre la file Boue et la file Eau

Tableau 2 : Pourcentage de retours en tête sur des boues digérées (exprimé en % d'effluent entrant dans la station) (Solagro, 2001)

	<b>POURCENTAGE DES RETOURS EN TETE (SURNAGEANT)</b>
<b>Débit</b>	6 à 10%
<b>DBO<sub>5</sub></b>	5 à 30%
<b>MES</b>	2 à 17%
<b>NTK</b>	15 à 25%
<b>P</b>	1 à 10%

Ces retours en tête, une fois mélangés aux effluents entrants, se retrouveront pour partie dans la filière boue. On a donc des lixiviats sortant de notre système (celui de la filière boue) se retrouvant en entrée d'un autre système (celui de la filière eau). Ces lixiviats se retrouvent traités dans la filière eau et vont être réintégré ultérieurement dans la filière boue.

En ACV, les aspects méthodologiques liés au recyclage des déchets sont traités par la mise en place d'allocations pouvant être différentes en fonction du type de système de recyclage mis en place (en boucle ouverte ou boucle fermée). Dans le cas des retours en tête, le recyclage de ces retours se fait en boucle ouverte et nécessitent de mettre en place les actions d'allocation correspondante (cf. paragraphe suivant).

### 3.3 Règles d'allocation en ACV « fin de vie »

Pour rendre la comparaison possible et pertinente des systèmes multifonctionnels, une fonction commune aux différents systèmes doit être considérée. Un problème d'attribution de la charge environnementale à l'une ou l'autre des fonctions pourvues par le système apparaît donc. Ces modalités d'attribution de la charge environnementale à la fonction et aux co-fonctions sont dénommées règles d'affectation (ou règles d'allocation) dans la norme ISO 14040. Il convient alors de déterminer précisément ces règles pour les processus présentant des fonctions multiples. Il est communément acquis par la communauté scientifique que la base de l'allocation doit se faire sur les liens de causalités entre la nature des déchets entrant et les émissions générées. Cependant, parfois ces liens de causalités ne sont pas établis et il existe alors deux grandes approches pour affecter les charges environnementales : la répartition (ou allocation) et la substitution (ou extension des frontières).

En ACV, lorsque les systèmes sont à produits multiples (cas de la production agricole ou du traitement des déchets, y compris les boues issus du traitement des eaux usées), il est nécessaire d'allouer certaines charges environnementales et l'utilisation des matières premières entre produits étudiés et éventuel(s) coproduit(s). Les règles d'allocation choisies dépendent de la nature du produit et des systèmes étudiés (Jolliet, 2005).

#### 3.3.1 Règles d'allocation pour les coproduits/cofonctions

Lorsqu'un système produit plusieurs produits, un produit principal et un produit secondaire ayant une valeur marchande, il est nécessaire d'identifier des règles d'allocation pour répartir les émissions et matières premières intervenant dans leur fabrication. Plusieurs types d'allocation peuvent être utilisés :

- ▶ **Répartition** : l'affectation des charges environnementales par répartition consiste à affecter une part de celles-ci aux différentes fonctions. L'allocation peut être faite en fonction d'un critère physique (masse ou contenu énergétique) ou de leur valeur économique.
  - Allocation physique : les émissions et matières premières sont allouées au prorata de la masse

- Allocation économique : les émissions et matières premières sont allouées au prorata de la valeur marchande des produits
- Allocation énergétique : les émissions et matières premières sont allouées au prorata du contenu énergétique des produits

► **Extension des frontières appelée aussi substitution** (deux types dépendants de l'unité fonctionnelle) : cela consiste à étendre les frontières du système, soit en additionnant les charges environnementales du processus classique équivalent, soit en les soustrayant.

- Par addition
- Par soustraction

Les règles de substitution dans l'évaluation environnementale des opérations de traitement des déchets ont été largement abordées dans le rapport CleanWast (Aissani L. *et al.*, 2012). Le paragraphe suivant est donc basé sur cette étude.

#### LA SUBSTITUTION PAR ADDITION :

Cette règle de substitution consiste à ajouter aux frontières des systèmes des fonctions supplémentaires afin qu'ils assurent au global les mêmes fonctions. La Figure 8 représente un système a : incinération de déchets qui fournit deux fonctions, le traitement des déchets et une production de chaleur et un système b : enfouissement des déchets qui fournit la fonction d'élimination des déchets. Pour les rendre équivalents pour l'UF « Eliminer les déchets et produire de la chaleur », la fonction production de chaleur par une source alternative est ajoutée au système b.

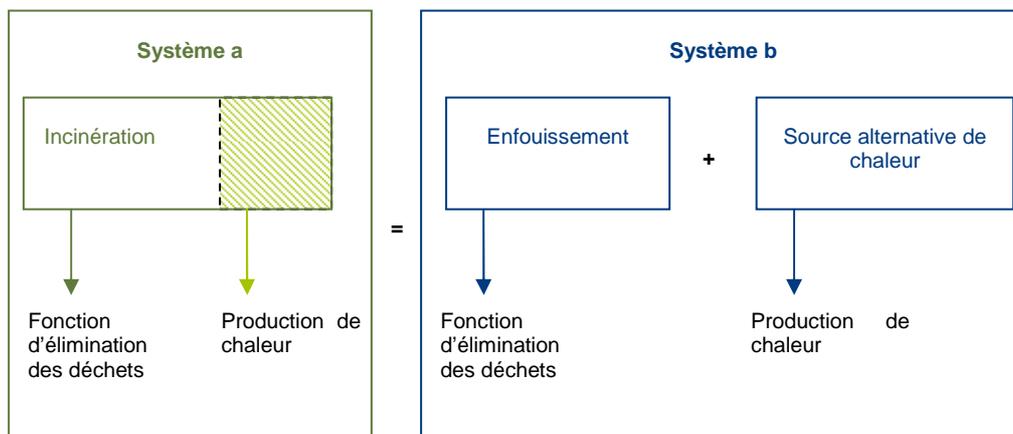


Figure 8 : Exemple d'illustration du système par « addition » de fonctions en vue de comparer les systèmes a et b

#### LA SUBSTITUTION PAR SOUSTRACTION :

Cette règle de substitution consiste à rendre le système monofonctionnel pour répondre à l'UF « Eliminer les déchets ». Dans la Figure 9, le système a (incinération) fournit deux fonctions : le traitement des déchets et la production de chaleur, pour être comparé au système b (enfouissement) qui fournit uniquement la fonction d'élimination des déchets. La fonction production de chaleur (par une source alternative) et les pressions associées sont retranchées au système a.

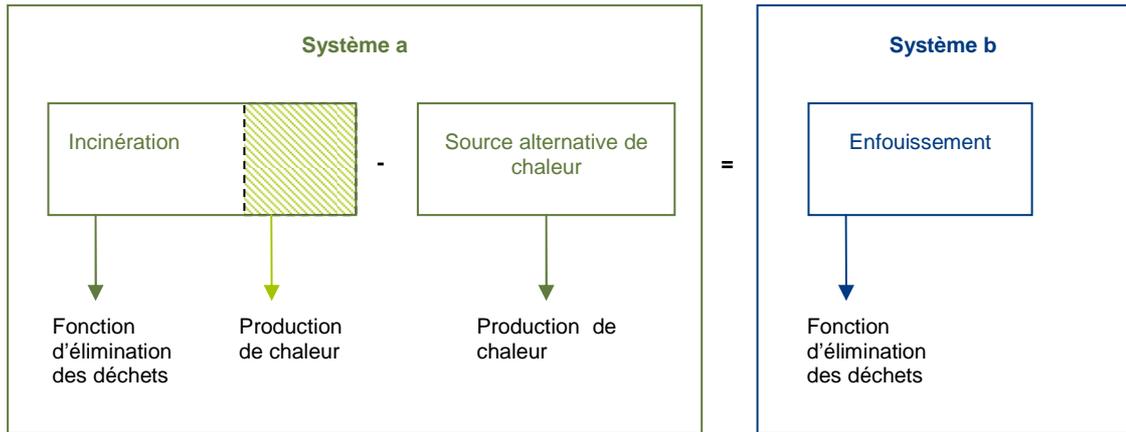


Figure 9 : Exemple d'extension par « soustraction » de fonctions en vue de comparer les systèmes a et b

Même si les modes actuels de gestion des déchets ont pour fonction de traiter des déchets, il n'en demeure pas moins qu'ils produisent des cofonctions :

- ▶ L'incinération produit de la chaleur, de l'électricité et permet de récupérer des mâchefers valorisables et des ferrailles,
- ▶ Le centre de stockage produit du biogaz qui peut être valorisé en tant que tel, en électricité ou en chaleur,
- ▶ L'unité de compostage produit du compost,
- ▶ L'unité de méthanisation produit du biogaz et un digestat qui peut être épandu ou composté avant épandage.

Selon les conditions retenues, les scénarios de gestion des déchets (et donc des STEU) ne vont pas remplir les mêmes fonctions dans des proportions équivalentes. Il est nécessaire d'établir des règles d'affectations pour rendre les différents scénarios de gestion des déchets comparables.

La règle communément retenue dans le cadre de la gestion des déchets est la règle de substitution. Il est couramment choisi de retrancher les pressions évitées résultant des cofonctions. Cette notion d'affectation introduit alors celle d'impacts évités.

Les impacts évités sont des impacts dont on évite la production par la mise en place d'un système alternatif à un système classique. Par exemple, la quantité d'énergie électrique produite par un incinérateur évite la production de la même quantité d'électricité par les moyens « traditionnels ». Ces impacts apparaissent sous forme négative dans les résultats d'impacts.

Cette notion est toutefois à manipuler avec précaution en respectant certaines recommandations : ne pas faire l'addition entre « impacts générés » et « impacts évités » afin de rendre les résultats plus lisibles.

Lors de l'application de cette règle, il faut penser à étendre suffisamment les frontières du système pour soustraire un système totalement équivalent. Si les frontières ne sont pas suffisamment étendues, cela crée souvent un biais dans les ACV et notamment dans le cas de l'épandage (des boues dans notre cas) avec substitution partielle des engrais minéraux (Figure 10). La substitution des boues à des engrais minéraux est généralement réalisée de manière incomplète à cause du nombre important d'étapes du cycle de vie à substituer et de la méconnaissance du devenir des fertilisants organiques et minéraux dans le sol après épandage, et donc de leurs impacts environnementaux.

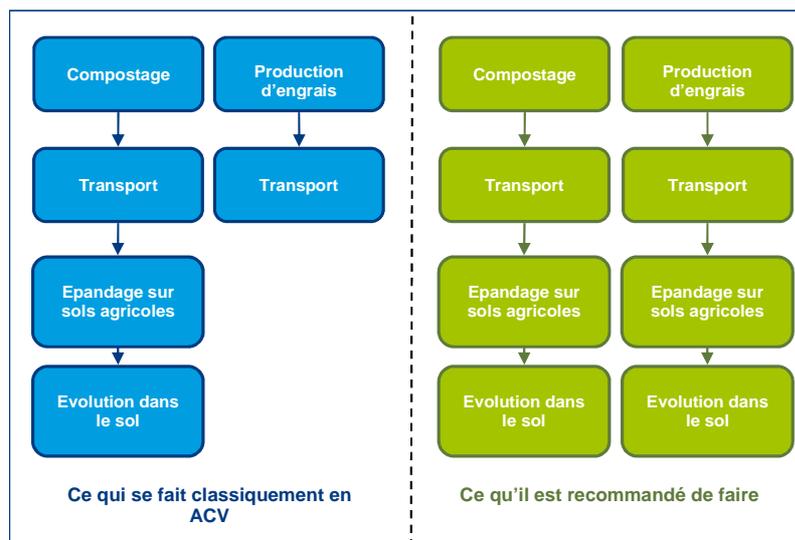


Figure 10 : Modélisation type de la substitution des engrais minéraux par des composts et modélisation recommandée

Dans l'idéal, il est recommandé d'étendre le système à toutes les fonctions touchées, même si dans la pratique cela reste compliqué au regard de la disponibilité des données.

### 3.3.2 Règles d'allocations pour les déchets à éliminer

Les déchets n'ont pas de valeur marchande, ou même le plus souvent une valeur marchande négative (le producteur paie pour s'en débarrasser). C'est la caractéristique même de la notion de déchet. Les règles d'allocation mises en place sont généralement des règles par répartition sur des critères physiques (allocation massique ou énergétique) en fonction de la composition des déchets entrants dans le système.

### 3.3.3 Règles d'allocation pour les déchets recyclés

Lorsque la distinction entre produits et déchets est floue ou qu'un déchet peut acquérir une valeur marchande suite à un traitement comme c'est le cas des boues compostées, plusieurs cas d'allocation peuvent se présenter.

Lorsque le recyclage se fait en **boucle fermée** (réutilisation des déchets recyclés à l'intérieur du système étudié), la résolution du problème d'allocation peut être traitée en réduisant les matières premières entrant dans le système et donc les émissions correspondantes.

Lorsque le recyclage se fait en **boucle ouverte** (produit utilisé à l'extérieur du système étudié), la résolution du problème d'allocation est plus complexe. Cette question a été largement abordée par la communauté scientifique (Klöpffer, 1996; Ekvall and Tillman, 1997; Heijungs and Frischknecht, 1998).

Selon Jolliet (Jolliet, 2005), dans le cas d'un recyclage en boucle ouverte d'un coproduit à caractère de déchets, les émissions peuvent être allouées en fonction de la valeur des déchets avant et après traitement. Les mêmes principes d'allocation sont appliqués que pour les coproduits mais avec certaines adaptations.

Selon Nyland *et al.* (Nyland *et al.*, 2003), plusieurs méthodes d'allocation pour le recyclage en boucle ouverte peuvent être identifiées : la règle du 50/50 (Ekvall, 1994), le modèle de classe matériel (Wenzel, 1998) et lorsque le matériel recyclé est traité comme un coproduit avec une allocation basée sur le marché (Weidema, 2001).

Il est donc préférable d'éviter l'allocation par répartition au profit de l'allocation par extension des frontières du système lorsque le produit substitué est connu. Si l'extension des frontières du système n'est pas possible, l'allocation par répartition massique ne peut se faire que s'il

existe un lien de causalité entre les processus. L'allocation économique doit rester la dernière option et être utilisée si les autres types d'allocation (physique et énergétique) ne peuvent s'appliquer et peut être utilisée lors d'analyse de sensibilité sur les règles d'allocation.

### 3.4 Particularités méthodologiques liées aux données d'inventaire

#### 3.4.1 *Le carbone biogénique et le carbone fossile*

Les émissions de carbone dans l'atmosphère peuvent être distinguées sous deux formes : le carbone biogénique (C-CO<sub>2</sub> et C-CH<sub>4</sub>) et le carbone fossile (C-CO<sub>2</sub>). Le carbone dit biogénique est fixé dans la biomasse via la captation du CO<sub>2</sub> atmosphérique, il sera émis dans l'atmosphère sous forme de C-CO<sub>2</sub>, puis réintégré dans le cycle « Produit-Déchet » : on parle de cycle court du carbone (Figure 11).

Dans le cas du carbone fossile, celui-ci a été séquestré dans les sols il y a des millions d'années. Ce carbone, en étant remobilisé des années plus tard au travers des matières premières (pétrole, gaz, charbon...) va générer des émissions de GES : on parle de cycle long du carbone.

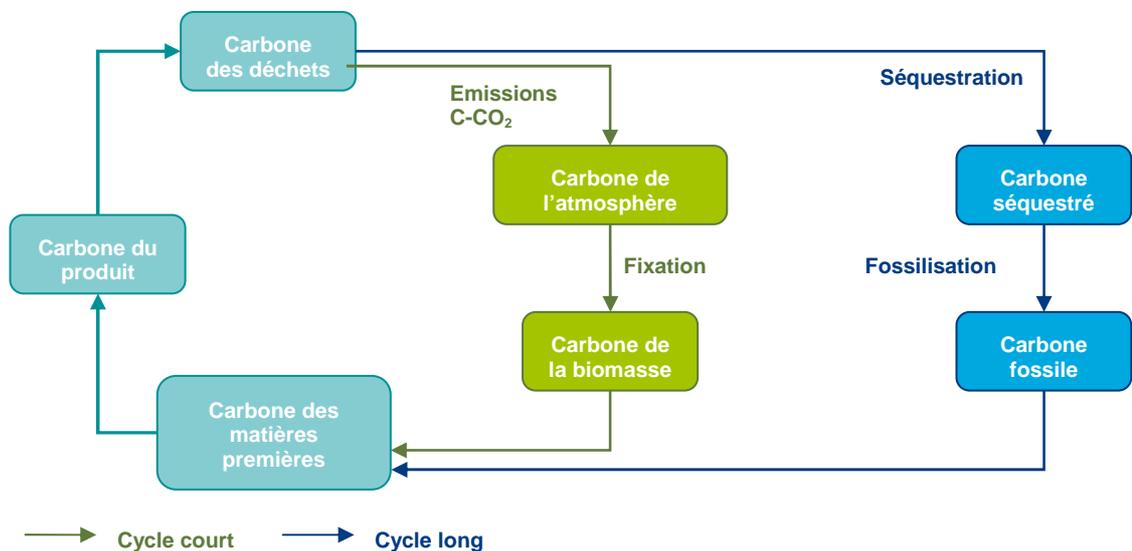


Figure 11 : Les deux cycles du carbone

#### 3.4.2 *Prise en compte du carbone biogénique dans la gestion des déchets*

De façon générale, il n'y a pas de consensus sur la prise en compte du C-CO<sub>2</sub> biogénique dans la littérature : pour certains, le C-CO<sub>2</sub> biogénique n'est pas quantifié, pour d'autres, le C-CO<sub>2</sub> biogénique est quantifié mais son PRG est considéré comme étant nul, enfin dans d'autres cas, le C-CO<sub>2</sub> biogénique est quantifié et un PRG lui est appliqué.

A l'heure actuelle, la quasi-totalité des publications portant sur les ACV de la gestion des déchets ou des boues issues des STEU ne prennent pas en compte le carbone biogénique par soucis de « simplification » bien que l'ILCD Handbook (JRC, 2010) préconise de le prendre en compte dans les données d'inventaire.

Cependant, comme indiqué plus haut dans le rapport, même si le déchet entre dans le système avec une charge environnementale nulle, il est nécessaire de lui comptabiliser un « contenu carbone ». En effet, en restreignant les frontières du système à une ACV « fin de vie » (en rouge sur la Figure 12), on ne peut plus considérer comme neutre le bilan C du produit : les émissions de C-CO<sub>2</sub> biogénique relargué lors du traitement du déchet sont comptabilisées et non pas la capacité du produit à avoir capté la même quantité de C-CO<sub>2</sub> lors de sa fabrication (Figure 12 et Figure 13).

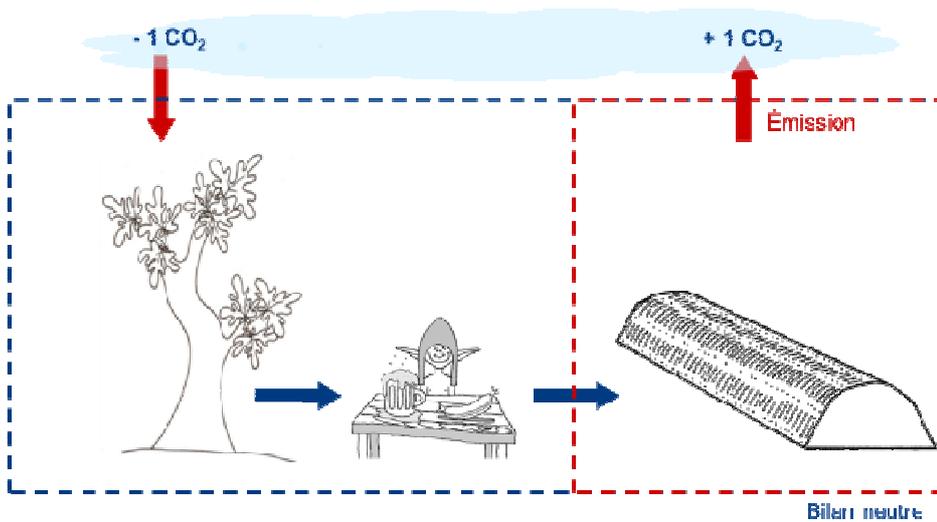
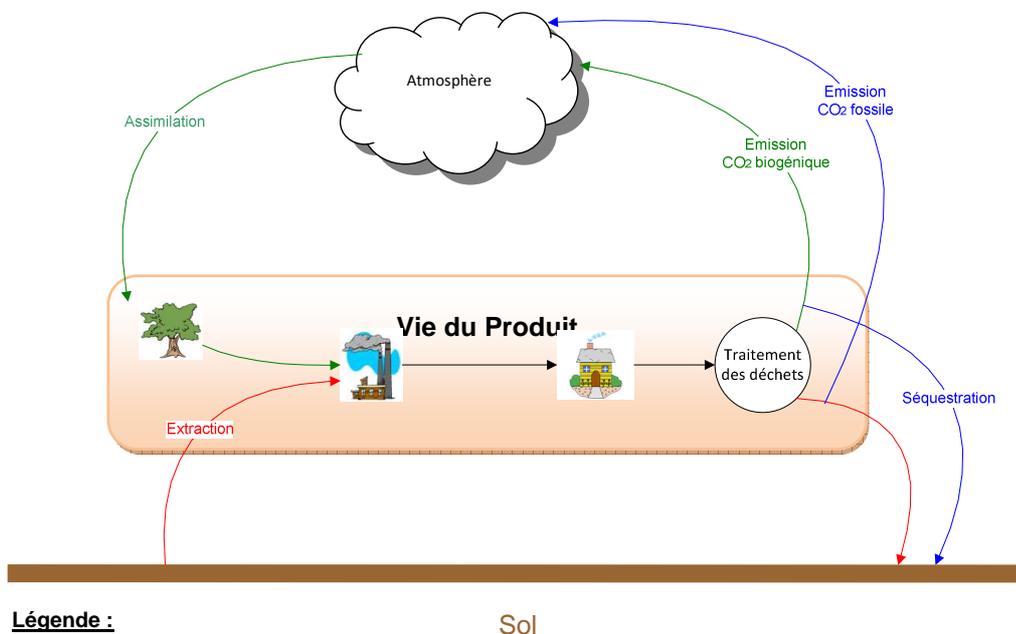


Figure 12 : Contenu en carbone des déchets



**Légende :**

- Cycle court
- Cycle long
- Changement de cycle

Les flèches représentent des flux de carbone

Figure 13 : Cycle du carbone dans les ACV

### 3.4.3 Les émissions liées au carbone fossile

Les émissions liées au carbone fossile correspondent aux émissions qui seront générées à partir de l'utilisation de ressources naturelles fossiles riches en carbone comme le charbon, le pétrole, le gaz.

En théorie, deux types d'émissions carbonées fossiles peuvent être distinguées : les émissions de CO<sub>2</sub> fossile. Toutefois, dans l'évaluation des émissions de GES des filières de traitement et de valorisation des boues, les émissions de CH<sub>4</sub> fossiles n'ont pas été répertoriées.

Dans le cas de l'étude réalisée, les origines des émissions de carbone fossile (CO<sub>2</sub> fossile) référencées sont répertoriées dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Origine des émissions de carbone fossile en fonction des étapes du traitement et de la valorisation des boues

ORIGINE DES EMISSIONS DE CARBONE FOSSILES	ETAPE DU TRAITEMENT ET DE LA VALORISATION DES BOUES
Consommations électriques	Stockage, Conditionnement des boues Epaississement, Digestion anaérobie Digestion aérobie, Déshydratation Chaulage, Compostage Séchage thermique et solaire Incinération, Co-incinération
Consommations en combustibles	Conditionnement thermique Digestion anaérobie, Séchage Incinération
Consommations en carburants	Compostage Epannage Transports
Consommations en substances chimiques	Conditionnement chimique des boues Chaulage Incinération, Co-incinération

#### 3.4.4 Les émissions liées au carbone biogénique

Dans le cas des boues de stations de traitement des eaux usées, le carbone contenu dans les boues provient initialement du C-CO<sub>2</sub> de l'atmosphère qui a été fixé lors de la fabrication de la matière organique contenue dans les boues et provenant initialement de la biomasse et donc de la photosynthèse. Ce carbone est ainsi d'origine biogénique. Les émissions de C biogénique peuvent également se distinguer en C-CO<sub>2</sub> et C-CH<sub>4</sub> biogéniques. Dans cette étude, les émissions de C-CO<sub>2</sub> et C-CH<sub>4</sub> biogéniques sont assimilées à des émissions « directes » des déchets, c'est-à-dire qu'elles proviennent directement des boues. Ces émissions sont référencées pour chaque étape de traitement dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Etapes du traitement et de la valorisation des boues générant des émissions de CO<sub>2</sub> biogéniques et/ou de CH<sub>4</sub> biogénique

	EMISSIONS DE C-CO <sub>2</sub> BIOGENIQUES	EMISSIONS DE C-CH <sub>4</sub> BIOGENIQUES
Stockage		X
Déshydratation LSPR	X	X
Digestion aérobie	X	
Digestion anaérobie	X	X
Compostage	X	X
Incinération	X	
Décharge	X	X
Epannage	X	

### 3.4.5 Comptabilisation du carbone, oxydation du méthane et Pouvoir de Réchauffement Global

La comptabilisation du C-CO<sub>2</sub>, et plus particulièrement le C-CO<sub>2</sub> biogénique est un sujet très controversé en ACV. Il est d'usage de supposer que le C-CO<sub>2</sub> biogénique ne contribue pas au changement climatique du fait que ce carbone est considéré comme neutre au regard de l'échelle courte du cycle (C émis aussitôt réabsorbé par la biomasse) et du cycle de vie d'un produit, c'est pourquoi on lui attribue un PRG de 0. Cependant, certains auteurs (Muñoz *et al.*, 2012) proposent plusieurs valeurs de PRG pour comptabiliser le CO<sub>2</sub> biogénique dans les méthodes de caractérisation en fonction des hypothèses de neutralité fixées (Tableau 5).

Tableau 5 : Valeurs de PRG à 100ans pour différents gaz à effet de serre, dépendant de la façon de comptabiliser le carbone biogénique et sur la prise en considération de l'oxydation du CH<sub>4</sub>

	PRG A 100 ANS (KG EQCO <sub>2</sub> / KG)			
	DIRECT <sup>a</sup>		DIRECT + INDIRECT <sup>b</sup>	
	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE NEUTRE	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE NON NEUTRE	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE NEUTRE	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE NON NEUTRE
CO <sub>2</sub> incorporé dans la biomasse	0	-1	0	-1
CO <sub>2</sub> biogénique émis	0	1	0	1
CO <sub>2</sub> biog. séquestré	-1	0	-1	0
CO <sub>2</sub> fossile émis	1	0	1	0
CO <sub>2</sub> fossile séquestré	0	0	0	0
CH <sub>4</sub> biogénique émis	22.25	25	25	27.75
CH <sub>4</sub> fossile émis	25	25	27.75	27.75
N <sub>2</sub> O	298	298	298	298

<sup>a</sup> Le PRG est causé par le forçage radiatif, à l'exception du CH<sub>4</sub> qui comprends d'autres effets indirects telle que l'oxydation en CO<sub>2</sub>. <sup>b</sup> La contribution indirecte au PRG n'est pertinente que pour le CH<sub>4</sub> et considère son oxydation en CO<sub>2</sub>.

## 4. Les impacts environnementaux

### 4.1 Caractérisation des impacts environnementaux

L'ACV permet d'analyser des impacts environnementaux définis comme « toute modification de l'environnement, négative ou bénéfique, résultant totalement ou partiellement des activités, produits ou services d'un organisme » par la norme ISO14041. Ces modifications sont essentiellement liées aux activités anthropiques.

Les principaux impacts étudiés sont : l'augmentation de l'effet de serre, la destruction de la couche d'ozone, l'oxydation photochimique, l'acidification, l'eutrophisation, la toxicité humaine, l'écotoxicité et l'épuisement des ressources naturelles.

A partir d'un inventaire du cycle de vie, les flux entrants et sortants du système étudié sont convertis en indicateurs d'impact par un facteur de caractérisation, permettant de ramener l'ensemble des flux contribuant à un même impact dans la même unité.

Parmi les méthodes de caractérisation des impacts du cycle de vie, la méthode CML développée par l'Université de Leiden (Guinée, 2001) est celle que l'on retrouve majoritairement dans la littérature. Le Tableau 6 présente les principaux impacts étudiés de cette méthode, leur unité de référence et les principales substances contributrices.

Tableau 6 : Principaux impacts environnementaux étudiés

IMPACT	DESCRIPTION DE L'IMPACT	UNITE DE REFERENCE	PRINCIPALES EMISSIONS CONTRIBUTRICES
Réchauffement climatique (GWP à 100ans)	Impact des émissions anthropiques sur le forçage radiatif de l'atmosphère contribuant à augmenter l'effet de serre, phénomène d'origine naturelle permettant la vie sur Terre à l'échelle du siècle	kg de CO <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub> CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O SF <sub>6</sub>
Destruction de la couche d'ozone (ODP)	Impact des émissions anthropiques sur la formation de la couche d'ozone (ozone stratosphérique) par destruction de l'équilibre naturel de cette dernière	kg de CFC-11	Halocarbures : CFC, HCFC, HBFC et halons Tétrachlorométhane Chlorure de méthyle Bromure de méthyle Protoxyde d'azote
Acidification (AP)	Impact de l'émission de substances acidifiantes dans l'air. Ces substances donnent naissance à différents composés acides transportables sur de longues distances finissant par retomber au sol ou dans le milieu aquatique sous forme de sédimentations sèches ou de retombées humides et sèches	kg de SO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub> NH <sub>3</sub>
Eutrophisation (EP)	Impact des émissions contribuant à l'enrichissement des milieux aquatiques en éléments nutritifs entraînant à terme une dégradation du milieu	kg de PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	NH <sub>3</sub> NO <sub>3</sub> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Oxydation photochimique (ODP)	Impact des émissions anthropiques sur la création d'ozone dans la couche troposphérique de l'atmosphère. L'ozone (O <sub>3</sub> ) est produit lors d'une réaction impliquant les rayons du soleil, la chaleur et des polluants. On parle de « création d'ozone troposphérique »	kg d'éthylène	COV (Alcane, alcènes, aldéhydes, cétones, halocarbures aromatiques, éthers, esters, alcools, chloroalcane, chloroalcènes...) NO <sub>x</sub> CO
Epuisement des ressources naturelles (AD)	Contribution à l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables par extraction des minerais	kg d'antimoine (Sb)	Principaux minerais (Cd, Cr, Ni, Pb, Hg...)
Toxicité humaine (HT)	Impact des molécules et substances chimiques émises sur l'Homme	kg d'1,4 dichlorobenzène (DCB)	Métaux lourds Polluants organiques persistants
Ecotoxicité (FWAE, MAE, TE)	Impact des molécules et substances chimiques émises sur les écosystèmes		Hydrocarbures aromatiques polycycliques Dioxines Solvants Pesticides

## 4.2 Interprétation des impacts environnementaux

Lors de la réalisation d'ACV « fin de vie », l'interprétation des résultats peut être difficile car elle est très dépendante des hypothèses, et d'autant plus lorsque l'on traite des règles de substitution.

Un certain nombre de règle peuvent être toutefois établies pour faciliter l'interprétation de ces résultats :

- ▶ Ne pas agréger impacts évités et impacts générés (Figure 14),
- ▶ Réaliser une analyse de sensibilité des hypothèses de substitution au regard de leur manque vraisemblable de fiabilité (Figure 15),
- ▶ Désagréger les activités de premier plan et celles d'arrière-plan pour une mise en perspective de la pensée cycle de vie et des impacts locaux sur le territoire (Figure 16).

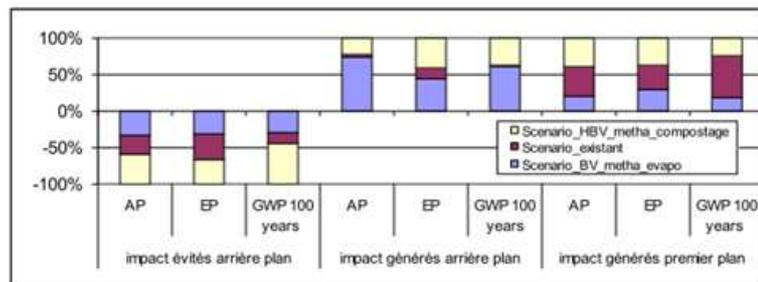


Figure 20 : comparaison des trois scénarios, en valeur relative, entre les impacts évités et générés au premier plan et à l'arrière plan pour les trois impacts étudiés

Figure 14 : Exemple de représentation graphique des impacts évités et générés en ACV « fin de vie »

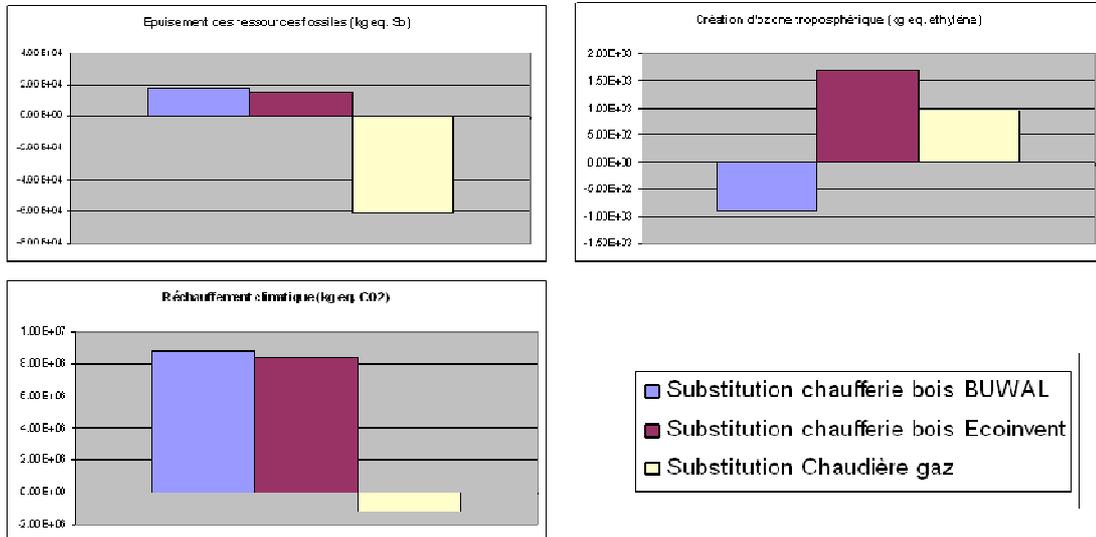


Figure 15 : Exemple de représentation graphique des hypothèses de substitution en ACV « fin de vie »

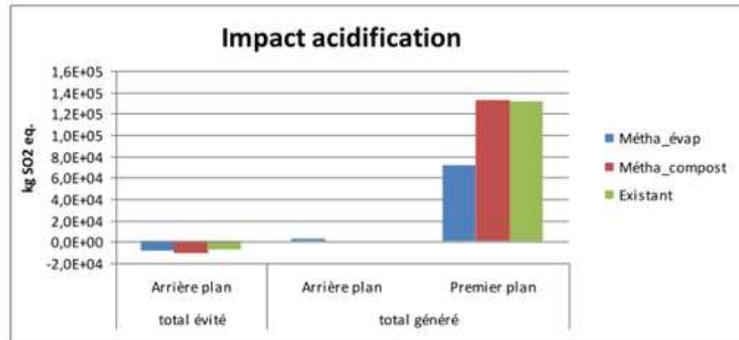


Figure 21 : vue globale, arrière et premier plan et évité/généré, de l'impact acidification pour les trois scénarios

Figure 16 : Exemple de représentation graphique des activités de premier et arrière-plan en ACV « fin de vie »

# **PARTIE 2 – BILAN DES DONNEES D'INVENTAIRE DE GAZ A EFFET DE SERRE**

---

## 5. Données d'inventaire – Emissions de GES

L'inventaire consiste à compiler et quantifier les flux entrants et sortants de la totalité du cycle de vie du système.

### 5.1 Etapes du traitement des boues responsables de la production de GES

Le Tableau 7 récapitule les différents types d'émission de GES d'origine biogénique ou fossile identifiés pour l'ensemble de la filière de traitement et de valorisation des boues. Les valeurs en noir représentent les valeurs identifiées dans le cadre du bilan environnemental réalisé sur ces filières pour le compte du Ministère de l'Environnement (Reverdy and Pradel, 2011). Les valeurs en rouge et italique représentent les valeurs identifiées pour compléter l'inventaire des émissions de GES biogénique faisant l'objet de l'action 110 de l'ONEMA. Les valeurs sont présentées dans les paragraphes suivants.

Tableau 7 : Récapitulatif des différents types d'émissions pour chaque étape de traitement et de valorisation des boues

	EMISSIONS BIOGENIQUES	EMISSIONS FOSSILES	SEQUESTRATION
Stockage	<i>CH<sub>4</sub></i>	CO <sub>2</sub>	
Conditionnement chimique		CO <sub>2</sub>	
Conditionnement thermique		CO <sub>2</sub>	
Epaississement / Déshydratation autre que LSPR		CO <sub>2</sub>	
Déshydratation LSPR	<i>CO<sub>2</sub> CH<sub>4</sub> N<sub>2</sub>O</i>	<i>CO<sub>2</sub></i>	
Digestion aérobie	<i>CO<sub>2</sub></i>	<i>CO<sub>2</sub></i>	
Digestion anaérobie	<i>CO<sub>2</sub> (biogaz CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> → CO<sub>2</sub>) CH<sub>4</sub> (fuites)</i>	CO <sub>2</sub>	
Chaulage		CO <sub>2</sub>	
Compostage	<i>CO<sub>2</sub> N<sub>2</sub>O CH<sub>4</sub></i>	CO <sub>2</sub>	
Séchage thermique		CO <sub>2</sub>	
Séchage solaire		CO <sub>2</sub>	
Incinération	<i>CO<sub>2</sub> N<sub>2</sub>O</i>	<i>CO<sub>2</sub></i>	
Co-incinération		CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O	
Décharge	<i>CO<sub>2</sub> CH<sub>4</sub></i>	<i>CO<sub>2</sub></i>	CO <sub>2</sub>
Epandage	CO <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>	<i>CO<sub>2</sub></i>

## 5.2 Stockage

Durant le stockage à court terme des boues, de très faibles quantités de CH<sub>4</sub> biogénique sont relarguées. La majeure partie des émissions ont lieu pendant le stockage de boues dans des lagunes pour de longues périodes (IPCC (1)).

Tableau 8 : Emissions de CH<sub>4</sub> biogénique en fonction de la nature du stockage des boues

NATURE DU STOCKAGE	KG CH <sub>4</sub> BIOGENIQUE / TONNE MS BOUE BRUTES
Stockage temporaire Boues brutes liquides	1,0
Stockage 3 mois Boues brutes liquides	36,0
Stockage 3 mois Gâteau de boues brutes	0
Stockage 1 mois Boues digérées	0

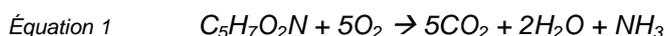
## 5.3 Conditionnement thermique

Aucune donnée n'a été trouvée afin de compléter les données précédentes. L'activité de conditionnement thermique correspond à un autoclavage des boues afin d'évacuer une partie de l'eau et de modifier la structure physique des boues. On suppose donc qu'il n'y a aucune réaction chimique qui se produit et qui serait responsable de l'émission de CO<sub>2</sub> biogénique, CH<sub>4</sub> biogénique ou N<sub>2</sub>O dans l'atmosphère. Les seules émissions seront liées aux consommations thermiques afin de faire fonctionner le procédé.

## 5.4 Digestion aérobie

### 5.4.1 CO<sub>2</sub> biogénique

La réaction chimique de la digestion aérobie va produire du dioxyde de carbone biogénique selon l'équation suivante :



Lors de cette réaction (Équation 1), entre 25 et 45% des matières volatiles (C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N) sont dégradées.

La proportion de matières volatiles contenue dans les boues varie en fonction de la nature des boues employées et les proportions de matières volatiles sont exprimées proportionnellement aux matières sèches. De ce fait, la quantité de matières volatiles qui entrent en digestion va dépendre de la quantité initiale de matières sèches et de la nature des boues.

$$\text{Formule 1} \quad tMVi = tMSi \times \%MV$$

*tMVi* : Tonnage de matières volatiles entrantes en digestion

*tMSi* : Tonnage de matières sèches entrantes en digestion

*%MV* : % de matières volatiles dans les boues

En moyenne, la digestion aérobie dégrade 40% des matières volatiles initiales, soit :

$$\text{Formule 2} \quad tMV_{\text{dégradées}} = 0,40 \times tMSi \times \%MV$$

$tMV_{\text{dégradées}}$  : Tonnage de matières volatiles dégradées

0,40 : 40% des matières volatiles initiales

$tMSi$  : Tonnage de matières sèches entrantes en digestion

$\%MV$  : % de matières volatiles dans les boues

On peut ainsi calculer la quantité de moles de matières volatiles qui réagissent dans la réaction :

$$\text{Formule 3} \quad n(C_5H_7O_2N) = \frac{0,40 \times tMSi \times \%MV \times 10^6}{113}$$

$n(C_5H_7O_2N)$  : Quantité de moles de matières volatiles qui réagissent lors de l'Équation 1

0,40 : 40% des matières volatiles initiales

$tMSi$  : Tonnage de matières sèches entrantes en digestion

$\%MV$  : % de matières volatiles dans les boues

$10^6$  : Conversion des tonnes en grammes

113 : Masse molaire du  $C_5H_7O_2N$  ( $g.mol^{-1}$ )

La quantité de matière de  $CO_2$  biogénique formée sera donc 5 fois équivalente à la quantité de matière de matières volatiles dégradées.

$$\text{Formule 4} \quad m(CO_2_{\text{biogénique}}) = 5 \times n(C_5H_7O_2N) \times 44$$

$m(CO_2_{\text{biogénique}})$  : Masse de  $CO_2$  biogénique généré quand on dégrade les matières volatiles

$n(C_5H_7O_2N)$  : Quantité de moles de matières volatiles qui réagissent lors de l'Équation 1

44 : Masse molaire du  $CO_2$  ( $g.mol^{-1}$ )

Soit :

$$\text{Formule 5} \quad m(CO_2_{\text{biogénique}}) = \frac{88}{113} \times tMSi \times \%MV$$

#### 5.4.2 $N_2O$

L'analyse de la digestion aérobie des boues n'est pas très détaillée dans la bibliographie.

Une étude portant sur l'ACV de procédés de traitement des boues en Egypte (Ghazy M.R. et al., 2011) a pris en considération l'étude de la digestion aérobie. Seulement les émissions de  $N_2O$  associées à la nitrification et à la dénitrification ne sont pas incluses dans cette étude. A l'heure actuelle, aucune donnée portant ces émissions de  $N_2O$  n'ont été référencées mais il pourrait être intéressant de s'inspirer des émissions lors du traitement des boues par aération prolongée.

#### 5.4.3 Consommations électriques

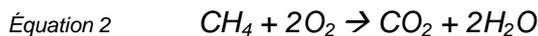
En ce qui concerne les consommations électriques, dans l'étude de Ghazy, elles sont estimées à 1176 kWh / tMS afin d'assurer un fonctionnement continu du procédé et à 11 kWh / t pour le traitement du surnageant.

## 5.5 Digestion anaérobie

Lors de la digestion anaérobie, du biogaz est formé. Il est en moyenne composé de 60% de CH<sub>4</sub> biogénique et de 40% de CO<sub>2</sub> biogénique. Ce biogaz est capté pour être valorisé électriquement et/ou thermiquement. S'il n'est pas valorisé, il est alors brûlé en torchère afin d'assurer une combustion des 60% de méthane en CO<sub>2</sub> biogénique et de diminuer l'impact sur le réchauffement climatique.

Le biogaz qui est valorisé passe par des chaudières ou des moteurs/turbines à gaz afin de convertir le biogaz en chaleur et/ou en énergie électrique.

Que ce soit dans la chaudière ou dans le moteur/turbine à gaz, le biogaz passe par une chambre de combustion où il sera brûlé selon la réaction de combustion suivante :



Lors de cette réaction de combustion, le CO<sub>2</sub> biogénique contenu dans le biogaz ne réagit pas, il reste tel quel et est relargué vers l'atmosphère. Quant au CH<sub>4</sub> biogénique, il sera transformé en CO<sub>2</sub> biogénique relargué par la suite dans l'atmosphère.

Ainsi, que le biogaz soit brûlé en torchère ou soit valorisé, cela ne modifie pas les émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, seule la récupération de l'énergie entre les deux systèmes varie. 100% du CO<sub>2</sub> biogénique contenu dans le biogaz sera relargué dans l'atmosphère et 100% du CH<sub>4</sub> biogénique contenu dans le biogaz sera transformé en CO<sub>2</sub> biogénique avant d'être relargué dans l'atmosphère.

Le volume de CH<sub>4</sub> biogénique et de CO<sub>2</sub> biogénique formés par la digestion anaérobie est exprimé par la relation suivante :

Formule 6 
$$V_{\text{CH}_4 \text{ biogénique}} = 6,79 \times t_{\text{MB}}$$

*V<sub>CH4 biogénique</sub> : Volume de CH<sub>4</sub> produit par la méthanisation des boues (Nm<sup>3</sup>)*

*6,79 : Facteur de conversion = Potentiel méthanogène \* FE<sub>CH4</sub> lors de la digestion (FE<sub>CH4</sub>, facteur d'émission émis lors de la digestion, soit 8,7 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / t<sub>MB</sub> \* 0,78)*

*t<sub>MB</sub> : Tonnage de matières brutes entrant en digestion (tonnes)*

Formule 7 
$$V_{\text{CO}_2 \text{ biogénique}} = \frac{0,40 \times V_{\text{CH}_4 \text{ biogénique}}}{0,60}$$

$$V_{\text{CO}_2 \text{ biogénique}} = 0,67 \times 6,79 \times t_{\text{MB}}$$

$$V_{\text{CO}_2 \text{ biogénique}} = 4,55 \times t_{\text{MB}}$$

*V<sub>CO2 biogénique</sub> : Volume de CO<sub>2</sub> produit par la méthanisation (Nm<sup>3</sup>)*

*0,40 : Proportion de CO<sub>2</sub> dans le biogaz*

*V<sub>CH4 biogénique</sub> : Volume de CH<sub>4</sub> produit par la méthanisation des boues (Nm<sup>3</sup>)*

*0,60 : Proportion de CH<sub>4</sub> dans le biogaz*

Dans le cas du CO<sub>2</sub> biogénique, la totalité est relarguée dans l'atmosphère que le biogaz passe en torchère ou qu'il soit valorisé :

Formule 8 
$$n_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}} = \frac{V_{\text{CO}_2 \text{ biogénique}}}{V_{\text{m}}}$$

$$n_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}} = \frac{4,55 \times t_{\text{MB}}}{0,024}$$

$$n_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}} = 189,5 \times \text{tMB}$$

$n_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}}$  : Quantité de matière de  $\text{CO}_2$  relargué dans l'atmosphère par la méthanisation (moles)

$V_m$  : Volume molaire d'un gaz ( $0,024 \text{ m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ )

Donc :

Formule 9 
$$m_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}} = n_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}} \times M_{\text{CO}_2}$$

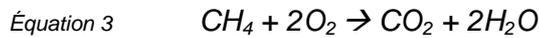
$$m_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}} = 189,5 \times \text{tMB} \times 44 \cdot 10^{-6}$$

$$m_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}} = 8,33 \cdot 10^{-6} \times \text{tMB}$$

$m_{\text{CO}_2 \text{ biogénique relargué}}$  : Masse de  $\text{CO}_2$  relargué dans l'atmosphère (t eq  $\text{CO}_2$ )

$M_{\text{CO}_2}$  : Masse molaire du  $\text{CO}_2$  ( $44 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ )

Dans le cas du  $\text{CH}_4$  biogénique, la totalité va subir une combustion ayant pour but de le transformer en  $\text{CO}_2$  biogénique selon la réaction suivante :



Formule 10 
$$n_{\text{CH}_4 \text{ biogénique brûlé}} = \frac{V_{\text{CH}_4 \text{ biogénique}}}{V_m}$$

$$n_{\text{CH}_4 \text{ biogénique brûlé}} = \frac{6,79 \times \text{tMB}}{0,024}$$

$$n_{\text{CH}_4 \text{ biogénique brûlé}} = 282,9 \times \text{tMB}$$

$n_{\text{CH}_4 \text{ biogénique brûlé}}$  : Quantité de matière de  $\text{CH}_4$  brûlé et qui sera relargué sous forme de  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère (moles)

Formule 11 
$$m_{\text{CO}_2 \text{ biogénique issu CH}_4 \text{ biogénique}} = n_{\text{CH}_4 \text{ brûlé}} \times M_{\text{CO}_2}$$

$$m_{\text{CO}_2 \text{ biogénique issu CH}_4 \text{ biogénique}} = 282,9 \times \text{tMB} \times 44 \cdot 10^{-6}$$

$$m_{\text{CO}_2 \text{ biogénique issu CH}_4 \text{ biogénique}} = 1,24 \cdot 10^{-2} \times \text{tMB}$$

$m_{\text{CO}_2 \text{ biogénique issu CH}_4 \text{ biogénique}}$  : Masse de  $\text{CO}_2$  issu de la combustion du  $\text{CH}_4$  relargué dans l'atmosphère (t eq  $\text{CO}_2$ )

$M_{\text{CO}_2}$  : Masse molaire du  $\text{CO}_2$  ( $44 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ )

## 5.6 Lits de Séchage Plantés de Roseaux (LSPR)

Les émissions directes lors de la déshydratation des boues par LSPR étaient adaptées des émissions des lits plantés de roseaux pour le traitement des eaux usées (Mallard P. *et al.*, 2009).

Deux études complémentaires portant spécifiquement sur les boues ont été référencées dans le Tableau 9 (Risch E. *et al.*, 2011; Uggetti *et al.*, 2011). La première (Risch E. *et al.*, 2011) porte sur la totalité des gaz à effet de serre, alors que la seconde (Uggetti *et al.*, 2011) n'aborde que les émissions de  $\text{CH}_4$  biogénique.

Tableau 9 : Facteurs d'émissions des LSPR

REFERENCE	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE	CH <sub>4</sub> BIOGENIQUE	N <sub>2</sub> O
(Mallard P. <i>et al.</i> , 2009)	5,6 kg C-CO <sub>2</sub> / EH / an	34 g C-CH <sub>4</sub> / EH / an	33 g N-N <sub>2</sub> O / EH / an
(Risch E. <i>et al.</i> , 2011)	10,9 kg C-CO <sub>2</sub> / EH / an	58,4 g C-CH <sub>4</sub> / EH / an	40,2 g N-N <sub>2</sub> O / EH / an
(Uggetti <i>et al.</i> , 2011)	-	<88 mg /m <sup>2</sup>	-

En ce qui concerne les consommations électriques pour le pompage des boues, celles-ci sont variables en fonction de la capacité de la station (Uggetti *et al.*, 2011), soit en moyenne 0,05 kWh / EH / an (Tableau 10).

Tableau 10 : Consommations électriques des LSPR

CONSOMMATIONS ELECTRIQUES	500 EH	1000 EH	2000 EH
kWh / an	25	50	105

## 5.7 Chaulage

Le chaulage des boues entraîne des répercussions sur la minéralisation de la matière organique dans le sol et sur la nutrition azotée. Le chaulage induit une perte en azote via la volatilisation ammoniacale, il n'y a donc pas d'émissions de N<sub>2</sub>O et encore moins de CH<sub>4</sub>.

## 5.8 Compostage

Plusieurs références ont été identifiées quant aux données portant sur le compostage des boues.

Chez Boldrin *et al.* (2009), des données ont été identifiées pour le CO<sub>2</sub> biogénique, le CH<sub>4</sub> biogénique et le N<sub>2</sub>O en fonction du type de compostage (Tableau 11) :

- ▶ Déchets verts / andains ouverts,
- ▶ Biodéchets / andains ouverts,
- ▶ Biodéchets / andains fermés,
- ▶ Biodéchets / compostage domestique.

Tableau 11 : Facteurs d'émissions en fonction du type de compostage (Boldrin *et al.*, 2009)

HYPOTHESE : 50% DE MS DANS LES COMPOSTS	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE		N <sub>2</sub> O		CH <sub>4</sub> BIOGENIQUE	
	MB	MS	MB	MS	MB	MS
Déchets verts / andains ouverts						
(kg / tonne [MB ou MS])	118 - 413	236 - 826	0,025 - 0,178	0,050 - 0,356	0,05 - 6,8	0,1 - 13,6
(kg eqCO <sub>2</sub> / tonne [MB ou MS])	118 - 413	236 - 826	7.5 - 53	14,9 - 106	1,2 - 170	2,4 - 340
Biodéchets / andains ouverts						
(kg / tonne [MB ou MS])	43 - 173	86 - 346	0,0075 - 0,252	0,0015 - 0,504	0,03 - 1,5	0,06 - 3

HYPOTHESE : 50% DE MS DANS LES COMPOSTS	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE		N <sub>2</sub> O		CH <sub>4</sub> BIOGENIQUE	
	MB	MS	MB	MS	MB	MS
<i>(kg eqCO<sub>2</sub> / tonne [MB ou MS])</i>	43 - 173	86 - 346	2,2 - 75	4,4 - 150	0,75 – 37,5	1,5 - 75
Biodéchets / andains fermés						
<i>(kg / tonne [MB ou MS])</i>	250 - 390	500 - 780	0,01 - 0,12	0,01 - 0,24	0,02 – 1,8	0,04 – 3,6
<i>(kg eqCO<sub>2</sub> / tonne [MB ou MS])</i>	250 - 390	500 - 780	3,0 – 35,8	6,0 – 71,6	0,5 - 45	1,0 - 90
Biodéchets / Compostage domestique						
<i>(kg / tonne [MB ou MS])</i>	139 - 215	278 - 530	0,192 – 0,454	0,284 – 0,908	0,8 – 2,2	1,6 – 4,4
<i>(kg eqCO<sub>2</sub> / tonne [MB ou MS])</i>	139 - 215	278 - 530	57,2 – 135,3	114,4 – 270,6	20 - 55	40 - 110

Chez Andersen *et al.* (2010), les émissions de gaz à effet de serre ont été quantifiées sur le compostage de déchets verts en andains ouverts (Tableau 12).

Tableau 12 : Facteurs d'émissions en fonction du type de compostage (Andersen *et al.*, 2010)

	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE		N <sub>2</sub> O		CH <sub>4</sub> BIOGENIQUE	
	MB	MS	MB	MS	MB	MS
<b>Déchets verts / andains ouverts</b> <i>(kg eqCO<sub>2</sub> / tonne [MB ou MS])</i>	413 ± 50	635 ± 77	30 ± 14	46 ± 21	81 ± 16	124 ± 25

Chez Mallard *et al.* (2005), les émissions pour le CO<sub>2</sub> et le N<sub>2</sub>O sont exprimées uniquement pour des boues d'épuration (Tableau 13).

Tableau 13 : Facteurs d'émissions pour le compostage de boues (Mallard *et al.*, 2005)

	CO <sub>2</sub> BIOGENIQUE	N <sub>2</sub> O
<b>Boues / essais témoins en andains</b> <i>(kg eqCO<sub>2</sub> / tonne MS)</i>	605 et 755	-
<b>Boues / essais en andains</b> <i>(kg eqCO<sub>2</sub> / tonne MS)</i>	580 à 609	-
<b>Boues / andains statiques aérés</b> <i>(kg eqCO<sub>2</sub> / tonne MS)</i>	-	342

Dans l'étude de Boldrin *et al.* (2009), les consommations électriques et en diesel sont également distinguées en fonction du type d'andains (Tableau 14).

Tableau 14 : Consommations électriques lors du compostage (Boldrin et al., 2009)

	ELECTRICITE (KWH / TMB)	DIESEL (L / TMB)
Andains ouverts	0,02 à 19,7	0,4 à 6
Andains fermés	9 à 65	0,13 à 3

## 5.9 Séchage thermique

Le séchage des boues se fait le plus souvent par convection présentant l'avantage de ne pas produire de gaz à effet de serre, hormis ceux incombant au fonctionnement du sécheur (consommations électriques) (ADEME, 2006).

## 5.10 Séchage solaire

Le séchage solaire correspond à un stockage de gâteaux de boues déshydratés duquel on favorise l'évaporation de l'eau. De ce fait, les émissions lors du séchage solaire peuvent être assimilées aux émissions lors du stockage de boues pendant 3 mois. Or, ces émissions sont nulles en ce qui concerne le CH<sub>4</sub> (IPCC (1)), on suppose donc que les émissions de CH<sub>4</sub> biogénique sont également nulles lors du séchage solaire.

## 5.11 Incinération spécifique

Lors de l'incinération spécifique des boues, les conditions oxydantes ne produisent pas de CH<sub>4</sub> biogénique (IPCC (2)).

Tableau 15 : Facteurs d'émissions de CO<sub>2</sub> biogénique lors de l'incinération spécifique des boues

TECHNOLOGIE	CONDITIONS	FACTEUR D'EMISSIONS	UNITE	REFERENCE
Lit fluidisé	750 – 925°C	1500	kg CO <sub>2</sub> biogénique / tMS	(Akwo N.S., 2008)
-	-	7590	kg CO <sub>2</sub> biogénique / t déchets	(CITEPA and OMINEA, 2010)
-	-	1000	kg CO <sub>2</sub> biogénique / tMS	(IPCC, 2000)
-	-	1100	kg CO <sub>2</sub> biogénique / tMS	(Mueller, 2010) Hypothèse : Composition moyenne des boues de 290 kgC / tMS

Le Tableau 16 référence l'ensemble des données de la littérature portant sur les émissions de N<sub>2</sub>O lors de l'incinération spécifique des boues d'épuration. Il peut être noté une très grande variabilité des résultats :

- Dans l'unité (par tonne de MS, par tonne de déchets, par tonne de boue déshydratée),

- ▶ Dans les conditions de mesure (Température, types de boues),
- ▶ Dans les valeurs obtenues.

Tableau 16 : Facteurs d'émissions de N<sub>2</sub>O lors de l'incinération spécifique des boues

TECHNOLOGIE	CONDITIONS	FACTEUR D'EMISSIONS	UNITE	REFERENCE
-	-	800	g N <sub>2</sub> O / t déchets	(CITEPA and OMINEA, 2010)
Lit fluidisé	750 – 900°C	150 à 400	g N <sub>2</sub> O / t MS	(Pohořelý <i>et al.</i> , 2005)
Four rotatif	750°C	227	g N <sub>2</sub> O / t déchets	(IPCC (3), 23/05/2012)
Lit fluidisé	770 – 812°C	580 – 1528	g N <sub>2</sub> O / t déchets	(IPCC (3), 23/05/2012)
Lit fluidisé	838 – 854°C	684 – 1508	g N <sub>2</sub> O / t déchets	(IPCC (3), 23/05/2012)
Lit fluidisé	834 – 844°C	275 - 886	g N <sub>2</sub> O / t déchets	(IPCC (3), 23/05/2012)
Lit fluidisé	853 – 887°C	101 - 307	g N <sub>2</sub> O / t déchets	(IPCC (3), 23/05/2012)
Four rotatif	-	400	g N <sub>2</sub> O / t MS	(IPCC (3), 23/05/2012)
Lit fluidisé	-	800	g N <sub>2</sub> O / t MS	(IPCC (3), 23/05/2012)
Lit fluidisé	-	100- 1500	g N <sub>2</sub> O / t MS	(IPCC (3), 23/05/2012)
Lit fluidisé	-	300 -1530	g N <sub>2</sub> O / t déchets	(IPCC (3), 23/05/2012)
-	Boues déshydratées	900	g N <sub>2</sub> O / t MS	(IPCC (3), 23/05/2012)
-	Boues chaulées	294	g N <sub>2</sub> O / t MS	(IPCC (3), 23/05/2012)
-	-	990	g N <sub>2</sub> O / t MS	(IPCC (3), 23/05/2012)
-	-	1 500 à 6 400	g N <sub>2</sub> O / t MS	(SYLVIS, 2009)
Lit fluidisé	800°C	8190	g N <sub>2</sub> O / t boue déshydratée	(Kuno K. <i>et al.</i> , 2009)
Lit fluidisé	850°C	2330	g N <sub>2</sub> O / t boue déshydratée	(Kuno K. <i>et al.</i> , 2009)
Incineration « multicouches »		1360	g N <sub>2</sub> O / t boue déshydratée	(Kuno K. <i>et al.</i> , 2009)

Le Tableau 17 permet de référencer les consommables utilisés lors de l'incinération spécifique des boues dans l'étude de Akwo N.S. (2008).

Tableau 17 : Utilisation des consommables lors de l'incinération spécifique issue de Akwo N.S. (2008).

<b>Consommation électrique</b>	250 MJ / tMS
<b>Chaleur</b>	15,4 MJ / tMS
<b>NaOH</b>	12,2 kg / tMS
<b>Chaux</b>	4,96 kg / tMS
<b>Ammoniac</b>	3,72 kg / tMS
<b>Fioul lourd</b>	31 kg / tMS

## 5.12 Mise en décharge

### 5.12.1 Emissions directes – Décharge

Lors de la mise en décharge des déchets, des émissions directes ont lieu via la formation d'un biogaz. Le carbone contenu dans ce biogaz est estimé par la relation :

$$\text{Formule 12} \quad \mathbf{E_{gazC} = [C] \times 0,5826}$$

$E_{gazC}$  : Emissions à court terme de carbone dans le biogaz (kg / kg de boues brutes)

[C] : Concentration de carbone dans les boues (kg / kg de boues brutes)

0,5826 : Facteur de conversion (= 0,60 \* 0,971)

Parmi ce carbone, 56% correspond à du carbone du CH<sub>4</sub> biogénique et 44% à du carbone du CO<sub>2</sub> biogénique. Ce biogaz peut être en partie capté ou brûlé en torchère. Si la décharge est équipée d'un système de captage du biogaz, seulement 70% est capté, les 30% restants représentent des fuites de biogaz et passent directement dans l'atmosphère sans combustion.

Si la décharge n'est pas équipée d'un système de captage du biogaz, 100% du biogaz est relargué directement dans l'atmosphère.

- SI LE BIOGAZ EST CAPTE :

70% du carbone contenu dans le biogaz va être brûlé en torchère, les 30% restants restent tels quels.

$$\text{Formule 13} \quad \mathbf{m(\text{CO}_2\text{biogénique}) \text{ libéré après torchère} = 0,70 \times E_{gazC} \times \frac{12}{44}}$$

$$\mathbf{m(\text{CO}_2\text{biogénique}) \text{ libéré après torchère} = 0,1909 \times E_{gazC}}$$

$m(\text{CO}_2\text{biogénique}) \text{ libéré après torchère}$  : Masse de CO<sub>2</sub> relargué dans l'atmosphère après combustion en torchère (kg CO<sub>2</sub>)

0,70 : % de biogaz capté

12/44 : Facteur de conversion du carbone en CO<sub>2</sub>

Les 30% restants sont relargués dans l'atmosphère à cause des fuites. Ce biogaz relargué présente la composition d'origine (56% C-CH<sub>4</sub> biogénique et 44% C-CO<sub>2</sub> biogénique).

$$\text{Formule 14} \quad \mathbf{m(\text{CH}_4\text{biogénique}) \text{ relargué fuites} = 0,30 \times E_{gazC} \times 0,56}$$

$$\mathbf{m(\text{CH}_4\text{biogénique}) \text{ relargué fuites} = 0,168 \times E_{gazC}}$$

$m(\text{CH}_4^{\text{biogénique}})_{\text{relargué fuites}}$  : Masse de  $\text{CH}_4$  relargué dans l'atmosphère à cause des fuites du système de captage (kg  $\text{CH}_4$ )

0,30 : % de fuites du système de captage

0,56 : % de carbone du  $\text{CH}_4$  dans le biogaz

$E_{\text{gazC}}$  : Emissions à court terme de carbone dans le biogaz (kg / kg de boues brutes)

Formule 15  $m(\text{CO}_2^{\text{Biogénique}})_{\text{relargué fuites}} = 0,30 \times E_{\text{gazC}} \times 0,44$

$m(\text{CO}_2^{\text{Biogénique}})_{\text{relargué fuites}} = 0,132 \times E_{\text{gazC}}$

$m(\text{CO}_2^{\text{biogénique}})_{\text{relargué fuites}}$  : Masse de  $\text{CO}_2$  relargué dans l'atmosphère à cause des fuites du système de captage (kg  $\text{CO}_2$ )

0,30 : % de fuites du système de captage

0,44 : % de carbone du  $\text{CO}_2$  dans le biogaz

$E_{\text{gazC}}$  : Emissions à court terme de carbone dans le biogaz (kg / kg de boues brutes)

• SI LE BIOGAZ N'EST PAS CAPTE :

Si le biogaz n'est pas capté, alors la totalité est relarguée dans l'atmosphère, soit 100% de  $E_{\text{gazC}}$ .

Formule 16  $m(\text{CH}_4^{\text{biogénique}})_{\text{relargué}} = 0,56 \times E_{\text{gazC}} \times \frac{16}{12}$

$m(\text{CH}_4^{\text{biogénique}})_{\text{relargué}} = 0,7467 \times E_{\text{gazC}}$

$m(\text{CH}_4^{\text{biogénique}})_{\text{relargué}}$  : Masse de  $\text{CH}_4$  relargué dans l'atmosphère sans captage du biogaz (kg  $\text{CH}_4$ )

0,56 : % de carbone du  $\text{CH}_4$  dans le biogaz

$E_{\text{gazC}}$  : Emissions à court terme de carbone dans le biogaz (kg / kg de boues brutes)

16/12 : Facteur de conversion du C- $\text{CH}_4$  en  $\text{CH}_4$

Formule 17  $m(\text{CO}_2^{\text{biogénique}})_{\text{relargué}} = 0,44 \times E_{\text{gazC}} \times \frac{44}{12}$

$m(\text{CO}_2^{\text{biogénique}})_{\text{relargué}} = 1,613 \times E_{\text{gazC}}$

$m(\text{CO}_2^{\text{biogénique}})_{\text{relargué}}$  : Masse de  $\text{CO}_2$  relargué dans l'atmosphère sans captage du biogaz (kg  $\text{CO}_2$ )

0,44 : % de carbone du  $\text{CO}_2$  dans le biogaz

$E_{\text{gazC}}$  : Emissions à court terme de carbone dans le biogaz (kg / kg de boues brutes)

44/12 : Facteur de conversion du C- $\text{CO}_2$  en  $\text{CO}_2$

### 5.12.2 Consommables

En ce qui concerne les données manquantes portant sur la mise en décharge des déchets, plusieurs références ont été identifiées.

Tableau 18 : Consommables lors de la mise en décharge

	(DOKA G., 2007)	(ABDULI ET AL., 2011)	(FINNVEDEN G. ET AL., 2000)	(NI J.R. ET AL., 2002)
<b>Electricité</b>	0,2 MJ / t déchets	0,139 MJ / t déchets		
<b>Carburants</b>	0,75 L diesel / t déchets	-	1,11 L diesel / t déchets	

### 5.12.3 Carbone séquestré

Le carbone biogénique qui n'est pas dégradé dans une décharge après une durée de 100 ans correspond à du carbone séquestré. Ces émissions séquestrées sont estimées entre -132 et -185 kg eqCO<sub>2</sub> / tonne de déchet en Europe (Manfredi *et al.*, 2009). Selon l'US EPA (2006), le carbone biogénique stocké après 100 ans est estimé à 367 kg eqCO<sub>2</sub> / tonne de déchet humide.

Tableau 19 : Emissions séquestrées dans différents types de décharges (Manfredi *et al.*, 2009)

	KG C / TONNE DE DECHET	KG EQCO <sub>2</sub> / TONNE DE DECHET HUMIDE
<b>Décharge à ciel ouvert</b>	35 à 48	-127 à -177
<b>Décharge classique avec système de récupération du biogaz</b>	36 à 50	-132 à -185
<b>Décharge de haute technicité avec système extensif de captage du biogaz</b>	36 à 50	-132 à -185
<b>Décharge à faible teneur en MO</b>	20 à 26	-72 à -95

## 5.13 Epannage

La Terre présente plusieurs réservoirs naturels capables d'échanger du carbone sur une échelle courte (atmosphère, océan, biomasse continentale). Le réservoir « sol et détritiques » représente les sols sur 1m de profondeur. Les flux entre le carbone organique des sols et l'atmosphère sont importants et peuvent être positifs (séquestration) ou négatifs (émissions de CO<sub>2</sub>) (Alterre Bourgogne, 2008).

Le carbone organique du sol (COS) représente le plus grand réservoir de carbone de la biosphère continentale et est estimé entre 1500 et 2000Gt C (Peltre, 2010).

### 5.13.1 Dynamique du carbone dans le sol

Le stock de carbone organique présent dans les sols naturels présente un équilibre dynamique entre les entrées de carbone par les résidus carbonés d'origine végétale ou animale et leur biodégradation par les microorganismes du sol aboutissant à leur minéralisation sous forme de CO<sub>2</sub> libéré dans l'atmosphère (Peltre, 2010).

Le déstockage de carbone est plus rapide que son stockage, il a lieu lors de l'abandon des pratiques stockantes ou d'un changement d'usage des terres (Peltre, 2010). En conséquence,

les accumulations de carbone constituées par des pratiques stockantes ne peuvent être conservées à long terme qu'à condition de conserver des usages des terres et des pratiques agricoles similaires à celles qui ont conduit à l'augmentation des stocks de carbone (Arrouays D. *et al.*, 2002).

La Matière Organique du Sol (MOS) est composée d'environ 50% de carbone organique, elle a une composition complexe et hétérogène. La décomposition du carbone organique est un processus complexe dépendant d'un nombre important de facteurs, notamment de la qualité des Matières Organiques Exogènes (MOE) apportées au sol, des propriétés du sol, notamment sa teneur en argiles et en carbonates, du climat, des pratiques culturales (Peltre, 2010).

La première phase de décomposition est relativement rapide dans le cas d'apport de MOE non transformées et aboutit à la perte d'un quart à deux tiers des apports organiques en un à deux ans (Jenkinson and Rayner, 1977). Puis une phase de décomposition plus lente a lieu, environ 90% de la MO est décomposée en une période de 10 à 100 ans. Et enfin une troisième phase où la totalité de la MO est décomposée avec un turnover de 100 à 1000 ans. Il n'existe donc pas, ou presque pas, de stockage définitif dans les sols car toute la MO est à terme minéralisée en CO<sub>2</sub> (Peltre, 2010).

La MOS est une entité dynamique qui évolue de manière continue. Le renouvellement du carbone (turnover) est défini comme le bilan des entrées et des sorties dans un compartiment de MOS (pool). Le renouvellement du carbone présente un temps moyen de résidence (TMR) qui est défini soit par le temps moyen durant lequel un composé réside dans le compartiment à l'équilibre, ou par le temps moyen requis pour renouveler totalement le contenu du compartiment à l'équilibre (Peltre, 2010).

Pour les sols cultivés, il semblerait que le temps moyen de résidence du carbone du sol soit de 61 ± 9 ans pour une fourchette allant de 18 à 165 ans (Six and Jastrow, 2002).

### 5.13.2 *Effet d'apport de MOE sur le sol*

Selon l'INRA (Arrouays D. *et al.*, 2002), il est recommandé de distinguer les produits pouvant véritablement contribuer au stockage du carbone, qui sont ceux répondant aux critères normatifs des amendements organiques, des autres déchets urbains (boues de STEU non compostées principalement). De plus, la faible quantité de carbone dans ces produits conduit à considérer les activités d'épandage de produits organiques exogènes comme peu efficaces pour le stockage de quantités significatives de carbone. Pour les boues, le potentiel de stockage de carbone dans le sol est estimé à 0,95 tCO<sub>2</sub> / ha / an.

Cependant, l'étude de Soriano-Disla *et al.* (2010) a montré que l'application de boues sur 60 sols différents entraînait une augmentation du carbone organique contenu dans les sols après 6 mois. L'application suppose une augmentation de 1,7 ± 1,6 gCOS / kg (+37%). Toutefois, si la teneur initiale en carbone est supérieure à 15 gCOS / kg alors on observe un effet antagoniste et une diminution du carbone contenu dans le sol. Cependant, cette étude ne porte que sur le stockage à court-terme du carbone. Sur le long terme, le carbone organique ajouté par les boues sera minéralisé car il n'y a presque pas de stockage définitif de carbone dans les sols (Peltre C., 2010).

Dans la thèse de Peltre (2010), après des apports répétés de matières organiques exogènes, on définit des rendements d'accumulation du carbone : ce rendement correspond à la quantité de carbone accumulé dans un sol après un nombre d'années sur la quantité totale de carbone apportée par les MOE pendant ce même nombre d'années.

Ces rendements sont dépendants de la durée de l'essai, en effet, le taux d'accumulation du carbone après l'apport de MOE décroît avec le temps (Tableau 20).

Tableau 20 : Rendements d'accumulation du carbone après l'apport de MOE (Peltre, 2010)

	RENDEMENT	VARIATION
<b>Boues STEU</b>	0,30 ± 0,15	(0,09 – 0,7)
<b>Composts boues</b>	0,37 ± 0,05	(0,32 – 0,42)

Environ 30% du carbone apporté par les MOE est stocké dans le sol pendant un certain temps ; le guide pour l'inventaire des GES de l'IPCC préconise d'utiliser une durée de 20 ans pour la comparaison de différentes pratiques permettant le stockage du carbone dans le sol (Peltre, 2010).

### 5.13.3 Carbone séquestré dans les sols après épandage des boues

En fonction des données du paragraphe précédent, il faut définir une méthodologie pour déterminer la part de carbone stockée dans le sol.

#### 5.13.3.1 Echelle de temps = 1 à 2 ans

Dans le cas d'apport de MOE, la perte des apports organiques est estimée entre  $\frac{1}{4}$  et  $\frac{2}{3}$  en 1 à 2 ans.

En fonction de la nature de la boue (si on fait le choix d'une boue pâteuse chaulée par exemple), on estime entre 33 et 75% la part du carbone initial contenu dans les boues qui est stocké dans le sol (Fonction de la teneur initiale en matières organiques et en carbone).

#### 5.13.3.2 Echelle de temps = 20 ans

D'après la synthèse de Muller (2004), environ 30% du carbone apporté par les boues (37% pour les composts) est stocké dans le sol sur une durée de 20 ans.

#### 5.13.3.3 Echelle de temps = 100 à 1000 ans

Sur cette échelle de temps, la totalité du carbone apporté par les matières organiques exogènes est minéralisé et libéré sous forme de CO<sub>2</sub>.

### 5.13.4 CO<sub>2</sub> libéré vers l'atmosphère

Etant donné que le carbone des matières organiques exogènes est minéralisé sous forme de CO<sub>2</sub> biogénique, la part du CO<sub>2</sub> biogénique libéré vers l'atmosphère correspond à « la part de carbone organique apportée – la part de carbone stocké dans le sol ».

### 5.13.5 Cas particulier du compostage

Le carbone contenu dans le sol après 100 ans est estimé entre 2 et 10% du carbone du compost initial (Smith *et al.*, 2001). Le carbone initial contenu dans les composts est en moyenne de 56 à 386 kgC / tonne de déchet humide, ce qui signifie que 1 à 54 kgC / tonne de déchet humide sont stockés dans les sols, soit 4 à 198 kg eqCO<sub>2</sub> / tonne de compost (Boldrin *et al.*, 2009). Ces valeurs sont données pour des composts de déchets alimentaires et de déchets verts, mais pas spécifiquement pour les boues.

Ces estimations sont un peu faibles par rapport aux 270 kg eqCO<sub>2</sub> / tonne de déchet humide du bureau d'étude ICF Consulting (2005).

De même, selon Peltre (2010), le rendement d'accumulation du carbone dans le sol est de 37% du carbone initial. Si on prend la même base de 56 à 386 kgC / tonne de déchet humide, alors le carbone séquestré s'élève à 21 à 143 kgC / tonne de déchet humide (Tableau 21).

Tableau 21 : Séquestration du carbone dans les sols après épandage de composts

<b>Carbone initial contenu dans les composts</b>	56 à 386 kg C / tonne de déchet humide	
<b>Stockage du carbone dans les sols</b>	1 à 54 kgC / tonne de déchet humide	
<b>Stockage de CO<sub>2</sub> dans les sols</b>	4 à 198 kg eqCO <sub>2</sub> / tonne de compost	
	<b>Déchets alimentaires</b>	<b>Déchets verts</b>
	2 à 79 kg eqCO <sub>2</sub> / tonne	3 à 73 kg eqCO <sub>2</sub> / tonne

## 6. Données d'inventaires – Autres types d'émissions

La collecte des données d'inventaire constitue l'étape la plus importante dans une Analyse du Cycle de Vie car elle va permettre d'alimenter l'Inventaire du Cycle de Vie, de quantifier les flux entrants et sortants du système et de préparer l'étape de caractérisation des impacts.

La majeure partie des données qui seront collectées le seront à partir d'une analyse des données existantes dans la littérature et dans les bases de données.

La collecte de ces données d'inventaire est un travail minutieux qui doit être réalisé avec précision afin d'avoir des ACV les plus précises possible.

L'inventaire quantitatif de ces données sera réalisé au cours de l'année 2013. Dans ce rapport, seul un inventaire qualitatif des différents types d'émissions, pour chaque procédé de traitement et de valorisation des boues, sera réalisé.

Tableau réalisé après bilan de (Hong *et al.*, 2009), (Lundin *et al.*, 2004), (Hwang and Hanaki, 2000), (Uggetti *et al.*, 2011) (Easwaste).

	EMISSIONS AIR	EMISSIONS EAUX	EMISSIONS SOL	CONSOMMABLES	EMISSIONS EVITEES	UTILISATION DES RESSOURCES NATURELLES
<b>Stockage</b>	CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O					
<b>Conditionnement chimique</b>				Electricité Polymères		
<b>Conditionnement thermique</b>				Combustible		
<b>Epaississement</b>	CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O			Electricité		
<b>Digestion anaérobie</b>	CO <sub>2</sub> biogénique CO NO <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O Particules			Electricité Combustible	CO <sub>2</sub>	
<b>Digestion aérobie</b>	CO <sub>2</sub> biogénique SO <sub>2</sub> CO NO <sub>x</sub>			Electricité		
<b>Déshydratation</b>	CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O SO <sub>2</sub> CO NO <sub>x</sub>			Electricité		
<b>Compostage</b>	CO <sub>2</sub> biogénique CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O NO <sub>2</sub>		Métaux lourds (Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Zn, Cu)	Electricité Huile Co-substrat Eau		

	EMISSIONS AIR	EMISSIONS EAUX	EMISSIONS SOL	CONSOMMABLES	EMISSIONS EVITEES	UTILISATION DES RESSOURCES NATURELLES
<b>Chaulage</b>	SO <sub>2</sub> CO NO <sub>x</sub> COV			Electricité chaux		
<b>Séchage solaire</b>						
<b>Séchage thermique</b>	COV SO <sub>2</sub> CO NO <sub>x</sub>			Eau Electricité Combustibles		
<b>Incinération</b>	CO <sub>2</sub> biogénique CO <sub>2</sub> CO NO <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O CH <sub>4</sub> Particules Dioxines / Furanes Métaux lourds			Electricité Fioul NaOH Chaux Ammoniaque	CO <sub>2</sub>	
<b>Co-incinération</b>	CO <sub>2</sub> CH <sub>4</sub> CO N <sub>2</sub> O SO <sub>x</sub> NO <sub>x</sub> Métaux lourds (Hg) (P) HF	COT COD DBO DCO SO <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> Br (F)		Combustible NaOH CaO HCl FeCl <sub>3</sub> TMT15 Polyélectrolyte Ammoniaque Ciment	CO <sub>2</sub>	

	EMISSIONS AIR	EMISSIONS EAUX	EMISSIONS SOL	CONSOMMABLES	EMISSIONS EVITEES	UTILISATION DES RESSOURCES NATURELLES
	HCl HBr N <sub>2</sub> NH <sub>3</sub> CN COV	(Cl)				
<b>Mise en décharge</b>	CH <sub>4</sub> Métaux lourds (Cr, Cu, Pb, Zn) Dioxines / furanes			Electricité	CO <sub>2</sub>	
<b>Epandage</b>	CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O CO <sub>2</sub> biogénique SO <sub>x</sub> NH <sub>3</sub> NO <sub>x</sub>	NO <sub>3</sub> - Psoluble Métaux lourds	Métaux lourds (Cr, Cu, Pb, Zn, Hg)	Electricité Combustibles Engrais	SO <sub>2</sub> CO NO <sub>x</sub> COV	

## 7. Conclusion

Cette action a permis de pointer du doigt les difficultés méthodologiques liées à la réalisation d'ACV pour les filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées et notamment :

- ▶ Les différentes approches que peut prendre une ACV « fin de vie » : approche multi-entrants et approche multifonctionnelle.
- ▶ Les bases d'une ACV « fin de vie » sont issues de conventions, notamment vis-à-vis de la définition réglementaire de ce qu'est un « déchet », du marché (une valeur économique peut être attribuée et le déchet devient produit), de la conjoncture (évolutions du marché des matières fertilisantes issues de déchets, de la réglementation, de l'offre et de la demande, des ressources en déchets d'un territoire...) et de l'ACV elle-même.
- ▶ Les ACV « fin de vie » manipulent la notion d'impacts évités par valorisation matière (production de fertilisant) ou énergie (production de chaleur).
- ▶ Les gisements de déchets étant très fortement ancrés sur un territoire, les ACV « déchets » doivent donc pouvoir prendre en compte la notion de différenciation spatiale, ce qui n'est pas toujours le cas par manque de développement méthodologique sur la question.

La résolution de certaines de ces difficultés méthodologiques relève principalement du domaine de la recherche. Toutefois, il est possible de proposer un certain nombre de recommandations quant à la réalisation de bilans environnementaux pour ces filières. Ces recommandations sont les suivantes :

- ▶ Bien délimiter le système et justifier le choix de l'unité fonctionnelle,
- ▶ Etre transparent sur l'origine et la qualité des données d'inventaire mobilisées,
- ▶ Bien définir et être transparent dans le choix des règles d'allocation, de substitution et des hypothèses mises en place,
- ▶ Différencier les émissions d'origine biogénique des émissions d'origine fossile ainsi que les impacts évités et les impacts générés dans la représentation graphique des résultats,
- ▶ Réaliser une analyse de sensibilité pour tester la sensibilité des résultats aux diverses hypothèses proposées (données d'inventaires, règles d'allocation et de substitution).

L'analyse poussée des données d'inventaire des émissions d'origine biogénique nous a permis d'identifier un certain nombre de valeurs d'émissions qui seront intégrées dans l'outil <sup>©</sup>E<sub>s</sub>TABoues mais également d'identifier des procédés et/ou des pratiques pour lesquelles très peu de documentation existe, c'est notamment le cas pour les retours en tête de station.

Cette action, initiée en 2012, va se poursuivre avec l'ONEMA par le financement d'une action pluriannuelle sur 2013-2016. Cette nouvelle action consistera d'une part à développer au travers de la réalisation d'une thèse de doctorat les aspects méthodologiques identifiés au cours de cette action et d'autre part, d'acquérir les données nécessaires à la réalisation de l'ACV de la filière, depuis l'épaississement des boues jusqu'à leur valorisation finale (agricole ou énergétique). Les impacts réciproques des filières eau et boue sur la filière eau, par les retours en tête de station seront également pris en compte dans ces travaux. Au terme de l'action en 2016, l'ensemble de ces travaux aboutira à l'élaboration d'un guide pour la réalisation d'ACV pour ce type de filière et à la conception d'un calculateur ACV permettant d'une part de définir une conception optimale des filières « boues » des STEU intégrant les spécificités locales et d'autre part d'ouvrir la voie à des évolutions technologiques des différentes étapes de traitement de ces filières.

## 8. Sigles et abréviations

**ACV** : Analyse du cycle de vie

**COS** : Carbone organique du sol

**EH** : Equivalent-habitant

**ETM** : Eléments traces métalliques

**GES** : Gaz à effet de serre

**LSPR** : Lit de séchage planté de roseaux

**MB** : matière brute

**MOE** : Matière organique exogène

**MOS** : Matière organique du sol

**MS** : matière sèche

**OM** : Ordures ménagères

**PRG** : Pouvoir de réchauffement global

**STEU** : Station de traitement des eaux usées

## 9. Bibliographie

Abduli, M.A., Naghib, A., Yonesi, M., Akbari, A., 2011. Life cycle assessment (LCA) of solid waste management strategies in Tehran: Landfill and composting plus landfill. *Environmental Monitoring and Assessment* 178, 487-498.

ADEME, 2006. Le séchage thermique. Département industrie et agriculture, p. 26.

ADEME/ECOBILAN, 2006. Bilan énergétique et émissions de GES des carburants et biocarburants conventionnels - Convergences entre les principales études reconnues - Synthèse. ADEME Editions, p. 18.

AFNORa, 2006. Management Environnemental - Analyse du cycle de Vie - Principes et cadre. Association Francaise de Normalisation, p. 23.

AFNORb, 2006. Management Environnemental - Analyse du cycle de Vie - Exigences et lignes directrices. Association Francaise de Normalisation, p. 49.

Aissani L., S., V., Papinot P.E., Védrine H., Mollaret M.E., Villeneuve J., 2012. CleanWast - Evaluation des technologies propres et durables de gestion des déchets - Tâche 2, Méthodes d'évaluation des impacts environnementaux des opérations de prétraitement des déchets. p. 144.

Akwo N.S., 2008. A life cycle assessment of sewage sludge treatment options. Department of development and planning Aalborg University. Aalborg University, p. 82.

Alterre Bourgogne, 2008. Stockage naturel du carbone : Etat des lieux des connaissances et estimations régionales - Rapport technique. p. 26.

Andersen, J.K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2010. Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste. *Journal of Environmental Quality* 39, 713-724.

Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., P., S., 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective. INRA, p. 332.

Arthur Andersen Environnement, 1999. Audit environnemental et économique des filières d'élimination des boues d'épuration urbaines - Pré-étude de définition, analyse environnementale. Les Etudes de l'Agence de l'Eau n°70. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Paris, p. 153.

Björklund, A., 2000. Environmental systems analysis of waste management - Experiences from applications of the ORWARE Model. Department of chemical engineering and technology - Division of industrial ecology. Royal Institute of Technology - Stockholm, p. 66.

Boldrin, A., Andersen, J.K., Møller, J., Christensen, T.H., Favoino, E., 2009. Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Research* 27, 800-812.

CITEPA, OMINEA, 2010. National inventories of air emissions in France: Organisation and methodology. Paris, p. 1092.

Doka G., 2007. Life cycle inventories of waste treatment services. EcoInvent report no.13. Swiss centre for life inventories, Dubendorf.

Ekvall, T., 1994. Principles for allocation at multi-output processes and cascade recycling. In: Huppes, G., Schneider, F. (Eds.), *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA*. CML-S&P, Leiden, pp. 91-101.

Ekvall, T., Tillman, A.M., 1997. Open-Loop recycling : criteria for Allocation Procedures. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2, 155-162.

Eriksson, O., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.O., Granath, J., Carlsson, M., Baky, A., Thyselius, L., 2002. ORWARE--a simulation tool for waste management. *Resources, Conservation and Recycling* 36, 287-307.

Ferstler V., 2012. Gestion des boues issues des eaux usées - Aspects réglementaires. Les rencontres de l'Eau en Loire-Bretagne, Clermont-Ferrand.

Finnveden, G., 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling* 26, 173-187.

Finnveden G., Johanson J., Lind P., Moberg A., 2000. Life cycle assessment of energy from solid waste. *Stockholms Universitet*, p. 214.

Ghazy M.R., Dockhorn T., N., D., 2011. Economic and environmental assessment of sewage sludge treatment processes application in Egypt. Fifteenth International Water Technology Conference, Alexandria, Egypt, p. 10.

Goedkoop, M., Spriensma, R., 2000. The Eco-Indicator 99, a Damage Oriented Method for Life Cycle Assessment. Pré Consultants, Amersfoort

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2001. Life cycle assessment - An Operational Guide to the ISO Standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, The Netherlands.

Heijungs, R., Frischknecht, R., 1998. A special view on the nature of the allocation problem. *International Journal of Life Cycle Assessment* 3, 321-332.

Hong, J., Otaki, M., Jolliet, O., 2009. Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. *Waste Management* 29, 696-703.

Hospido, A., Moreira, T., Martín, M., Rigola, M., Feijoo, G., 2005. Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes (10 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 336-345.

Houillon, G., Jolliet, O., 2005. Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *Journal of Cleaner Production* 13, 287-299.

Hwang, Y., Hanaki, K., 2000. *Int Water Assoc, Freemantle, Aust*, pp. 107-113.

ICF Consulting, 2005. Determination of the impact of waste management activities on greenhouse gas emissions: 2005 Update Final Report Environment Canada and Natural Resources Canada, Toronto, Canada.

IPCC, 2000. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. pp. 5.1-5.32.

IPCC (1), CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from waste water handling. Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories.

IPCC (2), Emissions from waste incineration. Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories.

IPCC (3), 23/05/2012. Emission factors database.

Jenkinson, D.S., Rayner, J.H., 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil science* 123, 298-305.

- Johansson, K., Perzon, M., Froling, M., Mossakowska, A., Svanstrom, M., 2007. Sewage sludge handling with phosphorus utilization - life cycle assessment of four alternatives. *Journal of Cleaner Production* In Press, Corrected Proof.
- Jolliet, O., Saadé, Myriam, Crettaz, Pierre, 2005. Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan. Collection Gérer l'environnement n°23, Presses Polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.
- JRC, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. European commission - Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg, p. 417.
- Klöpffer, W., 1996. Allocation Rule for Open-loop recycling in Life Cycle Assessment - A review. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1, 27-31.
- Kuno K., Nagano M., T., O., 2009. Mitigation of greenhouse gas emission from sludge incinerators - Innovative approach by multilayer incineration. WEFTEC'09, Orlando, FL, USA.
- Lundin, M., Olofsson, M., Pettersson, G.J., Zetterlund, H., 2004. Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resources, Conservation and Recycling* 41, 255-278.
- Mallard, P., Rogeau, D., Gabrielle, B., Vignoles, M., Sablayrolles, C., Le Corff, V., Carrere, M., Renou, S., Vial, E., Muller, O., Pierre, N., Coppin, Y., 2005. Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets - Bilan des connaissances. In: ADEME (Ed.), *Données et Références*, p. 331 pages.
- Mallard P., Peu P., G., T., 2009. Mesure sur site d'émissions de gaz à effet de serre issus de bioprocédés : Mise au point de méthodes et détermination des facteurs d'émissions. Cemagref, p. 107.
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., Scharff, H., 2009. Landfilling of waste: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Research* 27, 825-836.
- MEEDTL, 2012. Méthode pour la réalisation des bilans d'émissions de Gaz à effet de serre conformément à l'article 75 de la loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (ENE). p. 46.
- Mueller, H., 2010. Consulting for the use of "waste fertilizers" on land - 20 years of experience in Austria.
- Muller, H., Chenu, C., Houot, S., Linères, M., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Arrouays, D., Balesdent, J., Leclerc, B., Mellet, J., Kallassy, M., Poitrenaud, M., Nelly, P., 2004. Bilans environnementaux de la gestion biologique des déchets. Etude 3. Effet sur le sol et le stockage du carbone des apports de matières organiques issues des déchets. In: Ademe (Ed.), Angers.
- Muñoz, I., Rigarlsford, G., i Canals, L.M., King, H., 2012. Accounting for greenhouse gas emissions from the degradation of chemicals in the environment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-11.
- Ni J.R., Wei H.L., Liu Y.S., Z.J., Z., 2002. Life cycle analysis of sanitary landfill and incineration of municipal solid waste. *Trans. Nonferrous Met. Soc. China* 12, 545:548.
- Nyland, C.A., Modahl, I.S., Raadal, H.L., Hanssen, O.J., 2003. Application of LCA as a Decision-Making Tool for Waste Management Systems Material Flow Modelling. *International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 331-336.
- Peltre C., 2010. Potentialités de stockage de carbone dans les sols par apport de matières organiques exogènes. INRA/AgroParisTech - UMR Environnement et Grandes Cultures. AgroParisTech, Thiverval-Grignon, p. 232.

- Pohořelý, M., Svoboda, K., Trnka, O., Baxter, D., Hartman, M., 2005. Gaseous emissions from the fluidized-bed incineration of sewage sludge. *Chemical Papers* 59, 458-463.
- Pradel, M., 2008. Analyses de Cycle de Vie (ACV) appliquées au traitement des boues d'épuration : état de l'art, bilan des connaissances et des impacts environnementaux. *Ingénieries* 81-93.
- Renou, S., 2006. Analyse de Cycle de Vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées. *Génie des Procédés et des Produits*. Institut National Polytechnique de Lorraine, p. 258 pages.
- Reverdy, Pradel, 2011. Evaluation des émissions de GES des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. *Cemagref/MEEDTL*, p. 94.
- Risch E., Boutin C., Roux P., Gillot S., A., H., 2011. LCA in wastewater treatment - Applicability and limitations for constructed wetlands systems: using vertical Reed Bed Filters. *LCM 2011 International Conference on Life Cycle Management*, Berlin, Germany, p. 12.
- Shaw, A., Coleman, A., Nolasco, Rosso, D., Yuan, Z., Van Loosdrecht, M., Shiskowski, D., Chandran, K., Houweling, D., Willis, J., Beecher, N., Corominas, L., Siegrist, H., Porro, J., Nopens, I., 2010. Workshop Summary: The role of modeling in assessing greenhouse gas (GHG) emissions., *Proceedings of 83rd Annual WEFTEC*, New Orleans, LA.
- Six, J., Jastrow, J.D., 2002. Organic matter turnover. *Encyclopedia of soil science*. Marcel Dekker, p. 7.
- Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, K., Bates, J., 2001. Waste Management Options and Climate Change. Final report to the European Commission. In: Environment, D. (Ed.), *AEA Technology, Office for Official Publications of the European Communities*, Luxembourg.
- Soriano-Disla, J.M., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., 2010. Contribution of a sewage sludge application to the short-term carbon sequestration across a wide range of agricultural soils. *Environmental Earth Sciences* 61, 1613-1619.
- Steen, B., 1999. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS), Version 2000. General system characteristics. CPM report n°4. *Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems*, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.
- Suh, Y.-J., Rousseaux, P., 2002. An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources, Conservation and Recycling* 35, 191-200.
- Svanstrom, M., Froling, M., Modell, M., Peters, W.A., Tester, J., 2004. Environmental assessment of supercritical water oxidation of sewage sludge. *Resources, Conservation and Recycling* 41, 321-338.
- SYLVIS, 2009. The biosolids emissions assessment model (BEAM): A method for determining greenhouse gas emissions from canadian biosolids management practises - Final report. *Canadian Council of Ministers of the environment*, p. 200.
- Tidaker, P., Karrman, E., Baky, A., Jonsson, H., 2006. Wastewater management integrated with farming -an environmental systems analysis of a Swedish country town. *Resources, Conservation and Recycling* 47, 295-315.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Molist, J., García, J., 2011. Technical, economic and environmental assessment of sludge treatment wetlands. *Water Research* 45, 573-582.
- US EPA, 2006. Greenhouse gas emissions estimation methodologies for biogenic emissions from selected source categories: solid waste disposal, wastewater treatment, ethanol fermentation. *US Environmental Protection Agency*, Washington.
- Vandenbossche, H., Thomas, J.-S., Rendu, S., 2005. Impact environnemental du traitement des eaux usées et de la dévotion des boues. *Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural* 11, 57-66.

Weidema, B.P., 2001. Avoiding coproduct allocation in life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4, 11-33.

Wenzel, H., 1998. Basis of the EDIP method's allocation model. In: Hauschild, M.Z., Wenzel, H. (Eds.), *Environmental Assessment of Products*. Chapman & Hall - London, pp. 541-565.

## 10. Table des tableaux

Tableau 1 : Distances utilisées pour le calcul des impacts environnementaux .....	15
Tableau 2 : Pourcentage de retours en tête sur des boues digérées (exprimé en % d'effluent entrant dans la station) (Solagro, 2001).....	25
Tableau 3 : Origine des émissions de carbone fossile en fonction des étapes du traitement et de la valorisation des boues .....	31
Tableau 4 : Etapes du traitement et de la valorisation des boues générant des émissions de CO2 biogéniques et/ou de CH4 biogénique.....	31
Tableau 5 : Valeurs de PRG à 100ans pour différents gaz à effet de serre, dépendant de la façon de comptabiliser le carbone biogénique et sur la prise en considération de l'oxydation du CH4 .....	32
Tableau 6 : Principaux impacts environnementaux étudiés.....	33
Tableau 7 : Récapitulatif des différents types d'émissions pour chaque étape de traitement et de valorisation des boues .....	37
Tableau 8 : Emissions de CH4 biogénique en fonction de la nature du stockage des boues.....	38
Tableau 9 : Facteurs d'émissions des LSPR.....	42
Tableau 10 : Consommations électriques des LSPR.....	42
Tableau 11 : Facteurs d'émissions en fonction du type de compostage (Boldrin et al., 2009).....	42
Tableau 12 : Facteurs d'émissions en fonction du type de compostage (Andersen et al., 2010).....	43
Tableau 13 : Facteurs d'émissions pour le compostage de boues (Mallard et al., 2005).....	43
Tableau 14 : Consommations électriques lors du compostage (Boldrin et al., 2009) .....	44
Tableau 15 : Facteurs d'émissions de CO2 biogénique lors de l'incinération spécifique des boues.....	44
Tableau 16 : Facteurs d'émissions de N2O lors de l'incinération spécifique des boues .....	45
Tableau 17 : Utilisation des consommables lors de l'incinération spécifique issue de Akwo N.S. (2008). .....	46
Tableau 18 : Consommables lors de la mise en décharge.....	48
Tableau 19 : Emissions séquestrées dans différents types de décharges (Manfredi et al., 2009).....	48
Tableau 20 : Rendements d'accumulation du carbone après l'apport de MOE (Peltre, 2010) .....	49
Tableau 21 : Séquestration du carbone dans les sols après épandage de composts .....	50

## 11. Table des figures

Figure 1 : Résultats des impacts environnementaux pour les dix systèmes homogènes étudiés regroupés en trois groupes épandage, décharge et incinération (Arthur Andersen Environnement, 1999).....	14
Figure 2 : Impacts environnementaux pour chaque scénario étudié en comparaison au scénario 1 (Suh and Rousseaux, 2002) .....	16
Figure 3 : Balance détaillée des six scénarios de traitement des boues étudiés pour l'impact "réchauffement climatique" (Houillon and Jolliet, 2005) .....	17
Figure 4 : Résultats de normalisation par rapport à la situation en l'Europe de l'Ouest en 1995 pour chaque catégorie d'impact étudiée (Hospido et al., 2005) .....	18
Figure 5 : Spécificités des frontières du cycle de vie Produit/Déchets, adapté de (Björklund, 2000) .....	19
Figure 6 : Spécificités des systèmes multi-entrants et multifonctionnels.....	20
Figure 7 : Cheminement des retours en tête de station entre la file Boue et la file Eau .....	24
Figure 8 : Exemple d'illustration du système par « addition » de fonctions en vue de comparer les systèmes a et b .....	26
Figure 9 : Exemple d'extension par « soustraction » de fonctions en vue de comparer les systèmes a et b.....	27
Figure 10 : Modélisation type de la substitution des engrais minéraux par des composts et modélisation recommandée .....	28
Figure 11 : Les deux cycles du carbone.....	29
Figure 12 : Contenu en carbone des déchets.....	30
Figure 13 : Cycle du carbone dans les ACV.....	30
Figure 14 : Exemple de représentation graphique des impacts évités et générés en ACV « fin de vie ».....	34
Figure 15 : Exemple de représentation graphique des hypothèses de substitution en ACV « fin de vie » .....	34
Figure 16 : Exemple de représentation graphique des activités de premier et arrière-plan en ACV « fin de vie » .....	35

**Irstea**

1, rue Pierre Gilles de Gennes  
CS 10030  
92761 Antony

**01 40 96 61 21**

[www.irstea.fr](http://www.irstea.fr)

**Onema**

Hall C – Le Nadar  
5, square Félix Nadar  
94300 Vincennes

**01 45 14 36 00**

[www.onema.fr](http://www.onema.fr)