



HAL
open science

Analyses du cycle de vie des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Inventaire du Cycle de Vie et principales sources d'optimisation des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées

Marilys Pradel, Murielle Richard, A.L. Reverdy

► **To cite this version:**

Marilys Pradel, Murielle Richard, A.L. Reverdy. Analyses du cycle de vie des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Inventaire du Cycle de Vie et principales sources d'optimisation des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. [Rapport de recherche] irstea. 2013, pp.110. hal-02600267

HAL Id: hal-02600267

<https://hal.inrae.fr/hal-02600267>

Submitted on 16 May 2020

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

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



Année de programmation 2013-2015 – Thème 3 – L'eau en espace urbanisé – Action n°48

A vertical decorative bar on the left side of the page, featuring a blue and white abstract pattern of thin, intersecting lines.

Analyses du cycle de vie des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées

Inventaire du Cycle de Vie et principales sources d'optimisation des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées

Rapport final

**Pradel Mabilys (Irstea)
Richard Marion (Irstea)
Reverdy Anne-Laure (Irstea)**

Décembre 2013

- **AUTEURS**

Marilys PRADEL, Ingénieur d'études (Irstea), marilys.pradel@irstea.fr

Marion RICHARD, Ingénieur d'études (Irstea), marion.richard@irstea.fr

Anne-Laure REVERDY, Ingénieur d'études (Irstea), anne-laure.reverdy@irstea.fr

- **CORRESPONDANT ONEMA**

Céline LACOUR, chargée de mission "l'Eau et les aménagements urbains", celine.lacour@onema.fr

- **AUTRES CONTRIBUTEURS**

Léa CHABAT, ingénieur agronome diplômée de Montpellier SupAgro, qui a contribué à l'alimentation des données de ce rapport dans le cadre de son stage de fin d'études (avril à octobre 2013).

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : National

Couverture géographique : France

Niveau de lecture : professionnels, experts



- **RESUME**

Bien souvent, la qualité environnementale d'une station de traitement des eaux usées se résume à la qualité de l'eau traitée rejetée par la station. La filière des boues d'épuration, filière intégrante à la station de traitement des eaux usées, est souvent négligée alors qu'elle représente une part considérable des coûts de traitement et des impacts générés par celle-ci. L'objectif du projet est d'intégrer la filière « boue » dans l'évaluation de la qualité environnementale des stations de traitement des eaux usées par la méthode d'Analyse du Cycle de Vie.

Le présent rapport fait suite au rapport final publié en 2012 et intitulé « Bilan environnemental des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées ». Ce rapport qui constituait une première ébauche à l'Analyse du Cycle de Vie, avait identifié les particularités méthodologiques de cette analyse, notamment le périmètre du système et l'unité fonctionnelle, les règles d'allocation et de substitution ou encore les modalités de prise en compte du carbone biogénique et fossile.

L'objectif du présent rapport est de pouvoir identifier quelles pourraient être les principales sources d'optimisation des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées par la méthode d'Analyse du Cycle de Vie. Pour cela, la première partie de ce rapport présente les neuf scénarios sur lesquels l'analyse sera faite. Ces scénarios, chacun constitué d'une filière de traitement et d'une filière de valorisation/élimination des boues, se veulent être les plus représentatifs des filières françaises.

Dans une deuxième partie, sont détaillés les Inventaires du Cycle de Vie de chaque filière identifiée. Ces inventaires sont issus d'une analyse approfondie des données provenant de la littérature scientifique. La dernière partie est consacrée à l'interprétation des résultats.

Ces derniers ont permis d'identifier les filières les plus respectueuses de l'environnement comme les filières les moins respectueuses. De plus, ces résultats ont aussi permis d'identifier les filières les moins documentées dans la littérature scientifique ce qui en conséquence nécessite une attention particulière lors de l'interprétation des résultats. Ainsi, plusieurs résultats présentés dans ce rapport sont à prendre avec beaucoup de précaution car ils ont été produits en fonction des données actuellement disponibles et parfois partielles. Pour pallier ce manque de données, des investigations supplémentaires seront nécessaires afin de collecter de nouvelles données pour confirmer ou infirmer les résultats produits.

- **MOTS CLES**

Station de traitement des eaux usées, Analyse du Cycle de Vie, Boues d'épuration, Inventaire du cycle de vie, Epaissement, Déshydratation, Stabilisation, Séchage, Epannage agricole, Co-incinération, Enfouissement



- **ABSTRACT**

The environmental quality of wastewater treatment plant is often judged by the quality of treated water. The wastewater sewage sludge's treatment processes are often neglected although they have significant processing costs and generate environmental impacts. This project aims to integrate the treatment processes of wastewater sludge in the environmental quality assessment of the wastewater treatment plant by using the Life Cycle Assessment methodology.

This report follows up the final report published in 2012 and entitled "Bilan environnemental des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées". This report provided a first draft of the Life Cycle Assessment methodology applied to such a system and identified the specific scientific clue when applying LCA to assess the environmental impacts of sludge treatment and disposal routes.

The first part of the report introduces the nine analyzed scenarios. Those scenarios are representative of French sewage sludge handling and are each built with wastewater sewage sludge's treatment stream and a specific disposal route.

In a second part, the report introduces each Life Cycle Inventory of each identified processes. Those inventories come from a deep analyze of data from the scientific literature. The last part is devoted to the result interpretation.

Results allowed to identify the most and the less environmental friendly processes. Nevertheless, those results had also highlighted processes which are the less documented in the literature. As a consequence, some results need to be understood with cautiousness. Further investigations should be necessary in order to palliate this lack of data in literature.

- **KEY WORDS**

Wastewater treatment plant, Life Cycle Analysis, Sewage sludge, Life Cycle Inventory, Thickening, Dewatering, Stabilization, Drying, Land spreading, Co-incineration, Landfilling



- **SYNTHESE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE**

Contexte du projet

Depuis plus de 20 ans, l'Europe a pour objectif de restaurer une bonne qualité des milieux aquatiques par l'intermédiaire de la Directive Eaux Résiduaires Urbaines (1992) 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 (STEU) 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 (19 750 STEU en 2012 (MEDDE, 2013)¹) a progressivement augmenté pour atteindre environ 1 100 000 tonnes de matières sèche en 2007 (Ferstler V., 2012)². La réduction des impacts sur les milieux est un des objectifs fixé par le Grenelle de l'Environnement. Ainsi, 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 STEU 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 les boues aptes à une valorisation ultérieure.

En France, les STEU sont équipées de nombreux modes de traitement des boues avec une large prédominance des systèmes d'épaississement et déshydratation. Une fois traitées, ces boues sont envoyées dans 70% des cas vers une filière de valorisation agricole (épandage direct ou compostage préalable). L'enfouissement théoriquement interdit depuis 2002 est en recul permanent et ne représente plus que 8% des boues produites (Reverdy, Pradel M., 2010)³.

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

Un premier rapport publié en 2012 (Reverdy, Pradel M., 2012)⁴ a constitué une ébauche à la mise en place d'un outil d'analyse environnementale de type Analyse du Cycle de Vie (ACV) pour les filières de traitement et de valorisation des boues. Ce travail a permis de poser les bases méthodologiques et d'identifier les points de blocage pour la réalisation d'ACV de ce type de filières. Les principales émissions générées par ces filières avaient également été identifiées.

Les principaux résultats présentés dans ce rapport s'inscrivent dans la suite logique de cette étude. Le projet de l'action opérationnelle n°48 financée par l'ONEMA en 2013 avait pour objectif d'appliquer la méthodologie ACV proposée en 2012 et réaliser un inventaire du cycle de vie (ICV) des filières de traitement et de valorisation des boues. Ce travail est un prélude à la mise en place d'un calculateur ACV dédié aux filières de traitement et de valorisation des boues.

Méthode mise en place

Le travail entrepris dans ce projet a consisté à constituer un ICV des filières de traitement et de valorisation des boues en respectant la méthodologie ACV proposée en 2012. La constitution de cet inventaire s'est fait à partir d'une analyse approfondie des données existantes dans la littérature et dans les bases de données disponibles (type Ecoinvent). Deux ICV ont été réalisés en parallèle, un sur l'ensemble des procédés impliqués dans le traitement des boues et un second sur les différentes voies de valorisation des boues.

¹ MEDDE, 2013. « Portail d'information sur l'assainissement communal ». <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/>

² Ferstler V., 2012. Gestion des boues issues des eaux usées – Aspects réglementaires. Les rencontres de l'Eau en Loire-Bretagne, Clermont-Ferrand.

³ Reverdy, Pradel M., 2010. Les filières de valorisation des boues d'épurations en France: Etat des lieux – Etat de l'art. Juin 2010. Cemagref/MEEDTL, p.18

⁴ Reverdy, Pradel M., 2012. Bilan environnemental des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Février 2012. IRSTEA/ONEMA

Comme il existe une multitude de filières possibles qui dépendent de l'assemblage des procédés mobilisés sur les STEU, il n'est pas possible d'étudier l'ensemble des filières existantes. Nous avons donc construit un certain nombre de scénarios à partir de deux critères principaux : (i) qu'ils soient représentatifs de ce que l'on rencontre majoritairement sur les STEU et (ii) que les données collectées dans la bibliographie soient suffisamment complètes pour pouvoir réaliser l'étude.

Enfin ce travail a aussi consisté à modéliser ces inventaires à l'aide du logiciel SimaPro® permettant de modéliser des scénarios et de calculer les impacts environnementaux ACV afin de comparer les filières entre elles et de déterminer celles étant les plus (ou les moins) respectueuses de l'environnement.

Principaux acquis obtenus

La réalisation des inventaires du cycle de vie ont permis la construction de neuf scénarios représentatifs des filières françaises. Pour une meilleure compréhension des résultats, ces scénarios sont détaillés dans la figure a. Les résultats des travaux sur la modélisation des inventaires sont présentés sur la figure b. Les différents scénarios y sont comparés par rapport au scénario le plus impactant et ce pour chaque catégorie d'impact permettant ainsi d'identifier la filière ayant ou non le plus fort impact environnemental.

Il a été déterminé que les scénarios ayant des filières consommant de grandes quantités d'électricité et/ou de chaleur sur leur cycle de vie (séchage thermique, digestion anaérobie, chaulage et déshydratation par filtre presse) sont très impactants sur le changement climatique (scénarios b2, b4, b5, c1), l'épuisement des ressources fossiles (a3, b2, b4, b5, c1), l'épuisement des ressources en eau (scénarios a2, a3, b1) ou encore l'eutrophisation des milieux aquatiques (a3 et b3).

En plus de sa grande consommation d'électricité et de chaleur, le séchage thermique est composé de filtres à manche en polytétrafluoroéthylène qui lors de leur fabrication émettent des quantités importantes en HFC, HCFC et CFC, substances très nocives pour la couche d'ozone. Le séchage thermique émet également plusieurs polluants acides lors de son fonctionnement dont l'ammoniac (NH_3), l'acide propionique ($\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_2$), l'acide acétique ($\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$) et l'acide formique (CH_2O_2). Pour ces raisons, le scénario b5 est un des scénarios favorisant le plus la déplétion de la couche d'ozone et l'acidification des sols. Ce scénario est également un des plus mauvais scénarios au regard de la toxicité humaine et des trois catégories d'écotoxicité (terrestre, aquatique et marine). En revanche, cela n'est pas lié à la présence d'un séchage thermique mais à la co-incinération des boues. Cette filière émet des fumées contenant un cocktail de substances toxiques (métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques ou encore polluants organiques persistants).

Il a été déterminé que la co-génération du biogaz produit pendant la digestion anaérobie des boues permettait une diminution de 15 à 60% (scénarios a2 et b1) de 11 impacts sur les 12 étudiés.

Ce travail a toutefois permis de pointer du doigt quelques disparités dans les données recensées concernant la filière épandage des boues. A titre d'exemple, des émissions post-épandage d'ammoniac (NH_3) et de protoxyde d'azote (N_2O) aurait dû être recensées pour chaque type de boue épandue (liquide, déshydratée, compostée et chaulée) puisqu'il s'agit d'un phénomène fréquemment rencontrés lors de l'épandage d'effluents organiques. Or, seules les boues compostées et chaulées font l'objet d'un inventaire de telles émissions.

Conclusion

Les résultats ont permis d'identifier les filières les plus respectueuses de l'environnement (enfouissement des boues, compostage etc.) comme les filières les moins respectueuses (le chaulage, le séchage thermique etc.). Toutefois, ces résultats ont aussi permis d'identifier les filières les moins documentées dans la littérature scientifique (notamment l'épandage) ce qui en conséquence nécessite une attention particulière lors de l'interprétation des résultats. Ainsi, plusieurs résultats présentés dans ce rapport sont à prendre avec beaucoup de précaution car ils ont été produits en fonction des données actuellement disponibles et parfois partielles. Pour pallier ce manque de données, des investigations supplémentaires sont nécessaires afin de collecter de nouvelles données pour confirmer ou infirmer les résultats produits.

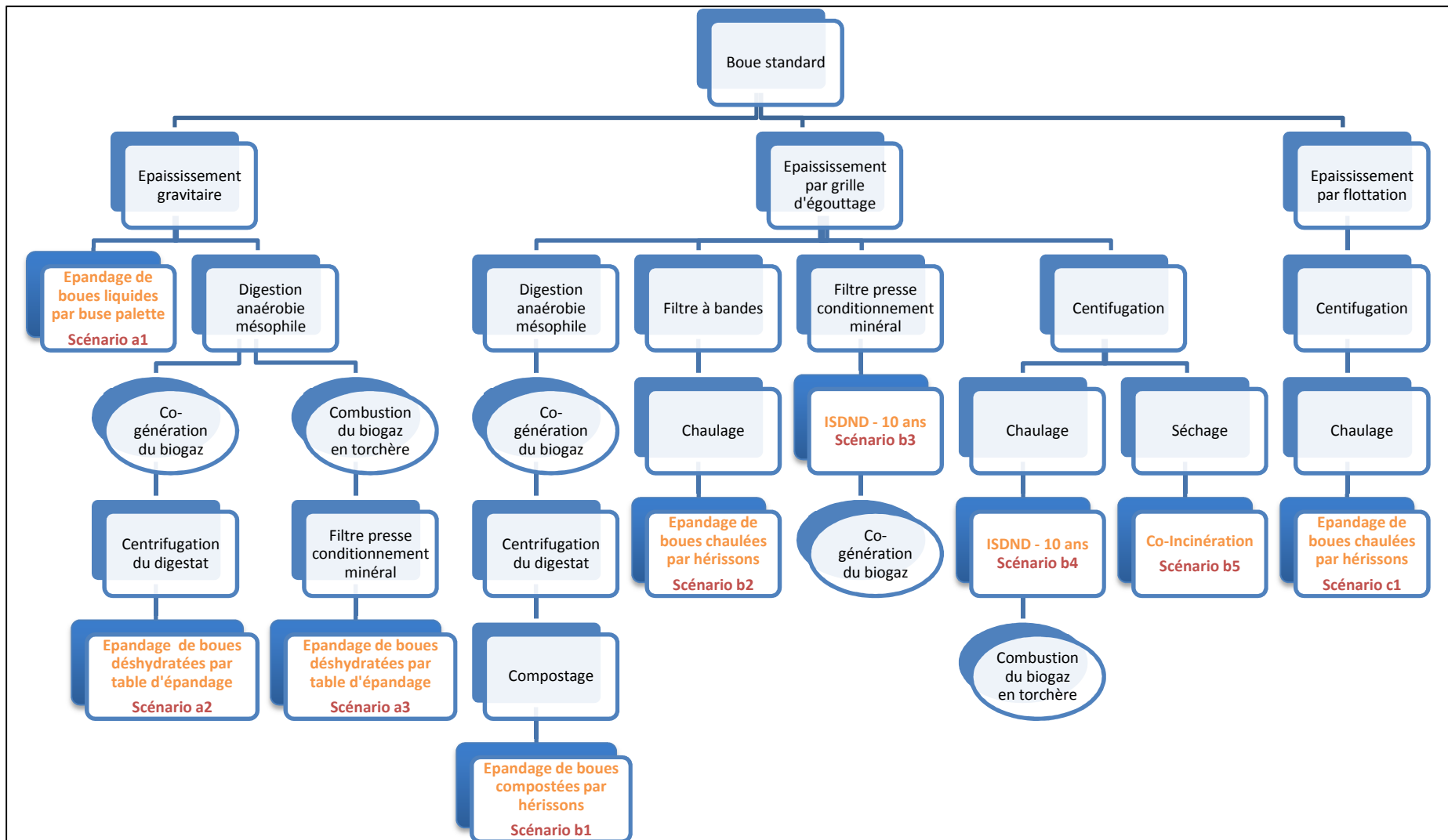


Figure a: Arbre des différents scénarios modélisés

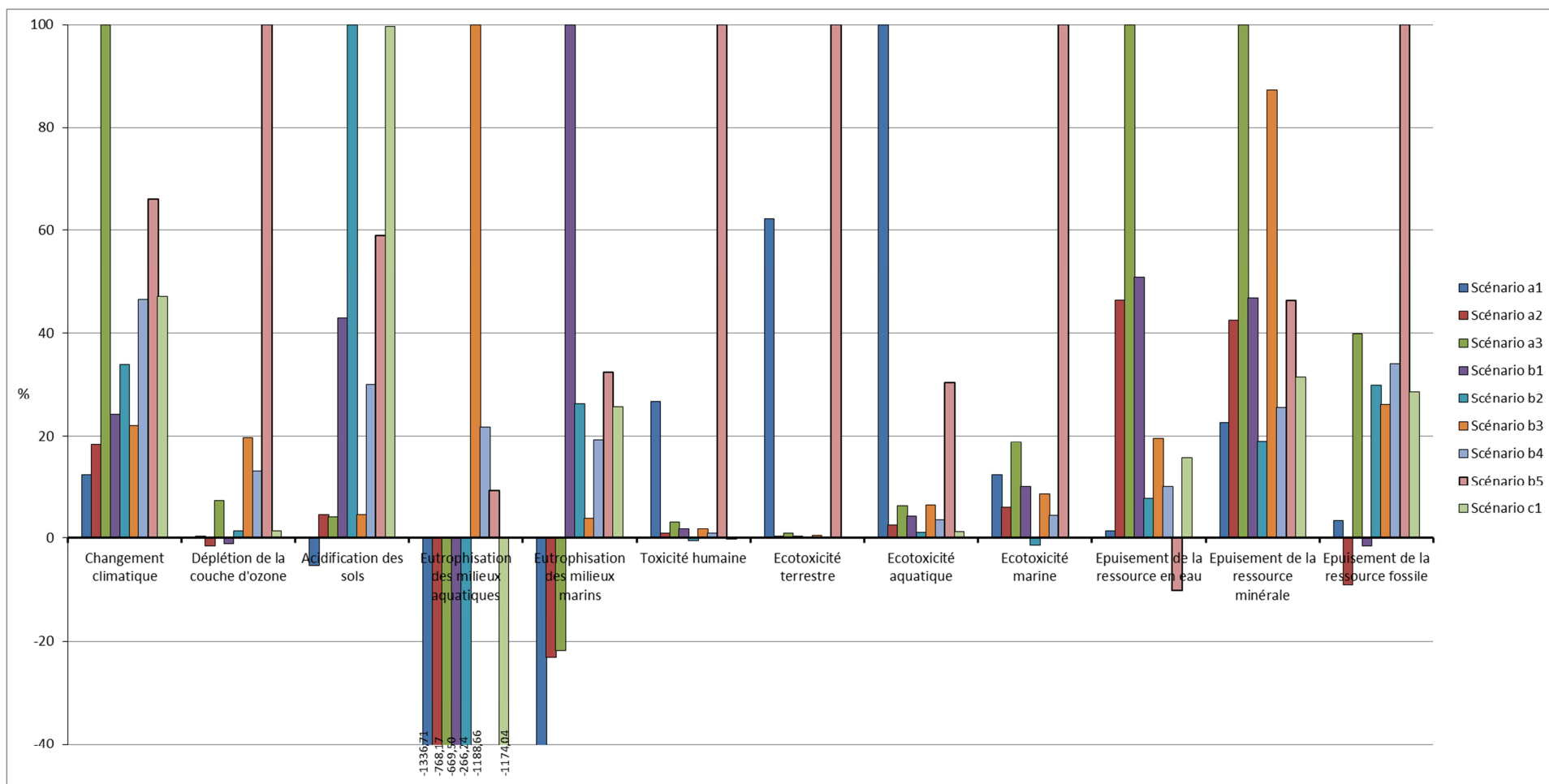


Figure b: Comparaison des scénarios entre eux par rapport au scénario le plus impactant pour chaque catégorie d'impact (Méthode Recipe Mid-point (E))

• SOMMAIRE

1.	Introduction	1
2.	Rappel sur l'état de l'art de l'ACV appliquée à la gestion des déchets	2
2.1	Rappel de la méthodologie ACV	2
2.2	ACV appliquée à la gestion des boues	2
3.	Le traitement des eaux usées et la production de boues d'épuration	3
3.1	La nature des boues est fonction du traitement des eaux usées en amont de la filière	3
3.2	Le traitement des boues, un procédé en 4 étapes	5
3.2.1	Le conditionnement	5
3.2.2	Les procédés d'épaississement	5
3.2.3	Les procédés de déshydratation	6
3.2.4	Les procédés de stabilisation	6
3.2.5	Les procédés de séchage	7
3.3	La valorisation des boues, trois filières principales aux objectifs bien différents	8
3.3.1	L'épandage agricole	8
3.3.2	L'incinération spécifique et la co-incinération des boues	9
3.3.3	L'enfouissement des boues	10
4.	Définition de l'objectif et du champ de l'étude	12
4.1	Objectif	12
4.2	Champ de l'étude	12
4.2.1	Fonction et unité fonctionnelle choisies	12
4.2.2	Frontières du système	12
4.2.2.1	Frontières du système pour les modules « traitement des boues » et hypothèses retenues	14
4.2.2.2	Frontières du système pour les modules « valorisation/élimination des boues » et hypothèses retenues	19
4.3	Définition des scénarios	23
5.	Inventaires du cycle de vie	26
5.1	Méthodologie et hypothèses retenues pour les inventaires	26
5.2	Module épaississement	34
5.3	Module déshydratation	34
5.4	Module stabilisation	36
5.4.1	Sous-module Chaulage	36
5.4.2	Sous-module compostage	36
5.4.3	Sous-module digestion anaérobie	38
5.5	Module séchage	44
5.6	Module épandage	44
5.7	Module enfouissement	52
5.8	Co-incinération	59

6.	Evaluation de l'impact environnemental	62
6.1	Méthode de calcul d'impact	62
6.2	Présentation des résultats	62
6.2.1	Résultats obtenus pour chaque catégorie d'impact avec distinction des modules	63
6.2.1.1	Changement climatique	63
6.2.1.2	Déplétion de la couche d'ozone	64
6.2.1.3	Acidification des sols	65
6.2.1.4	Eutrophisation des milieux aquatiques et des milieux marins	66
6.2.1.5	Toxicité humaine	68
6.2.1.6	Ecotoxicité terrestre, écotoxicité aquatique et écotoxicité marine	69
6.2.1.7	Epuisement de la ressource en eau, des ressources minérales et fossiles	71
6.2.2	Comparaison des scénarios par rapport au scénario le plus impactant	73
6.2.2.1	Changement climatique	75
6.2.2.2	Déplétion de la couche d'ozone	75
6.2.2.3	Acidification des sols	75
6.2.2.4	Eutrophisation des milieux aquatiques	75
6.2.2.5	Eutrophisation des milieux marins	76
6.2.2.6	La toxicité humaine	76
6.2.2.7	Ecotoxicité terrestre	76
6.2.2.8	Ecotoxicité aquatique	76
6.2.2.9	Ecotoxicité marine	76
6.2.2.10	Epuisement de la ressource en eau	77
6.2.2.11	Epuisement de la ressource minérale	77
6.2.2.12	Epuisement de la ressource fossile	77
6.2.3	Synthèse des résultats	77
7.	Conclusion	80
8.	Sigles et abréviations	81
9.	Bibliographie	82
10.	Table des illustrations	85
11.	Table des tableaux	87
12.	Annexe 1 : Composition des différentes natures de boues	88
13.	Annexe 2 : Détail des ICV réalisés	90
14.	Annexe 3 : Synthèse du nombre de publications trouvées dans la littérature	91

1. Introduction

Les activités domestiques et industrielles sont à l'origine de la production d'eaux usées. Afin de protéger la santé et la salubrité publique ainsi que l'environnement, la directive n°91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (DERU) impose des obligations de collecte et de traitement de ces eaux usées en fonction de la taille des agglomérations d'assainissement ainsi que la sensibilité du milieu récepteur. La DERU a été transcrite en droit français au travers de la loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, du décret n°94-469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées et de l'arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement.

Lors du traitement des eaux usées en station d'épuration, des déchets sont produits comme les boues d'épuration, les graisses, les sables. Les boues représentent la plus grande part des résidus produits et sont constituées d'un mélange d'eau, de matières organiques, de matières minérales et de micro-organismes. Ces boues sont considérées comme étant des déchets, ainsi leur élimination est réglementée. Avant d'être éliminées, ces boues sont traitées sur le site même de la station de traitement des eaux usées (STEU). Elles peuvent suivre différentes voies de traitement adaptées aux conditions socio-économiques du lieu d'implantation de la STEU. De manière générale, trois phases de traitement peuvent être distinguées : les procédés de réduction des volumes qui permettent d'éliminer une partie de l'eau contenue dans les boues (conditionnement, épaissement, déshydratation, séchage), les procédés de stabilisation ayant pour but de diminuer la partie fermentescible contenue dans les boues et permettant ainsi de réduire leur odeur (digestion, chaulage, compostage) et les procédés d'hygiénisation qui ont pour objectif d'éliminer les agents pathogènes contenus dans les boues afin de limiter les risques sanitaires pour une utilisation sur les sols agricoles (compostage, chaulage). Une fois les boues traitées, elles sont éliminées ou valorisées. En 2012, la France produisait plus d'un million de tonnes de matières sèches (MS) de boues dont environ 70% étaient envoyées en épandage (direct ou après compostage), près de 20% étaient envoyées en incinération et les 10% restants étaient envoyées en Installation de Stockage des déchets Non Dangereux (ISDND) ou en valorisation industrielle (MEDDE, 2013).

A l'heure actuelle l'évaluation de la qualité environnementale d'une STEU se limite à la qualité de l'eau rejetée dans le milieu récepteur. Les transferts de pollutions vers d'autres catégories d'impacts ou vers la gestion de fin de vie des déchets (comme les boues) ne sont pas pris en compte.

Une première étude financée par le MEEDDM (2010-2011) puis par l'ONEMA en 2012 a permis de réaliser une première analyse des impacts sur le réchauffement climatique du traitement de ces boues à partir de la mise en place d'un outil utilisant le principe du Bilan Carbone® (Reverdy et Pradel, 2011). Cependant cette étude était uniquement basée sur l'impact « changement climatique » et n'a pas permis d'identifier d'éventuels transferts de pollution.

L'objectif de l'action 48 de la programmation 2013-2015 de la convention ONEMA - IRSTEA est de permettre l'évaluation des impacts des filières de traitement et de valorisation des boues sur la qualité environnementale des STEU, par l'intermédiaire d'une analyse multicritère, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV).

L'objectif du présent rapport, premier livrable de l'action 48, est de pouvoir identifier quelles pourraient être les principales sources d'optimisation des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées par la méthode d'Analyse du Cycle de Vie. Pour cela, après un rappel sur l'état de l'art de l'ACV appliquée à la gestion des déchets, le rapport présente les neuf scénarios sur lesquels l'analyse sera faite. Ces scénarios, chacun constitué d'une filière de traitement et d'une filière de valorisation/élimination des boues, se veulent d'être les plus représentatifs des filières françaises. Puis, sont ensuite détaillés les Inventaires du Cycle de Vie (ICV) de chaque filière identifiée. Une dernière partie présente les résultats obtenus avec la méthode Recipe.

2. Rappel sur l'état de l'art de l'ACV appliquée à la gestion des déchets

2.1 Rappel de la méthodologie ACV

L'ACV est une méthode normée ISO 14040 et 14044 (AFNORa, 2006, AFNORb, 2006) étudiant les impacts environnementaux potentiels d'un produit, d'un service ou d'un système en prenant en considération l'ensemble des étapes du cycle de vie depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la phase de traitement des déchets lorsque le produit est arrivé en fin de vie. Selon la norme, la réalisation d'une ACV nécessite quatre étapes :

Etape 1 : Définition de l'objectif et du champ de l'étude. Cette première étape est fondamentale car elle conditionne l'ensemble des calculs et des hypothèses sur lesquels s'appuieront les résultats de l'étude. La définition des objectifs a pour but de définir la problématique, les applications envisagées et les destinataires de l'étude. Le champ de l'étude permet 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.

Etape 2 : Inventaire des émissions et des extractions. Il s'agit de l'étape la plus longue. Chaque étape du cycle de vie consomme de l'énergie, des ressources non renouvelables et génère des émissions dans l'air, l'eau, 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.

Etape 3 : Analyse de l'impact environnemental. Cette étape consiste à traduire les flux entrants et sortants du système en indicateurs d'impacts potentiels. On parle de caractérisation des impacts. Les flux sont convertis en quantité « équivalente » de substances de références par un facteur 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 changement 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).

Etape 4 : Interprétation. La 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. Une revue critique réalisée par une personne extérieure indépendante est préconisée pour valider les choix réalisés lors de l'étude (Jolliet, Saadé et al., 2005).

2.2 ACV appliquée à la gestion des boues

Un précédent rapport a permis de dresser un état de l'art des ACV appliquées à la gestion des boues. Ce paragraphe dresse un rappel des principaux points abordés (Reverdy et Pradel, 2012).

L'ACV a déjà été utilisée par plusieurs auteurs afin de connaître les impacts environnementaux des différentes filières de traitement et de valorisation des boues (Suh et Rousseaux, 2002, Lundin, Olofsson et al., 2004, Svanstrom, Froling et al., 2004, Hospido, Moreira et al., 2005, Houillon et Jolliet, 2005, Vandebossche, Thomas et al., 2005, Renou, 2006, Tidåker, Kärrman et al., 2006, Johansson, Perzon et al., 2007). La comparaison de ces différentes études est souvent compliquée du fait des divergences entre les différentes méthodologies appliquées ainsi qu'entre la définition des frontières du système et de l'unité fonctionnelle.

L'analyse de ces différentes publications a permis de dresser le constat de plusieurs particularités méthodologiques liées aux ACV « fin de vie » qui nécessitent d'être approfondies⁵ :

- 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. Le traitement des eaux usées et la production de boues d'épuration

En 2012, la France comptait 19 750 STEU représentant une capacité totale de 76 millions d'Equivalent-Habitants (EH) (MEDDE, 2013). Ces STEU ont pour objectif de dépolluer les eaux usées avant de les rejeter dans le milieu naturel. Pour cela de nombreux procédés de traitement peuvent être utilisés. Les eaux usées passent par une phase de prétraitement (dégrillage, dessablage, déshuilage) dans le but d'éliminer les déchets grossiers, les sables et les graisses.

Les eaux usées sont ensuite envoyées dans une phase de traitement qui génère des résidus communément appelés « boues ». Les boues sont un mélange d'eau, de matières organiques, de matières minérales et de micro-organismes.

3.1 La nature des boues est fonction du traitement des eaux usées en amont de la filière

En fonction de la phase de traitement des eaux usées, plusieurs types de boues peuvent être définis (Figure 1) :

- **Les boues primaires** proviennent d'une élimination des matières en suspension (MES) des eaux brutes par décantation gravitaire lors du traitement primaire. Ces boues sont riches en matières minérales et matières organiques particulières.
- **Les boues secondaires ou biologiques** sont issues de la décantation des eaux usées après une épuration biologique en bassin d'aération.
- **Les boues tertiaires** proviennent d'un traitement physico-chimique des effluents permettant d'améliorer les rendements de l'élimination des MES, du phosphore (P) et de l'azote (N).

Les **boues mixtes** sont constituées d'un mélange de boues primaires et de boues biologiques.

Chaque nature de boues présente sa propre composition chimique (Tableau 1). Ces données ont été collectées à partir de la littérature. Les chiffres présentés en gras sont des moyennes réalisées sur un ensemble de données dont le nombre de références (entre parenthèses) et l'écart-type (en rouge) sont indiqués. Lorsque la nature de la boue n'était pas définie dans les publications analysées, nous avons classé cette dernière comme étant une « boue standard » contenant une composition moyenne en éléments chimiques. Seuls les principaux éléments chimiques sont présentés ici, plus de détails sur la composition chimique, sont donnés en Annexe 1.

⁵ Pour plus de précisions sur le sujet, veuillez consulter le rapport (Reverdy et Pradel, 2012)

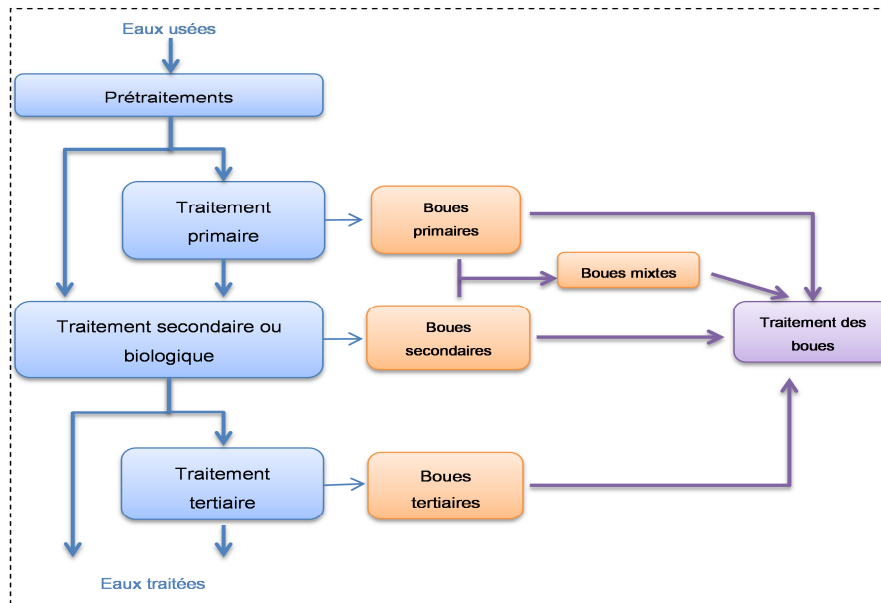


Figure 1 : Représentation schématique des différentes natures de boues produites dans une station d'épuration

Tableau 1 : Composition des différentes natures de boue en entrée de filière⁶ [Moyenne – Ecart-type (nombre de références)]

Éléments	Unité	Boue Primaire	Boue secondaire	Boue mixte	Boue standard
Matière sèche (MS)	kg MS / t boue brute	41.75 20.79 (4)	10.14 0.35 (2)	19.00 17.01 (5)	37.33 21.94 (3)
Matière volatile (MV)	kg MV / t MS	650.00 50.00 (3)	731.40 3.54 (2)	648.10 79.28 (5)	616.75 72.72 (4)
pH		6.17 0.29 (3)	7.07 (1)	6.25 0.52 (3)	6.72 0.33 (3)
C/N		12.46	8.06	9.30	7.52
Carbone (C)	kg C / t MS	349.88 21.39 (2)	394.51 20.68 (2)	374.40 69.62 (5)	333.20 82.45 (4)
Hydrogène (H)	kg H / t MS	45.50 (1)	46.67 (1)	50.42 4.95 (3)	51.20 (1)
Oxygène (O)	kg O / t MS	230.75 (1)	241.73 (1)	233.17 7.68 (3)	225.20 (1)
Azote total (N)	kg N / t MS	28.08 1.01 (3)	48.90 0.83 (2)	40.25 10.56 (5)	44.33 9.44 (3)
Phosphore (P)	kg P / t MS	11.84 5.95 (4)	21.63 5.30 (2)	23.08 10.90 (5)	25.53 7.52 (7)
Potassium (K)	kg K / t MS	3.22 0.85 (3)	2.85 0.35 (2)	5.45 2.91 (4)	8.70 5.16 (4)

⁶ Sources : (Bruus, Christensen et al., 1993, Rasmussen, Bruus et al., 1994, Sachon, 1994, OTV, 1997, Commission, 2001, Jolliet, Saadé et al., 2005, Mallard, Rogeau et al., 2005, Turovskiy et Mathai, 2006, Beauchesne, Ben Cheikh et al., 2007, Jungbluth, Faist Emmenegger et al., 2007, Obarska-Pempkowiak et Gajewska, 2008, Oleszczuk, 2008, Dewil, Baeyens et al., 2009, Troesch, 2009, Hoffmann, Schingnitz et al., 2010, Jain, Pathak et al., 2010, Melidis, Gikas et al., 2010, Besnault, Martin et al., 2011, Reverdy et Pradel, 2011, Vincent, 2011, Cao et Pawlowski, 2013)

Les boues sont constituées :

- D'éléments nutritifs tels que l'azote (N), le phosphore (P), le potassium (K), ainsi que du calcium (Ca), du magnésium (Mg), de l'aluminium (Al), du chlore (Cl) et du sodium (Na), dans des quantités moindres.
- De micropolluants tels que les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), les métaux, les polychlorobiphényles (PCB), les phtalates, les alkylphénols et les polybromodiphényléthers (PBDE).
- De polluants émergents tels que les pesticides, les produits pharmaceutiques. Ces produits portent le nom de polluants émergents car les concentrations émises dans la nature restent relativement faibles et leurs effets restent en partie méconnus (Besnault, Martin et al., 2011).

3.2 Le traitement des boues, un procédé en 4 étapes

Les boues, une fois soutirées de la filière « eau », sont envoyées dans la filière « boue » afin de suivre plusieurs voies de traitement. Ce traitement a pour objectifs principaux de réduire la quantité d'eau contenue dans les boues, de stabiliser la matière organique contenue dans celles-ci afin de réduire les nuisances olfactives et d'hygiéniser les boues pour les rendre aptes à une valorisation agricole notamment.

3.2.1 Le conditionnement

Le conditionnement des boues permet d'améliorer la séparation solide-liquide lors de certaines étapes d'épaississement et de déshydratation. Il existe deux types de conditionnement : thermique et chimique. Dans le cas du conditionnement chimique, les exploitants de STEU peuvent avoir recours aux réactifs minéraux (sels de fer, chaux) ou organiques (polymères).

3.2.2 Les procédés d'épaississement

En général, l'épaississement constitue la première étape de traitement des boues. Elle permet d'éliminer une partie de l'eau contenue dans les boues qui sera renvoyée en tête de station d'épuration, on parle alors de « retours en tête ». Il existe différentes façons d'épaissir les boues, chaque technique présentant ses avantages et ses inconvénients (Tableau 2).

Tableau 2 : Comparaison des différentes méthodes d'épaississement

	Caractéristiques	Avantages	Inconvénients
<i>Epaississement gravitaire</i>	- Décantation des boues sous l'effet de l'apesanteur	- Facilité de fonctionnement - Faibles consommations électriques - Pas de conditionnement nécessaire	- Nécessite un espace important pour son implantation - Eventuelles nuisances olfactives - Faibles performances sur les boues biologiques
<i>Epaississement par flottation</i>	- Les MES sont entraînées en surface par des bulles d'air dissoutes	- Facilité d'exploitation - Surface au sol réduite	- Consommations énergétiques importantes - Nécessite un conditionnement des boues pour de meilleures performances
<i>Epaississement par égouttage</i>	- Trois types d'égouttage : table, grille, tambour d'égouttage	- Simplicité d'exploitation - Moins d'espace requis	- Nécessite de la main d'œuvre - Nécessite un conditionnement des boues - Consommation importante d'eau de lavage

3.2.3 Les procédés de déshydratation

La déshydratation des boues permet également d'éliminer une partie de l'eau contenue dans les boues mais dans des quantités plus importantes que l'épaississement. De même que pour l'épaississement des boues, les eaux extraites sont renvoyées en tête de station. Deux natures de déshydratation peuvent être définies : la déshydratation mécanique et la déshydratation naturelle (Tableau 3).

Tableau 3 : Comparaison des différentes techniques de déshydratation

	Caractéristiques	Avantages	Inconvénients
Centrifugation	<ul style="list-style-type: none"> - Séparation de la phase solide et liquide par la force centrifuge 	<ul style="list-style-type: none"> - Fonctionnement en continu - Peu d'espace requis - Automatisable 	<ul style="list-style-type: none"> - Consommations énergétiques importantes - Consommation de polymères nécessaire
Filtre à bandes	<ul style="list-style-type: none"> - Compression des boues entre deux bandes 	<ul style="list-style-type: none"> - Fonctionnement continu - Facilité d'exploitation - Coûts modérés 	<ul style="list-style-type: none"> - Faible siccité en sortie - Consommations importantes d'eau de lavage - Sensible au dosage en polymères
Filtre-presse (ou filtre à plateaux)	<ul style="list-style-type: none"> - Compression des boues dans des plateaux équipés de toiles filtrantes 	<ul style="list-style-type: none"> - Siccité élevée en sortie - Bonne texture de la boue 	<ul style="list-style-type: none"> - Coût d'investissement élevé - Nécessite un entretien et une maintenance (fonctionnement discontinu)
Lits de séchage plantés de roseaux	<ul style="list-style-type: none"> - Drainage et évaporation de l'eau dans des massifs de roseaux 	<ul style="list-style-type: none"> - Faibles coûts d'investissement - Faibles consommations énergétiques - Ne nécessite pas de conditionnement des boues 	<ul style="list-style-type: none"> - Espace d'implantation important - Eventuelles nuisances olfactives - Dépendance aux aléas climatiques

3.2.4 Les procédés de stabilisation

La stabilisation des boues a pour objectif premier de diminuer la fermentescibilité de celles-ci et donc de réduire les nuisances olfactives. Certains procédés de stabilisation, tel que le chaulage, permettent en plus d'hygiéniser les boues, c'est-à-dire de supprimer les agents pathogènes contenus dans celles-ci (Tableau 4).

Tableau 4 : Comparaison des différentes méthodes de stabilisation

	Caractéristiques	Avantages	Inconvénients
Chaulage	<ul style="list-style-type: none"> - Ajout de chaux dans les boues - Ralentissement des processus biologiques de fermentation 	<ul style="list-style-type: none"> - Représente un amendement calcique pour les terres agricoles 	<ul style="list-style-type: none"> - Augmente le volume de boues à évacuer (de 10 % environ) (OTV, 1997)
Compostage	<ul style="list-style-type: none"> - Stabilisation biologique des boues - Effectué en milieu aérobie 	<ul style="list-style-type: none"> - Excellente stabilisation et hygiénisation des boues - Siccités élevées en sortie - Création d'un produit valorisable 	<ul style="list-style-type: none"> - Emissions d'ammoniac et de Gaz à effet de serre (GES) - Nécessite l'ajout d'agents structurants (Mallard, Rogeau et al., 2005)
Digestion aérobie	<ul style="list-style-type: none"> - Dégradation d'une partie des matières organiques en aérobiose 	<ul style="list-style-type: none"> - Réduction du volume de boues 	<ul style="list-style-type: none"> - Nécessite de l'électricité pour l'injection d'air dans le bassin d'aération
Digestion anaérobie (méthanisation)	<ul style="list-style-type: none"> - Dégradation d'une partie des matières organiques en anaérobiose - Deux types de digestion : mésophile (35°C) et thermophile (55°C) 	<ul style="list-style-type: none"> - Production de biogaz valorisable - Réduction importante du volume de boues 	<ul style="list-style-type: none"> - Faible siccité en sortie

3.2.5 Les procédés de séchage

Le séchage, quand il est présent sur les stations d'épuration, correspond à la dernière étape du traitement des boues. Il a pour but d'éliminer totalement ou partiellement l'eau interstitielle contenue dans les boues (afin de réduire leur volume), d'augmenter leur pouvoir calorifique et d'améliorer la texture de la boue avant épandage. Il existe deux types de séchage des boues, le séchage thermique étant majoritairement rencontré (Tableau 5).

Tableau 5 : Comparaison des différentes méthodes de séchage

	Caractéristiques	Avantages	Inconvénients
Séchage thermique	<ul style="list-style-type: none"> - Séchage sous l'action d'une chaleur appliquée par un fluide - Siccité obtenue pouvant aller jusqu'à 95% (Walter, Martinez et al., 2006) 	<ul style="list-style-type: none"> - Grande capacité de séchage 	<ul style="list-style-type: none"> - Non rentable pour de petites STEU - Nécessite de la maintenance - Coûts élevés
Séchage solaire	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation de l'énergie solaire - Siccité obtenus variant de 70 à 75% (Lima, Zandonade et al., 2012) 	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts d'entretien assez faibles - Stockage possible - Pas d'utilisation d'énergie thermique 	<ul style="list-style-type: none"> - Nuisances olfactives - Dépendance des conditions météorologiques - Espace d'implantation important

3.3 La valorisation des boues, trois filières principales aux objectifs bien différents

3.3.1 L'épandage agricole

Riches en éléments azotés et phosphorés, les boues présentent un réel intérêt à être valorisées en épandage agricole. En France, 70% de celles-ci sont envoyées dans cette filière de valorisation sous forme d'épandage direct ou après compostage (MEDDE, 2013). Elles peuvent être épandues sous toutes les formes existantes : liquides, pâteuses, compostées, chaulées, solides ou sèches. Les boues d'épuration sont en général épandues de mars à avril ou d'août à octobre, en fonction de la culture réceptrice ; les boues sont alors stockées temporairement sur les parcelles ou sur le site de l'usine en fonction des caractéristiques de celles-ci.

Bien qu'ayant de nombreux avantages, leurs teneurs en éléments traces minéraux (ETM) peuvent présenter des risques sanitaires aussi bien pour les humains que pour les milieux naturels. C'est pourquoi une réglementation spécifique à l'épandage des boues de STEU a été mise en place.

L'arrêté du 8 janvier 1998 fixe les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles. Il précise les valeurs limites de concentration en ETM et en composées traces organiques (CTO) dans les sols et dans les boues qu'il ne faut pas dépasser pour que la boue puisse être épandue. Le Tableau 6 et le Tableau 7 présentent les valeurs limites à respecter pour chaque élément.

Tableau 6 : Valeurs limites de concentration en éléments traces métalliques dans les sols (en mg/kg de matière sèche) (Arrêté du 8 janvier 1998)

Eléments traces métalliques présents dans les sols agricoles	Valeurs limites (mg/kg MS)
Cadmium (Cd)	2
Chrome (Cr)	150
Cuivre (Cu)	100
Mercure (Hg)	1
Nickel (Ni)	50
Plomb (Pb)	100
Zinc (Zn)	300

Tableau 7 : Valeurs limites de concentration en ETM et CTO dans les boues (en mg/kg de matière sèche) (Arrêté du 8 janvier 1998)

Eléments traces métalliques présents dans les boues	Valeur limite (mg/kg MS)
Cadmium (Cd)	10 (depuis 2004)
Chrome (Cr)	1000
Cuivre (Cu)	1000
Mercure (Hg)	10
Nickel (Ni)	200
Plomb (Pb)	800
Zinc (Zn)	3000
Total PCB	0.8
Fluoranthène	5.0

Eléments traces métalliques présents dans les boues (suite)	Valeur limite (mg/kg MS)
Benzo(b)fluoranthène	2.5
Benzo(a)pyrène	2.0

Au-delà de l'aspect réglementaire, il y a aussi la problématique des polluants émergents, tels que les résidus médicamenteux, les substances endocriniennes, qui peut entraîner une certaine réticence à l'épandage auprès des agriculteurs par manque d'informations sur ce sujet.

Il faut également prendre en compte la nature des terrains susceptibles de recevoir les boues ainsi que le type de culture pratiqué. Par exemple, un sol situé à proximité d'une nappe phréatique peut présenter un risque de contamination de celle-ci d'autant plus si les boues contiennent des ETM. A l'inverse, un sol imperméable de type argilo-limoneux évite ce risque de contamination. Certains types de culture se prêtent mieux que d'autres à l'épandage, comme par exemple, le maïs, qui représente une culture de choix pour la valorisation car ses besoins en azote sont importants.

Une boue sera acceptée en filière de valorisation agricole suivant plusieurs critères :

- Une odeur acceptable de la boue lors de son stockage et de son épandage est l'un des critères les plus importants selon les agriculteurs. La stabilisation des boues est le traitement qui permettra de réduire les odeurs en réduisant les fermentations.
- Les coûts de transport et stockage figurent aussi parmi les critères de choix. Afin de réduire ces coûts, il est impératif de réduire la masse et le volume des boues en réduisant leur teneur en eau.
- La texture de la boue (liquide, pâteuse, solide, sèche) est un paramètre important à prendre également en compte. Une boue doit tenir en tas sans difficulté, c'est-à-dire avec un angle de talus de 45° minimum. Le chaulage des boues permet d'obtenir une boue mieux tenue en plus de présenter un avantage agronomique pour les terrains pauvres en calcium.

3.3.2 L'incinération spécifique et la co-incinération des boues

18% des boues produites en France sont incinérées (MEDDE, 2013). Deux types d'incinération peuvent être différenciés :

- **l'incinération spécifique** réalisée sur le site même de la STEU et n'acceptant que des boues
- **la co-incinération des boues avec des ordures ménagères** dans des Unités d'Incinération des Ordures Ménagères (UIOM)

En France, la quasi-totalité des incinérateurs spécifiques présentent une technologie de fours à lits fluidisés (Li, 2008). Ce procédé consiste à introduire des boues dans un lit de sable maintenu en suspension par un courant d'air ascendant injecté à la base du lit. Le sable permet à la fois de brasser les particules de boues entrantes et de maintenir une inertie thermique suffisante afin que le four se maintienne entre 800 et 900°C. Pour cela un combustible d'appoint peut être apporté au démarrage quand l'auto-thermicité des boues n'est pas suffisante. L'air injecté permet de créer le régime de fluidisation et d'apporter de l'oxygène.

En France, la co-combustion des boues et des ordures ménagères s'opère en général dans des fours à grille mobile. Dans ce four, les déchets sont placés sur un support mobile (la grille) où l'air nécessaire à la combustion des déchets est soufflé par le bas de la grille. Le temps de séjour dans le four est de l'ordre de 45 minutes à 1 heure et à une température allant de 850 à 950°C. Pendant la combustion, les fumées sont extraites par le haut du four et mélangées à de l'air secondaire pour permettre la post-combustion des matières volatiles et imbrûlées. Ce type de four a une capacité de traitement allant de 5 à 40 t/h (Antonini, 2005).

Quand la chaleur créée par la combustion est récupérée, elle est valorisée selon trois voies :

- Alimentation d'un réseau de chauffage
- Transformation en électricité à l'aide d'une turbine à vapeur couplée à un alternateur
- Cogénération : les systèmes combinés chaleur/force permettent la cogénération de chaleur et d'électricité utilisables sur le site ou exportées.

Selon l'ADEME, les incinérateurs (aussi bien les fours dédiés que les UIOM) sont systématiquement équipés d'un système de traitement des fumées. Celui-ci est alors équipé de plusieurs unités :

- Dépoussiérage par électrofiltre et/ou filtre à manches,
- Neutralisation des gaz acides par voie humide ou sèche,
- Traitement des dioxines et furanes par adsorption sur charbon actif (dans le cas d'un traitement sec) ou par réduction sélective catalytique (dans le cas d'un traitement humide),
- Traitement des oxydes d'azote (NO_x) par réduction sélective catalytique ou non catalytique.

L'incinération des boues comme des ordures ménagères émet deux sous-produits :

- les mâchefers d'incinération
- les REFOM (Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération des Ordures Ménagères) (dans le cas de l'incinération des ordures ménagères) ou les REFIB (Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération des Boues) (ou encore REFIDI : Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération des Déchets Industriels) dans le cas de l'incinération spécifique des boues.

Les mâchefers ont deux voies d'élimination. S'ils respectent les valeurs limites prescrites dans l'arrêté du 18 novembre 2001 (relatif au recyclage en technique routière des mâchefers d'incinération de déchets non dangereux), ils pourront être valorisés en technique routière. Sinon, ils seront enfouis dans une Installation de Stockage des Déchets (ISD) de classe 1 (déchets dangereux).

Les REFOM et les REFIB sont automatiquement envoyés en ISD de classe 1 car ils se composent d'éléments particulièrement toxiques (métaux lourds, déchets de neutralisation des gaz).

3.3.3 L'enfouissement des boues

Depuis 2002, l'enfouissement des boues est interdit en France excepté par dérogation pour des boues ne pouvant être incinérées ni épandues sur sols agricoles et présentant une siccité minimale de 30% (MEDDE, 1997).

Lors du dépôt des boues en ISDND celles-ci sont systématiquement accompagnées de déchets ménagers assimilés (DMA) ; les boues ne représentant ainsi qu'une partie du tonnage total. En France, 37.9 millions de tonnes de DMA et 1.3 millions de tonnes de boues (en matières sèches) sont produits par an. 26% des DMA et 10% des boues sont enfouis en ISDND (ADEME, 2012) ce qui représente 10 millions de tonnes de DMA et 0.13 millions de tonnes (MS) de boues. Ainsi les boues correspondent à 1.3% de la masse de déchets enfouis.

Les déchets sont compactés et stockés au sein d'alvéoles dans lesquelles des réactions physico-chimiques se produisent et aboutissent à la production de deux co-produits : les lixiviats et le biogaz. Les lixiviats correspondent à la percolation, à travers le massif de déchets, de l'eau contenue dans ceux-ci ainsi que l'eau des précipitations (Renou, Givaudan et al., 2008). Ces lixiviats se chargent alors en bactéries et en substances minérales et organiques dissoutes et en suspension (Trabelsi, 2012).

Le site d'enfouissement présente 5 phases de décomposition de la matière qui peuvent être présentées comme suit :

- 1. Phase aérobie :** Les micro-organismes, en aérobiose, dégradent la fraction organique biodégradable des déchets (protéines, hydrates de carbone, graisses, hydrocarbures, phénols) en métabolites intermédiaires (polypeptides, acides aminés, amines, acides gras, aldéhydes, polysaccharides...). Puis une partie de ces métabolites intermédiaires va être minéralisée en métabolites finaux solubles (H₂O, CO₂, HCO₃...). Cette phase courte (14 jours) est caractérisée par une élévation de la température entre 50 et 70°C (Trabelsi, 2012).
- 2. Phase de transition :** Elle représente le passage progressif des conditions aérobies aux conditions anaérobies et se caractérise par un milieu qui devient réducteur et où la Demande Chimique en Oxygène (DCO) augmente. Cette phase peut durer de quelques jours à plusieurs semaines (Chen, 1996).
- 3. Phase acétogénique :** Cette phase est caractérisée par des bactéries anaérobies acétogènes qui hydrolysent et transforment la matière organique par fermentation

produisant ainsi des molécules simples et solubles (acides gras, ammoniac) (Kurniawan, Lo et al., 2006). Cette phase peut s'étendre sur plusieurs années, voire plusieurs décennies.

4. Phase méthanogénique : La dégradation des produits organiques issus des étapes précédentes produit du méthane (CH₄) et du dioxyde de carbone (CO₂) : le biogaz. Les lixiviats produits présentent une faible DCO représentative d'une matière organique difficilement biodégradable.

5. Phase de maturation : Il s'agit de la phase finale de maturation et de stabilisation de la matière organique qui s'accompagne d'une chute de la production gazeuse.

Selon le stade d'évolution des déchets, trois types de lixiviats sont distingués :

- Lixiviats jeunes (< 5 ans) : ils se caractérisent par une charge organique biodégradable élevée principalement constituée d'acides gras volatils (AGV). Ces lixiviats sont chargés en métaux du fait de leur faible pH.
- Lixiviats intermédiaires : leur charge organique diminue et les AGV se raréfient au profit de composés de haut poids moléculaire. Le pH est voisin de la neutralité ce qui rend la charge en métaux négligeable.
- Lixiviats stabilisés (> 10 ans) : ils ont une faible charge organique composée essentiellement de substances humiques réfractaires à la biodégradation.

Ainsi, les lixiviats d'une vieille décharge sont moins chargés que ceux d'une jeune décharge mais plus difficiles à traiter en raison de leurs teneurs en matières non biodégradables augmentant avec le temps. La composition de ces lixiviats est très diverse et complexe ; elle dépend essentiellement de la nature des déchets enfouis et des conditions climatiques. Ces lixiviats doivent donc être traités avant d'être rejetés dans les milieux naturels. Pendant de nombreuses années, les traitements biologiques et physico-chimiques ont été considérés comme les procédés les plus appropriés pour la dépollution des effluents de lixiviats. Pour traiter des lixiviats immatures, les traitements biologiques s'avèrent efficaces, en revanche, pour traiter des lixiviats plus matures, on a généralement recouru aux procédés physico-chimiques.

La quantité de biogaz produit est variable d'un site de stockage à l'autre en fonction de la composition et de l'âge des déchets ainsi que des facteurs environnementaux. Celui-ci est généralement collecté par un système composé d'une série de puits et de canalisations placés tout le long de l'ISD (ATSDR, 2001). Au début de son exploitation, la première alvéole chargée met environ 2 ans pour être remplie et fermée. Pendant ce laps de temps, le biogaz n'est pas collecté et est relargué directement dans l'atmosphère.

4. Définition de l'objectif et du champ de l'étude

4.1 Objectif

L'objectif principal de cette Analyse du Cycle de vie est de comparer l'impact environnemental de différentes filières de traitement et de valorisation des boues afin d'identifier les plus respectueuses pour l'environnement.

4.2 Champ de l'étude

4.2.1 Fonction et unité fonctionnelle choisies

La fonction de notre filière boue est de pouvoir traiter et éliminer les boues issues du traitement des eaux usées.

L'unité fonctionnelle principalement utilisée lors de l'étude des filières de traitement et de valorisation des boues correspond à la tonne de matières sèches (MS) (Suh et Rousseaux, 2002, Lundin, Olofsson et al., 2004, Svanstrom, Froling et al., 2004, Hospido, Moreira et al., 2005, Houillon et Jolliet, 2005, Vandebossche, Thomas et al., 2005, Renou, 2006, Tidåker, Kärman et al., 2006, Johansson, Perzon et al., 2007).

Pour remplir notre fonction et en s'inspirant des études existantes, notre choix d'unité fonctionnelle s'est porté sur **la tonne de matières sèches (MS) de boue traitée et évacuée vers une filière de valorisation sur une année et pour une STEU de taille moyenne (entre 10 000 à 100 000 EH)**. Cette unité est intéressante car elle permet notamment de comparer plusieurs types de boues de natures différentes en les ramenant à la quantité de matières sèches qu'elles contiennent.

4.2.2 Frontières du système

Les frontières du système permettent de définir le périmètre de notre étude, les procédés mis en œuvre et qui seront pris en compte lors de l'inventaire du cycle de vie. Le périmètre du système « boue » étudié commence dès la sortie de la file « eau » depuis l'épaississement des boues jusqu'à sa valorisation finale.

Les frontières du système de l'étude sont présentées dans la Figure 2.

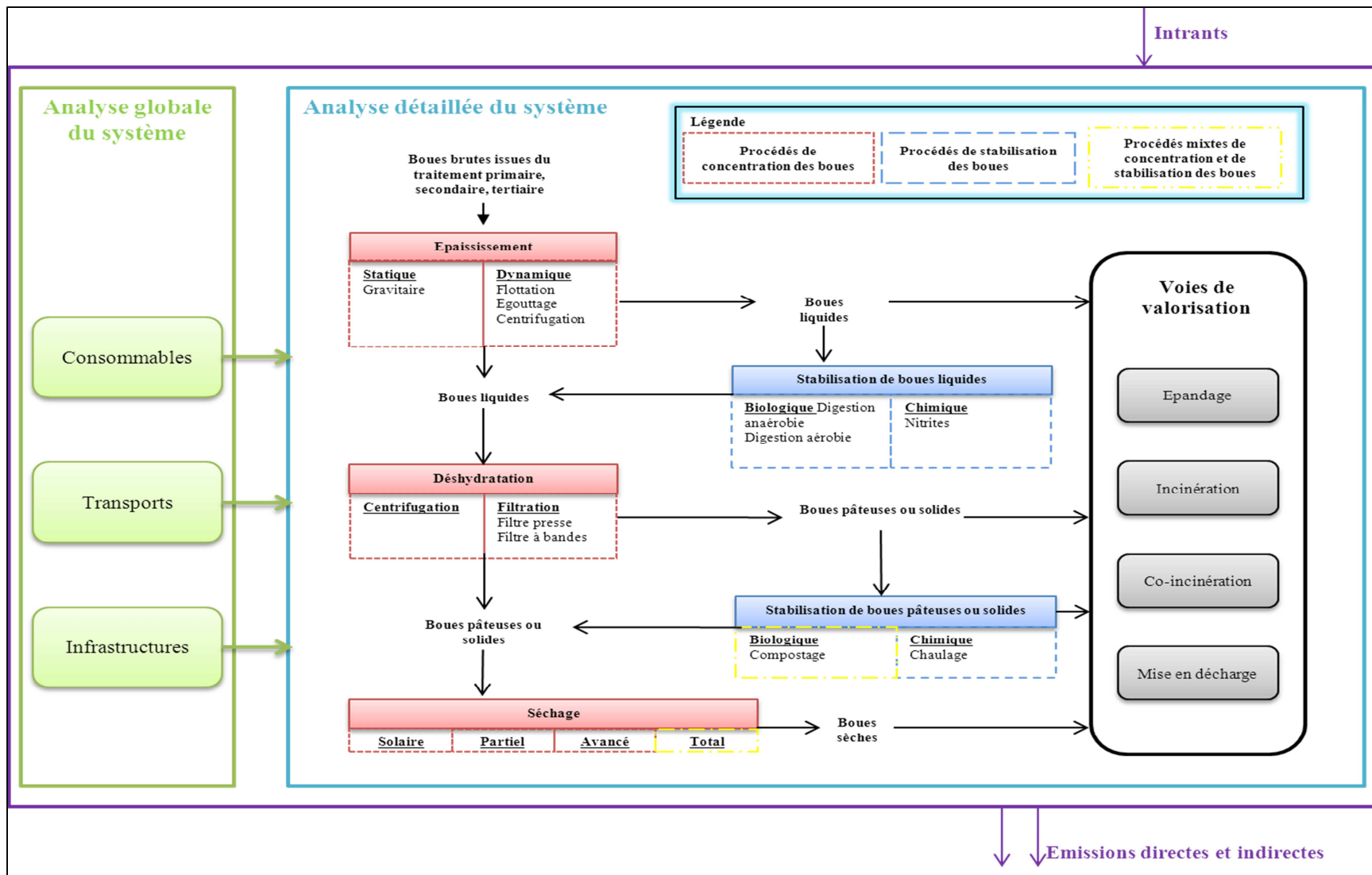


Figure 2 : Frontières du système général

Nous avons fait le choix de décomposer notre système « boue » en deux sous-systèmes :

- un sous-système « traitement des boues » portant sur les étapes de traitement des boues dès leur extraction de la filière eau, jusqu'à l'obtention d'une boue traitée prête à être valorisée,
- un sous-système « valorisation des boues » portant sur les différents modes de valorisation/élimination des boues.

Chaque sous-système est composé de procédés simples baptisés « modules ».

4.2.2.1 *Frontières du système pour les modules « traitement des boues » et hypothèses retenues*

Les filières de traitement et de valorisation des boues sont constituées d'un grand nombre de sous-systèmes (ou modules). Ces modules peuvent être regroupés par fonction sur la chaîne de traitement. Les principaux traitements modélisés sont :

- Stockage
- Epaississement
- Déshydratation
- Stabilisation (compostage, chaulage, digestion aérobie et anaérobie)
- Séchage

Ils sont représentés respectivement dans les Figures 3 à 10.



Figure 3 : Frontières du système – Module stockage

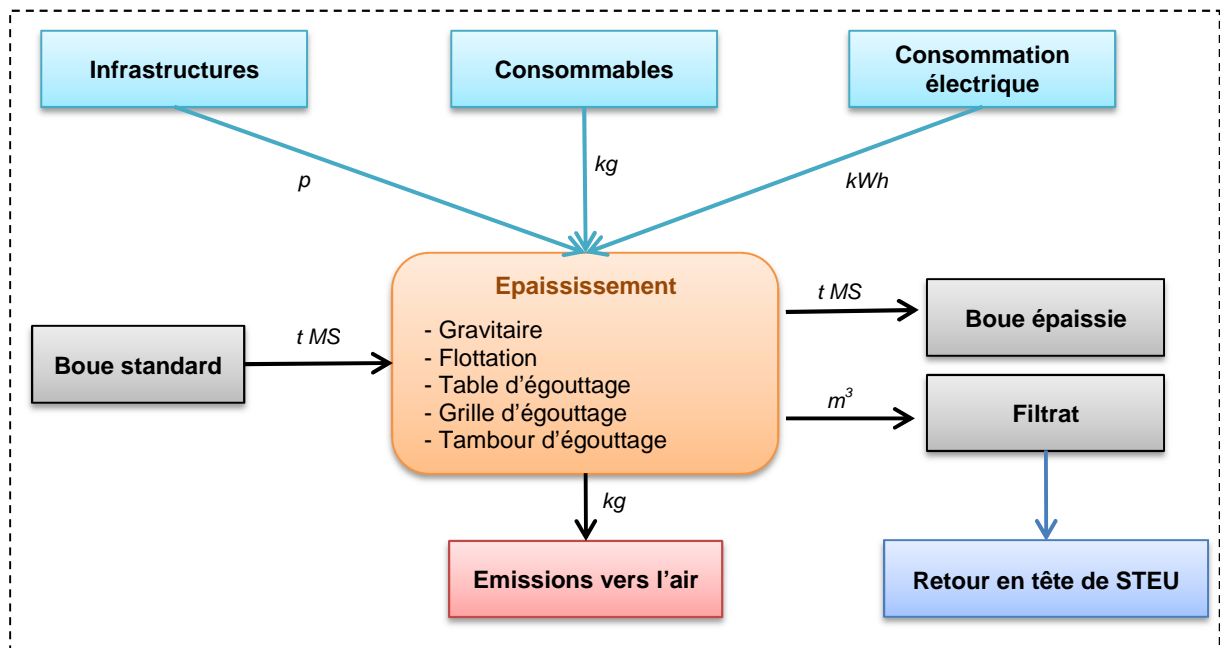


Figure 4 : Frontières du système – Module Epaississement

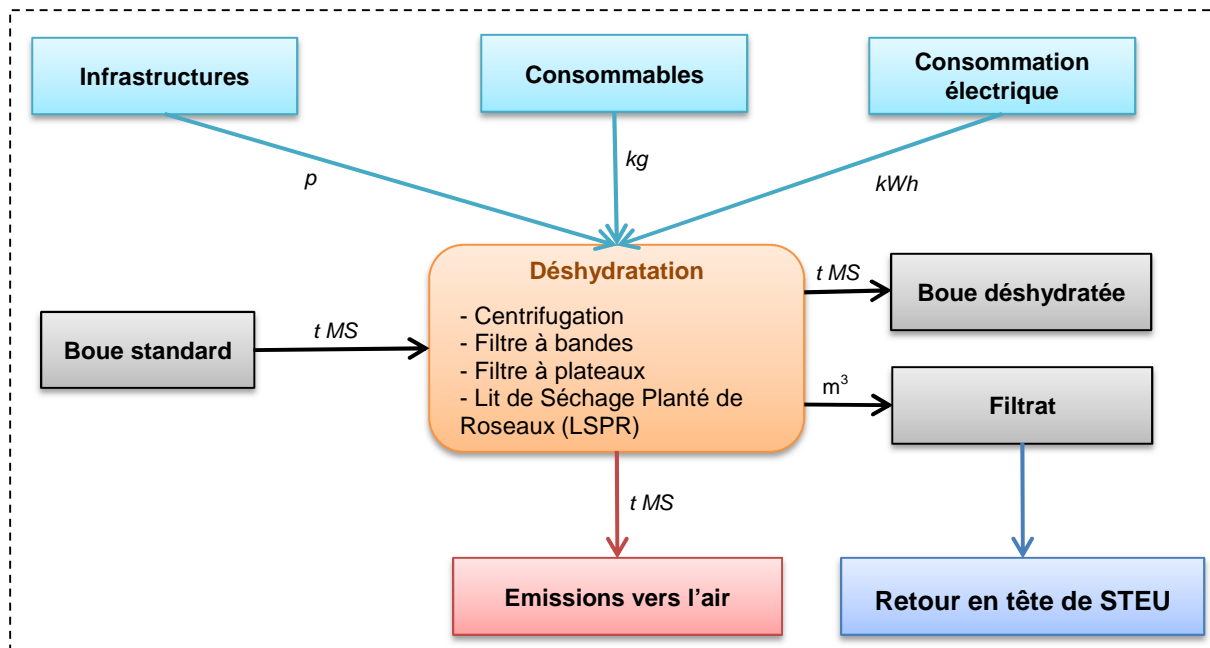


Figure 5 : Frontières du système – Module Déshydratation

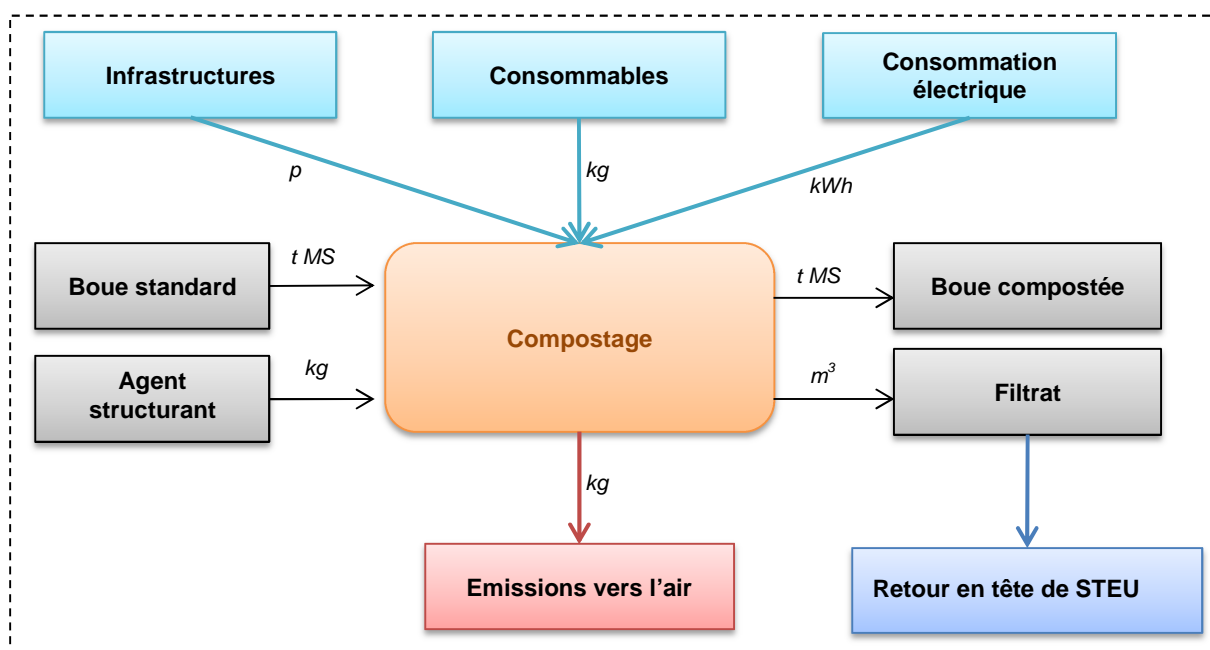


Figure 6 : Frontières du système - Module Compostage

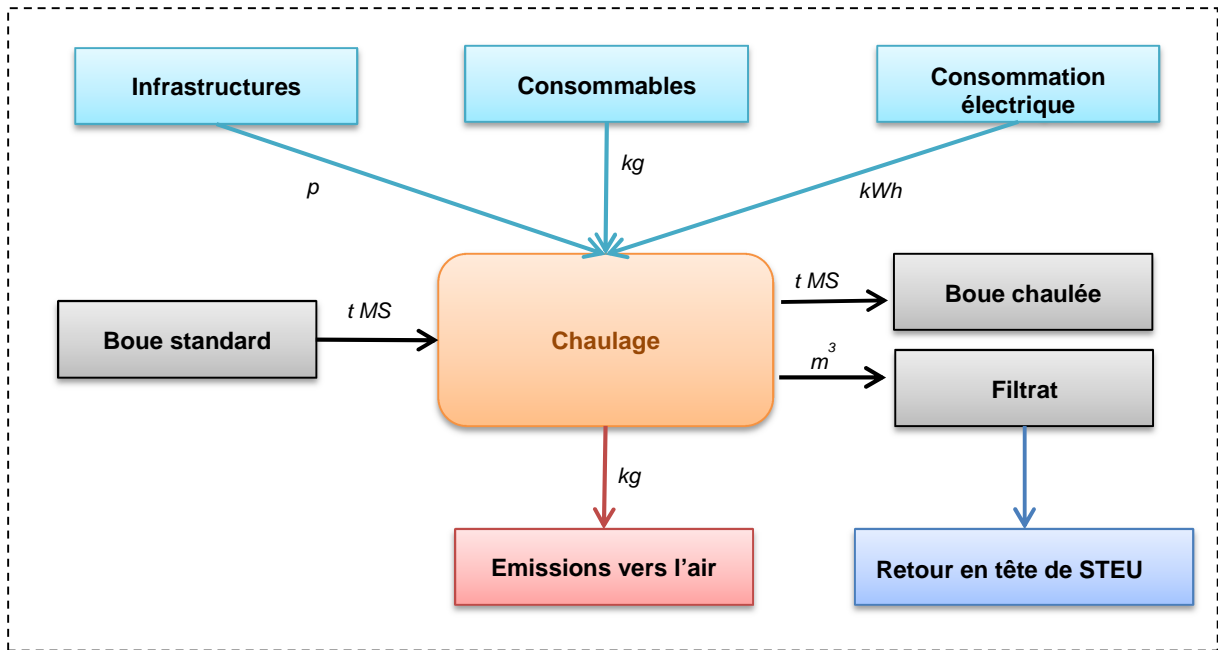


Figure 7 : Frontières du système - Module chaulage

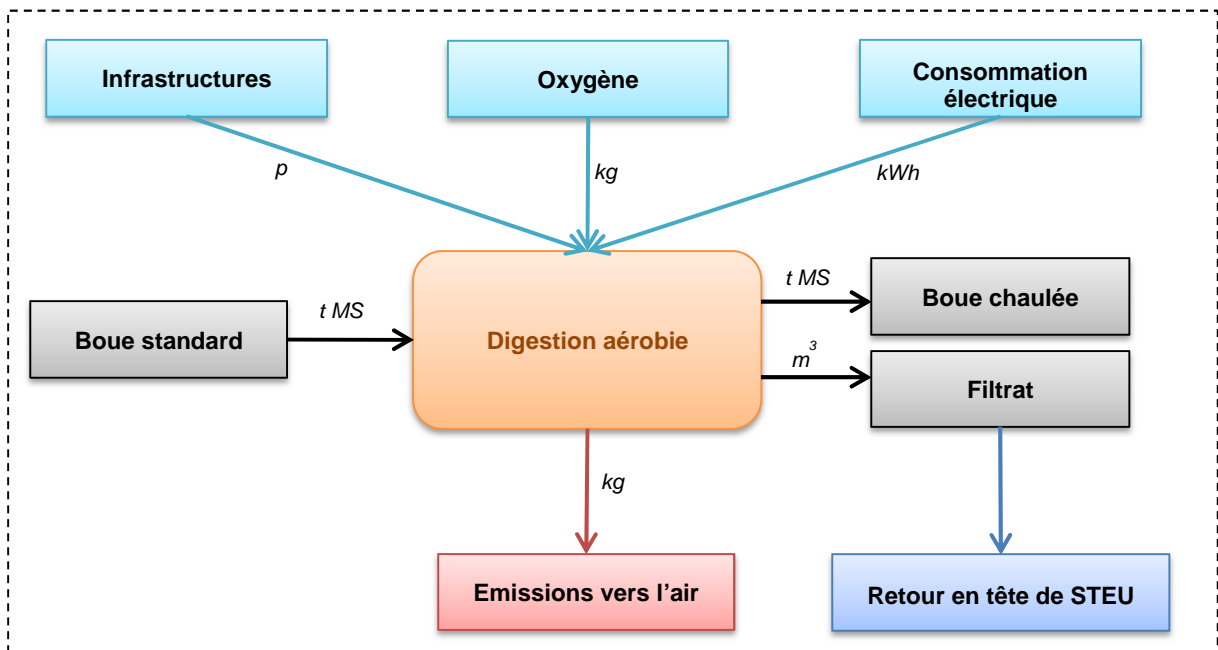


Figure 8 : Frontières du système - Module digestion aérobie

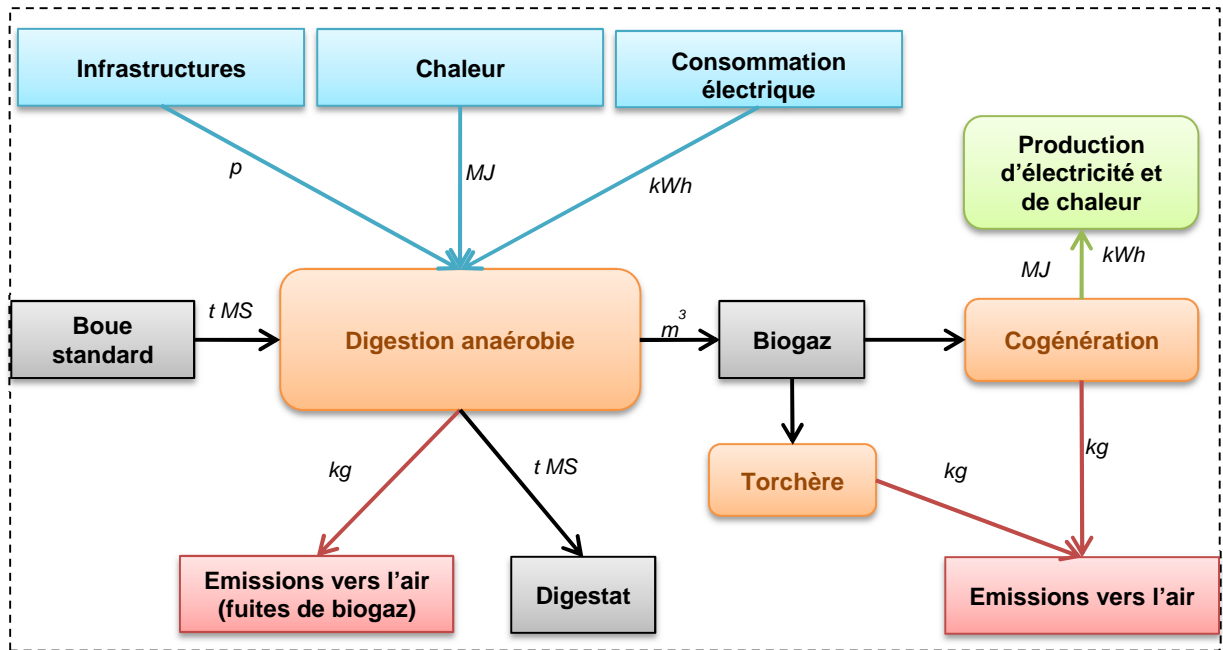


Figure 9 : Frontières du système - Module digestion anaérobie

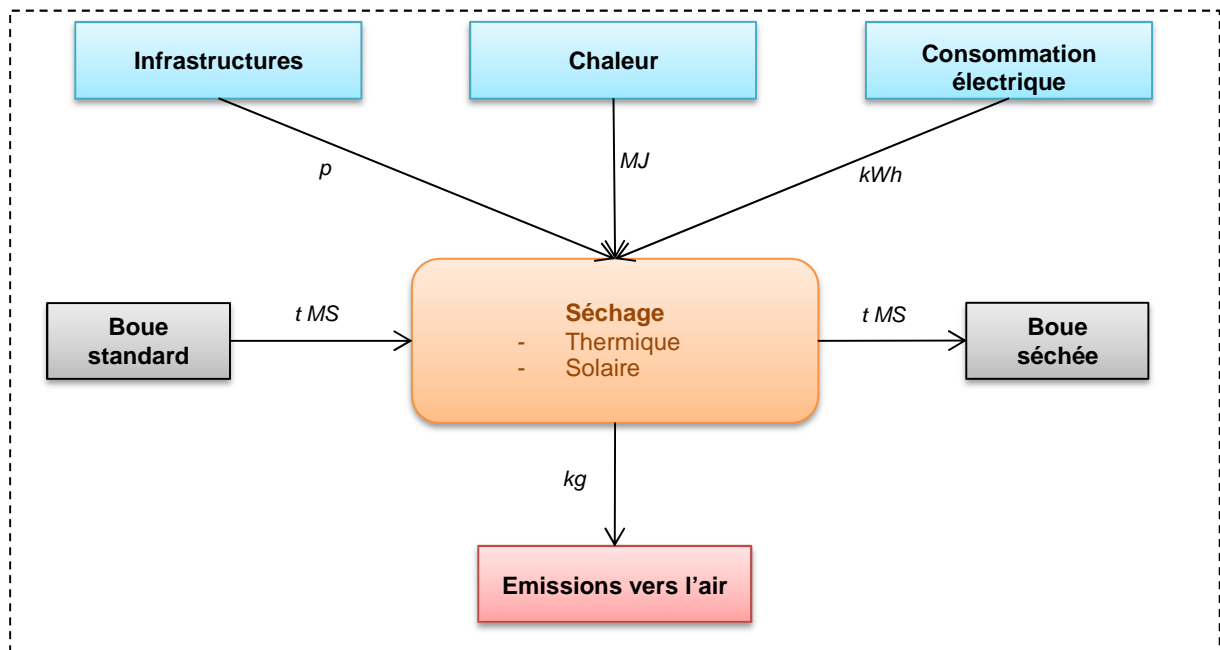


Figure 10 : Frontières du système - Module séchage

Les hypothèses retenues pour les procédés de traitement concernent surtout les pourcentages de taux d'abattement de la matière sèche pour chacun de ces derniers. Ils sont synthétisés dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Taux d'abattement de la matière sèche pour chaque procédé de traitement des boues⁷

Type de procédé de traitement des boues	Taux d'abattement retenus
Épaississement (Abattement des MS pour une boue standard)	
Gravitaire	5%
Flottation	10%
Table d'égouttage	10%
Grille d'égouttage	10%
Tambour d'égouttage	10%
Déshydratation (Abattement des MS pour une boue standard)	
Centrifugation	5,5%
Filtre à bandes	5%
Filtre à plateaux	3,5%
LSPR	5%
Compostage	
Taux d'abattement des MS pour une boue standard	57%
Taux d'abattement des MV pour une boue standard	45%
Chaulage	
Taux d'abattement des MS pour une boue standard	0%
Digestion aérobie	
Taux d'abattement des MS pour une boue standard	19.83%
Taux d'abattement des MV pour une boue standard	32.90%
Digestion anaérobie	
Abattement des MS pour une boue standard épaissie	35.33%
Abattement des MV pour une boue standard épaissie	62%
Production spécifique de biogaz	413.11 m ³ /t MS
Séchage (Taux d'abattement des MS pour une boue standard épaissie)	
Thermique	20%
Solaire	30%

⁷ Sources : (OTV, 1997), (Dewil, Baeyens et al., 2009), (Soda, Iwai et al., 2010), (Turovskiy et Mathai, 2006), (Bonnier, 2008), (Doka G., 2007), (Jolliet, Saadé et al., 2005), (Ngeloh, 2008), (Almansour, 2011), (Reverdy et Pradel, 2011)

Par ailleurs, la filière « eau » d'une STEU pouvant produire différentes natures de boues, par souci d'homogénéité dans notre ACV, une boue standard a été choisie en entrée de la filière « boue ». Celle-ci correspond à une composition moyenne issue de la bibliographie. Ses caractéristiques sont présentées dans le Tableau 1 et en Annexe 1.

Nous avons également fait le choix de travailler sur une STEU de capacité moyenne (de 10 000 à 100 000 EH) parmi les 3 catégories de stations précédemment identifiées dans un précédent travail (Reverdy et Pradel, 2011).

4.2.2.2 Frontières du système pour les modules « valorisation/élimination des boues » et hypothèses retenues

Frontières du système incinération/co-incinération

Les frontières du système de l'incinération/co-incinération (Figure 11) sont globalement identiques à la seule différence que dans le cas de l'incinération spécifique, les boues sont consommées sur le site même de la STEU alors que dans le cas de la co-incinération, les boues sont incinérées avec des ordures ménagères sur un autre site que la STEU. De ce fait, dans le cas de l'incinération spécifique des boues, il n'y aura pas de transport des boues.

En ce qui concerne les flux entrants dans ces deux systèmes, plusieurs paramètres sont pris en considération :

- Les émissions liées aux consommations électriques,
- Les émissions liées à la fabrication ainsi qu'au transport des consommables nécessaires au fonctionnement des fours à incinérer,
- Les émissions issues de la fabrication des matériaux de construction ainsi que celles issues du transport de ces matériaux. Les émissions générées par la construction de l'infrastructure (utilisation des machines, carburants) ne sont quant à elles pas comptabilisées.

Pendant l'incinération des boues, de la chaleur et de l'électricité sont produites. Celles-ci sont récupérées pour être réutilisées dans le procédé. Elles évitent ainsi la production d'une même quantité de chaleur et d'électricité par une source alternative. Ces flux sont appelés « produits évités ».

A la suite de l'incinération et de la co-incinération, deux co-produits sont formés : les REFIOM (Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération des Ordures Ménagères) et les mâchefers. Ces deux co-produits sont destinés à l'enfouissement en ISD de classe 1 (déchets dangereux). Les émissions liées aux transports de ces co-produits sont également prises en compte.

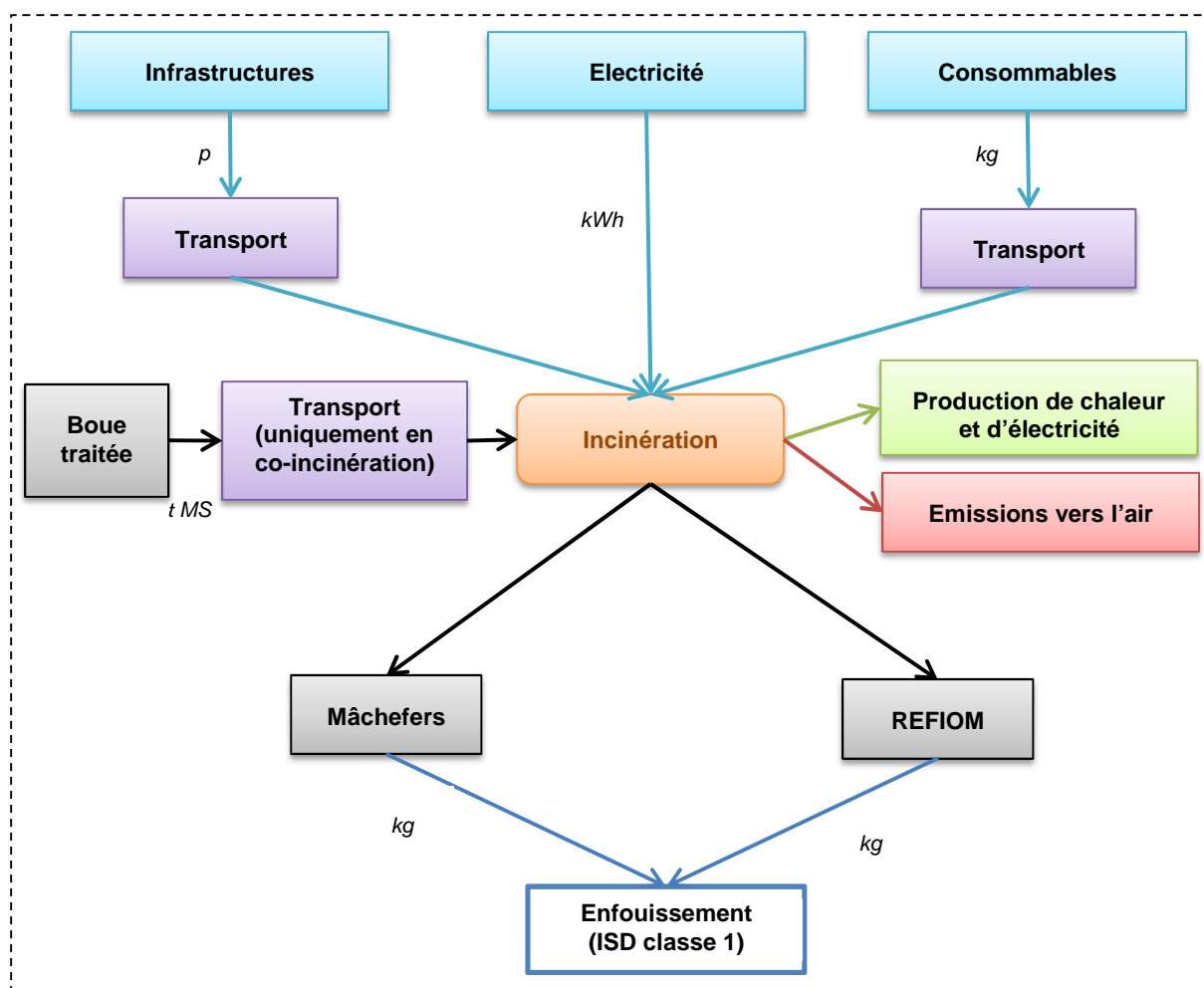


Figure 11 : Frontières du système - Incinération spécifique et co-incinération des boues

Frontières du système enfouissement en ISDND

Les boues stockées dans des ISDND le sont obligatoirement avec d'autres déchets tels que les déchets ménagers assimilés. Les boues ne représentent qu'une petite fraction du tonnage enfoui (1.3 %).

La durée de fonctionnement d'une ISD est d'environ 40 ans. Au cours des années, les fuites de lixiviat et de biogaz se font de plus en plus importantes due à l'usure des systèmes de collecte. Deux études ((Manfredi et Christensen, 2009) et (Damgaard, Manfredi et al., 2011)) ont permis de déterminer 4 périodes caractéristiques de la vie d'une ISDND. Le Tableau 9 ci-dessous montre pour chaque période le taux de collecte des lixiviats et du biogaz.

Tableau 9 : Propriétés des quatre périodes caractérisant la vie d'une ISDND

	% lixiviats collectés	% biogaz collecté
Période 1 (1 an)	95	0
Période 2 (10 ans)	95	90
Période 3 (40 ans)	70	90
Période 4 (100 ans)	0	0

Dans cette étude, une ISDND de 10 ans d'âge sera modélisée car cette période permet des taux de collecte des lixiviats et du biogaz optimum (95 et 90% respectivement).

Lors de l'enfouissement des boues (Figure 12), du biogaz est produit qui peut être ou non collecté selon l'âge de la décharge. Quand il est collecté, nous avons considéré un pourcentage de fuites de 10%. Une fois le biogaz collecté, celui-ci peut être :

- brûlé en torchère afin de transformer le méthane (CH_4) en dioxyde de carbone (CO_2) qui a un pouvoir de réchauffement global 25 fois inférieur au méthane,
- valorisé en chaudière ou en co-génération pour produire de la chaleur et/ou de l'électricité.

En parallèle, les eaux de pluie qui percolent à l'intérieur des déchets enfouis forment des lixiviats. La plupart de ces jus de décharge sont collectés, mais il existe des fuites, estimées à 5%. Dans le cas de cette ACV, le choix a été fait de considérer que l'ensemble des lixiviats collectés étaient traités en station d'épuration.

Ainsi, dans l'ACV de l'enfouissement des boues, les paramètres suivants seront comptabilisés :

- Le transport des boues de la STEU jusqu'à l'ISDND,
- Les consommations électriques et les consommations de carburant liées à la gestion du site,
- Les infrastructures,
- Les émissions liées aux fuites de biogaz,
- Les émissions liées à la combustion et/ou valorisation du biogaz,
- Les émissions dans l'eau liées aux fuites de lixiviats et au traitement de ces lixiviats.

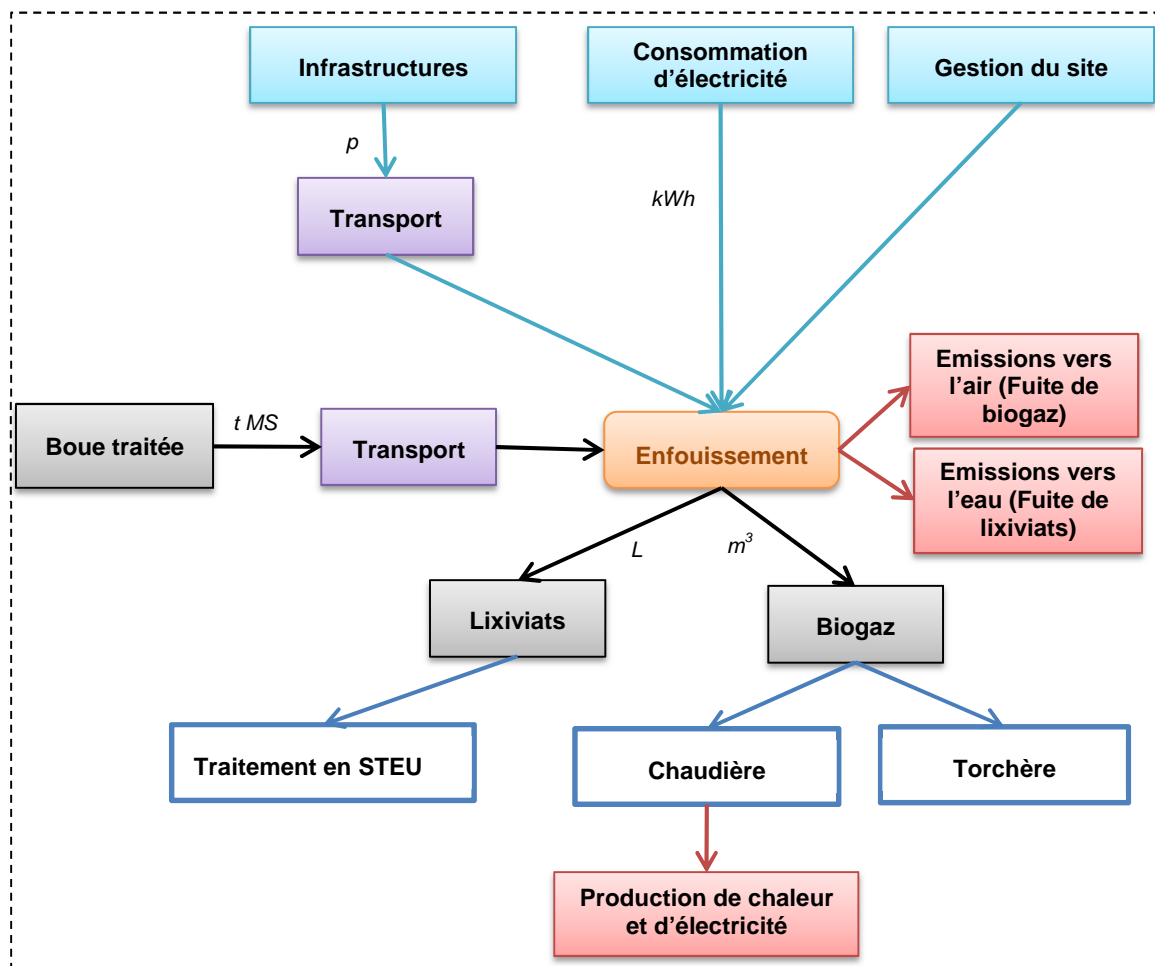


Figure 12 : Frontières du système - Enfouissement en ISD

Frontières du système épandage agricole

Le système « épandage » (Figure 13) est un peu plus complexe car certaines règles de substitution doivent être appliquées.

En effet, l'épandage d'une certaine quantité de boue d'épuration évite l'épandage d'une même quantité d'engrais minéraux en termes d'éléments nutritifs. On parle alors de produits évités.

Trois types d'engrais minéraux sont considérés dans ce système. Il s'agit de :

- Un engrais minéral azoté : l'ammonitrate
- Un engrais minéral phosphoré : le triple superphosphate
- Un engrais minéral potassique : le chlorure de potasse

En plus d'éviter un certain apport en engrais minéraux, les émissions liées à l'épandage de cette dose d'engrais sont également évitées. Ces émissions évitées concernent les émissions en protoxyde d'azote (N_2O), en ammoniac (NH_3), en nitrate (NO_3^-) et en pentoxyde de phosphore (P_2O_5)

Ainsi, le système « épandage » prendra en compte :

- Le transport de la boue de la STEU jusqu'au lieu de stockage (s'il existe) puis du lieu de stockage jusqu'au lieu d'épandage. Les boues liquides ne sont en général pas stockées avant épandage, c'est pourquoi on considèrera un transport direct de la STEU jusqu'au lieu d'épandage.
- Les infrastructures liées au stockage de la boue avant épandage
- Le matériel agricole, tracteur et épandeur (détaillé ci-dessous)
- Les émissions liées à l'abrasion des pneus lors de la phase d'épandage
- Les émissions post-épandage liées à l'épandage des boues
- Les produits évités liés à la non-fabrication d'une certaine quantité d'engrais minéraux
- Les émissions évitées liées à la non-utilisation d'une certaine quantité d'engrais minéraux

Une partie du tracteur et de l'épandeur est allouée à l'épandage des boues. Cette allocation s'exprime en quantité de machine (kg) nécessaire pour l'épandage d'une tonne de matière sèche et a été calculée à partir des données expérimentales du projet Ecodefi (Pradel, 2010). Les éléments pris en compte dans l'étude sont l'utilisation des ressources pour la fabrication du matériel agricole, la maintenance et la réparation, l'élimination du matériel en fin de vie ainsi que les émissions liées à la combustion du carburant dans le tracteur.

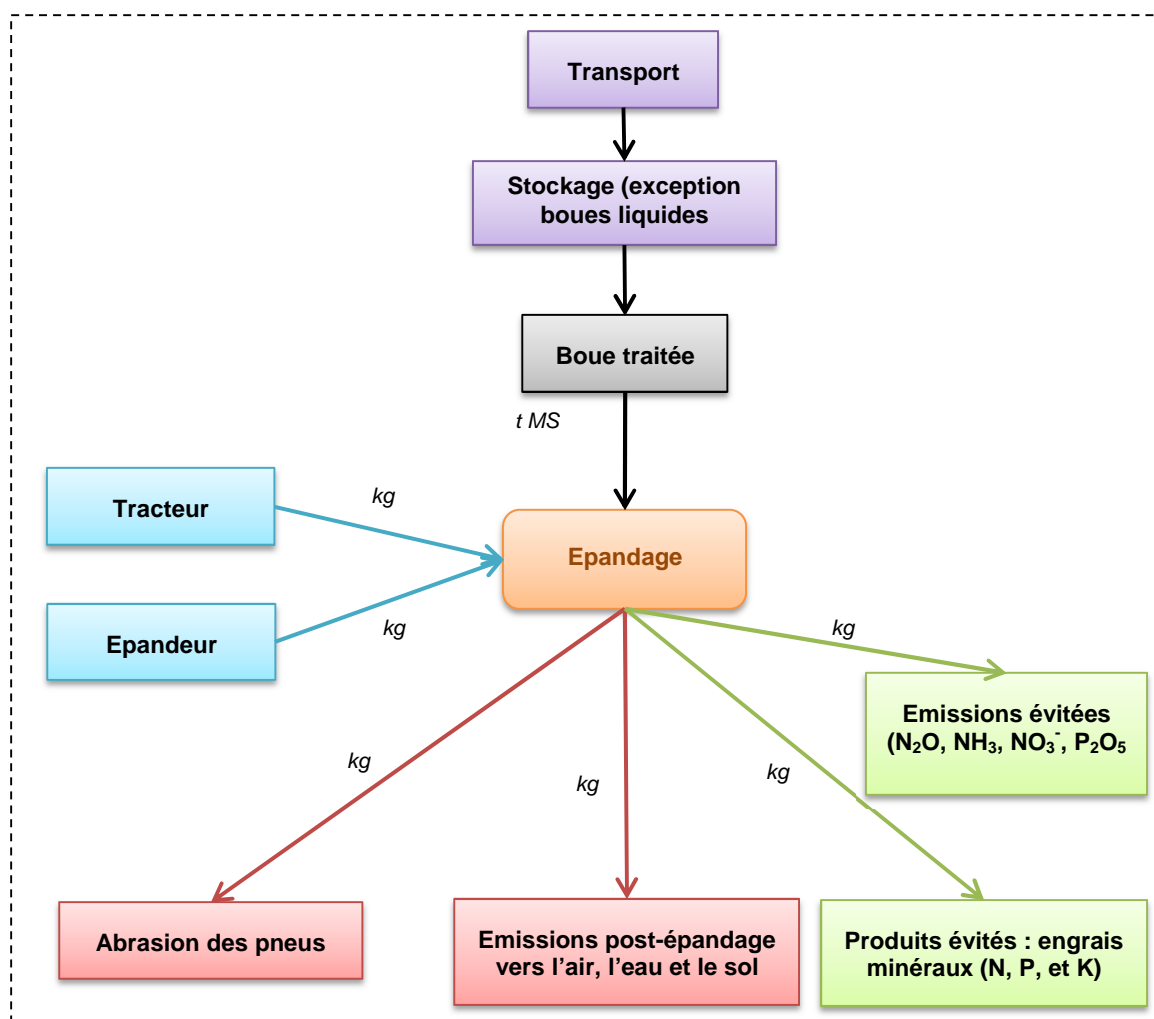


Figure 13 : Frontières du système : Epandage

4.3 Définition des scénarios

Il existe une multitude de filières possibles pour traiter et valoriser/éliminer les boues issues du traitement des eaux usées. La modélisation de ces filières peut être réalisée par l'assemblage des modules et des sous-modules présentés au chapitre précédent.

Analyser l'ensemble des filières existantes sur le territoire national n'étant pas possible dans le cadre de cette étude, nous avons fait le choix de travailler sur les filières les plus représentatives. Ainsi un certain nombre de scénarios ont été créés en sélectionnant les filières de traitement et de valorisation les plus fréquentes en France et en fonction des données qui ont pu être collectées dans la littérature lors des inventaires du cycle de vie.

Le choix des scénarios présentés dans cette étude a été réalisé en s'inspirant de la répartition des quantités de boues évacuées par filière de traitement des boues en France en 2007 (Tableau 10) (Reverdy et Pradel, 2010) et en utilisant les modules où il existe le plus de données. Par ailleurs, une étude (Girault, Tosoni et al., 2014) a permis la détermination des techniques de déshydratation des boues les plus fréquentes en France. Elle a révélé que plus de 68% des boues étaient déshydratées par centrifugation, 23% par filtre-pressé et 9% par filtre à bandes. Ainsi, nous avons privilégié l'utilisation d'une centrifugation des boues dans la construction des scénarios sans négliger les autres techniques.

Les différents scénarios modélisés sont présentés dans la Figure 14. Au total, 9 scénarios ont été modélisés.

Tableau 10 : Répartition des quantités de boues évacuées par filière de traitement des boues en France en 2007 (Reverdy et Pradel, 2011).

Nature des boues	Traitement	Epandage	Compostage puis épandage	Incinération	Décharge	Autres	TOTAL
<i>Liquides</i>	Aucun	2,15%	0,35%	0,10%	0,03%	0,05%	2,7%
	Stabilisation	0,03%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,0%
	Epaississement	2,78%	1,02%	0,21%	0,14%	0,19%	4,3%
	Epaississement + Stabilisation	0,54%	0,62%	0,14%	0,00%	0,22%	1,5%
<i>Liquides à pâteuses</i>	Déshydratation naturelle	1,18%	0,33%	0,08%	0,05%	0,06%	1,7%
<i>Pâteuses ou solides</i>	Epaississement + Déshydratation	24,16%	19,64%	9,04%	17,92%	0,34%	71,1%
	Epaississement + Stabilisation + Déshydratation	2,52%	1,72%	0,35%	0,93%	0,02%	5,5%
	Epaississement + Déshydratation + Stabilisation	6,31%	0,48%	0,71%	1,01%	0,00%	8,5%
	Epaississement + Stabilisation + Déshydratation + Stabilisation	0,28%	0,03%	0,24%	0,18%	0,00%	0,7%
	Déshydratation + Stabilisation	0,09%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,1%
	Epaississement + Déshydratation mécanique + Déshydratation naturelle	0,72%	0,18%	0,02%	0,28%	0,00%	1,2%
	Epaississement + Stabilisation + Déshydratation mécanique + Déshydratation naturelle	0,03%	0,09%	0,09%	0,00%	0,04%	0,3%
<i>Sèches</i>	Epaississement + Déshydratation + Séchage	1,47%	0,22%	0,09%	0,55%	0,00%	2,3%
TOTAL		42,26%	24,68%	11,08%	21,09%	0,92%	100%

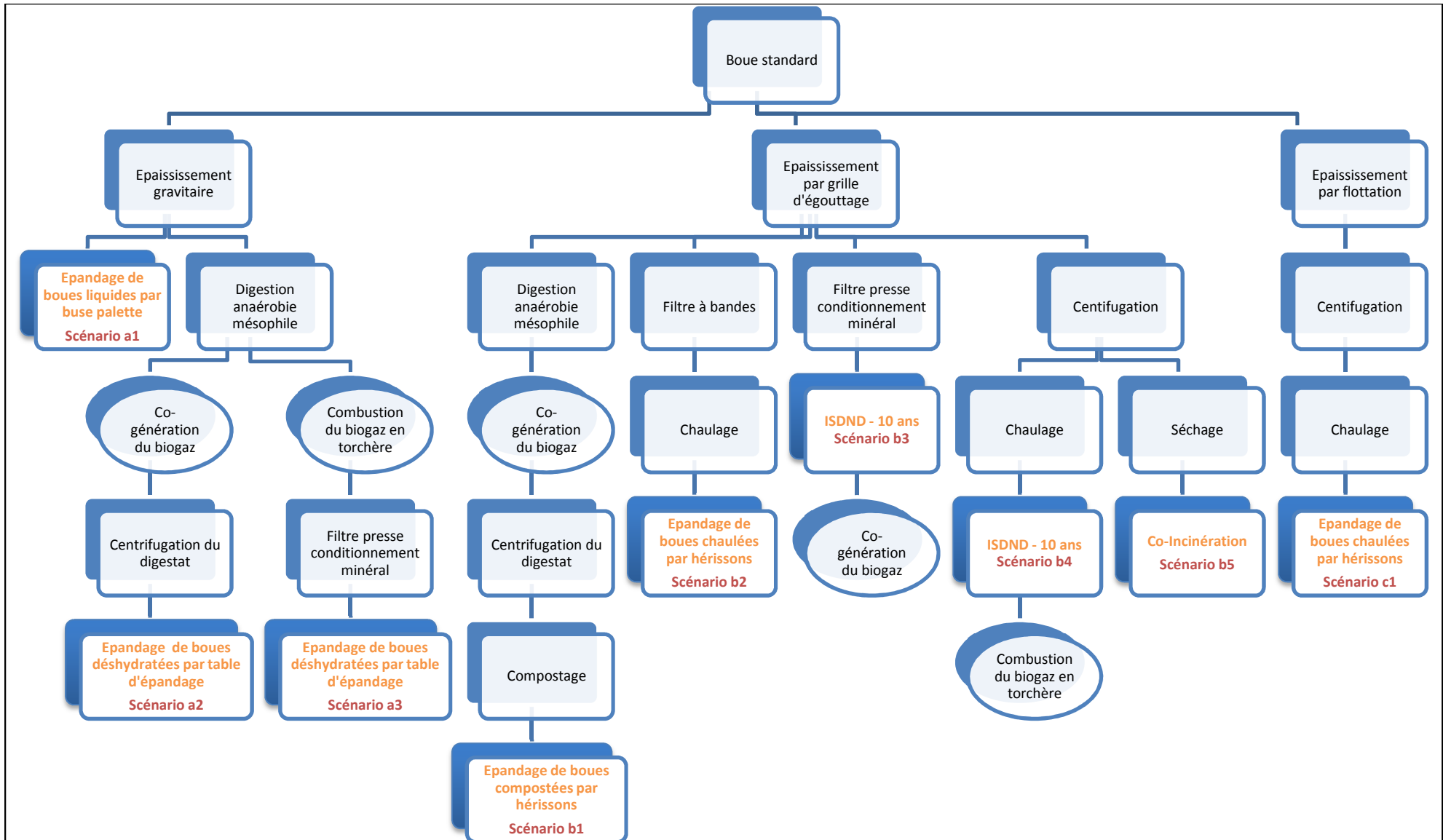


Figure 14 : Arbre des différents scénarios modélisés

5. Inventaires du cycle de vie

5.1 Méthodologie et hypothèses retenues pour les inventaires

Dans le cadre de cette ACV, la collecte des données d'inventaire a été réalisée pour chaque module et sous-module. Les données sont issues de la littérature et des bases de données Ecolnvent v2. Une fois les données collectées, celles-ci ont été harmonisées au niveau des unités et des valeurs à conserver, c'est-à-dire ramenées à l'unité fonctionnelle définie (la tonne de matière sèche de boue).

Le présent rapport ne présente que les ICV pour les modules présents dans les scénarios analysés. La totalité des ICV qui ont été réalisés est présentée en Annexe 2 et dans les fichiers informatiques fournis en complément de ce rapport. Pour les différentes étapes du traitement des boues, des hypothèses ont été formulées sur les infrastructures utilisées. Les données utilisées sont issues d'un précédent rapport portant sur le projet ^oE₃TABoues (Reverdy et Pradel, 2011). Afin de pouvoir utiliser ces dernières, initialement exprimées en tonnes de matières brutes, nous avons fait des hypothèses sur les siccités des boues en entrée de chaque module afin de les convertir en tonne de MS (notre unité fonctionnelle). Les hypothèses sur les siccités choisies sont récapitulées dans le Tableau 11.

Tableau 11 : Récapitulatif des hypothèses relatives à la modélisation des infrastructures

Procédé	Nature de la boue en entrée	Siccité choisie (kg MS / t MB)	Hypothèses / Commentaire
Stockage	Boue brute standard	37.33	
Epaississement	Boue brute standard	37.33	Valable pour l'épaississement statique, par flottation, par table, et grille d'égouttage et le conditionnement chimique avant épaississement
Déshydratation	Boue digérée anaérobie	32.65	Valable pour la déshydratation par centrifugation, filtre à bandes et filtre-presses et le conditionnement chimique avant déshydratation. Valeur calculée en faisant la moyenne des siccités des boues digérées anaérobies
Chaulage	Boue déshydratée	256.19	Valeur calculée en faisant la moyenne des siccités de tous les types de boues déshydratées par les quatre types de technologies possibles
Digestion aérobie	Boue déshydratée	256.19	Valeur calculée en faisant la moyenne des siccités de tous les types de boues déshydratées par les quatre types de technologies possibles
Compostage	Boue digérée anaérobie	32.65	Valeur calculée en faisant la moyenne des siccités des boues digérées anaérobies
	Boue déshydratée	256.19	Valeur calculée en faisant la moyenne des siccités de tous les types de boues déshydratées par les quatre types de technologies possibles
	Boue séchée	864.62	Valeur calculée en faisant la moyenne des siccités de tous les types de boues séchées
Digestion anaérobie	Boue brute épaissie	396.42 Nm ³ / t MS	Valeurs disponibles et calculées dans GESTABOUES en fonction de la quantité de biogaz produit sur la durée de vie de l'infrastructure : utilisation de la production spécifique de biogaz (moyenne entre boue brute et boue épaissie)

Procédé	Nature de la boue en entrée	Siccité choisie (kg MS / t MB)	Hypothèses / Commentaire
Séchage thermique	Boue digérée anaérobie	32.65	Plus rare que le séchage de boue déshydratée mais existe dans la littérature (Walter, 2006) (Ademe, 2011)
	Boue déshydratée	256.19	Valeur calculée en faisant la moyenne des siccités de tous les types de boues déshydratées par les quatre types de technologies possibles
Séchage solaire	Boue déshydratée	256.19	Valeur calculée en faisant la moyenne des siccités de tous les types de boues déshydratées par les quatre types de technologies possibles

Des arbres des procédés ont été construits pour les neuf scénarios. Ils permettent la mise en évidence des relations existantes entre chaque module et sous-module, et reflètent la manière dont ces scénarios ont été modélisés sous SimaPro®. Les arbres des procédés sont illustrés de la Figure 15 à la Figure 23 ci-dessous. Des arbres des procédés plus détaillés seront également créés pour les systèmes plus complexes. Une fiche ICV est reliée à chaque module encadré en vert et renvoie au paragraphe détaillant ce dernier.

➤ **Arbre des procédés du scénario a1**

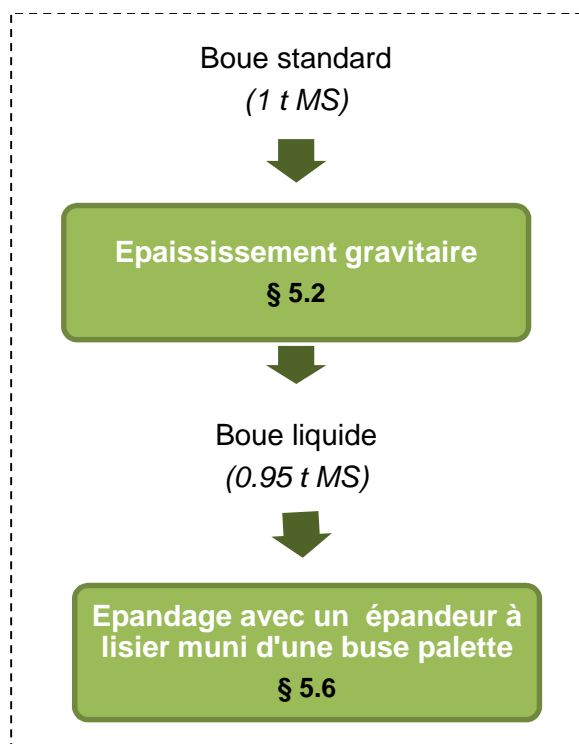


Figure 15 : Arbre des procédés du scénario a1

➤ Arbre des procédés du scénario a2

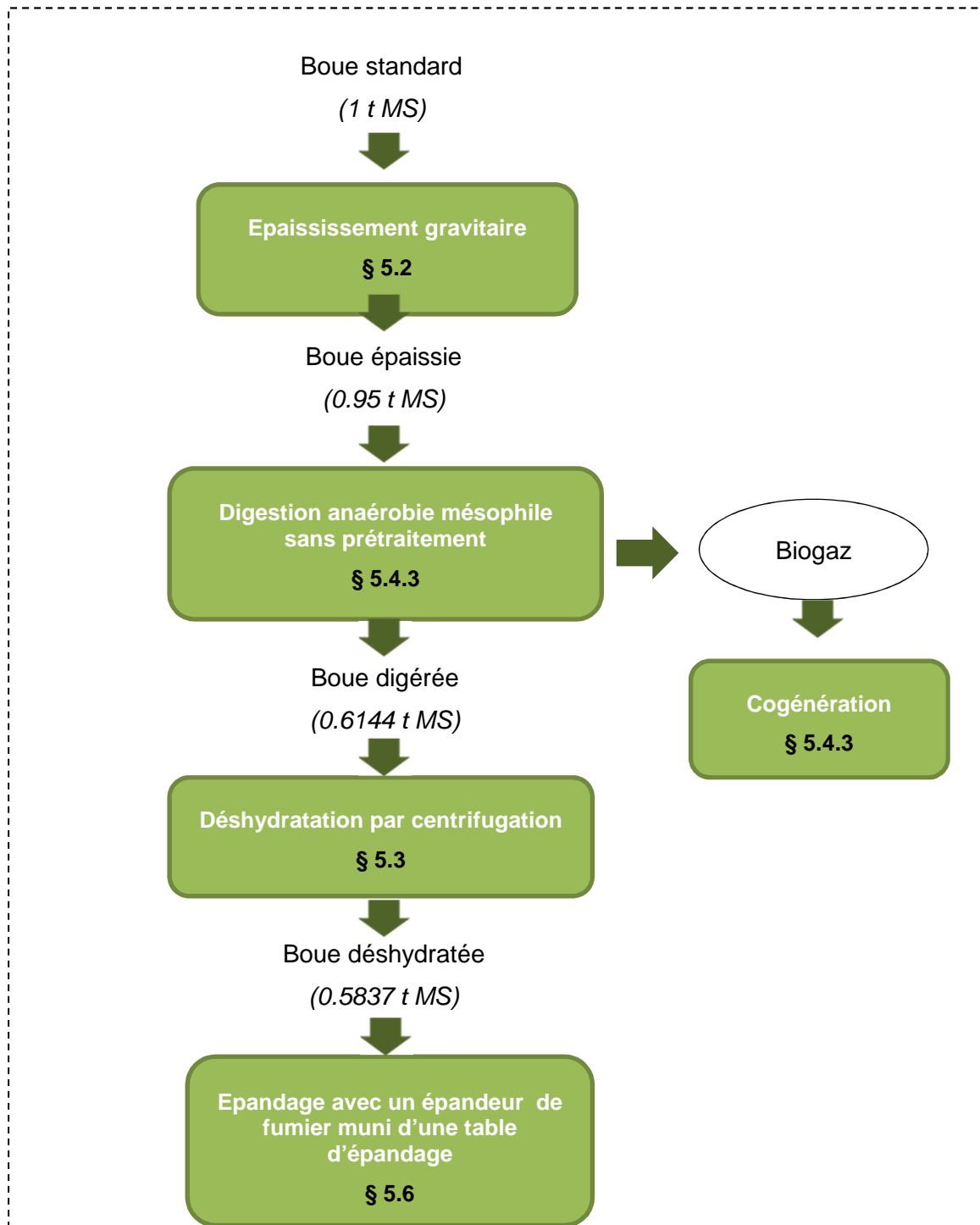


Figure 16 : Arbre des procédés du scénario a2

➤ **Arbre des procédés du scénario a3**

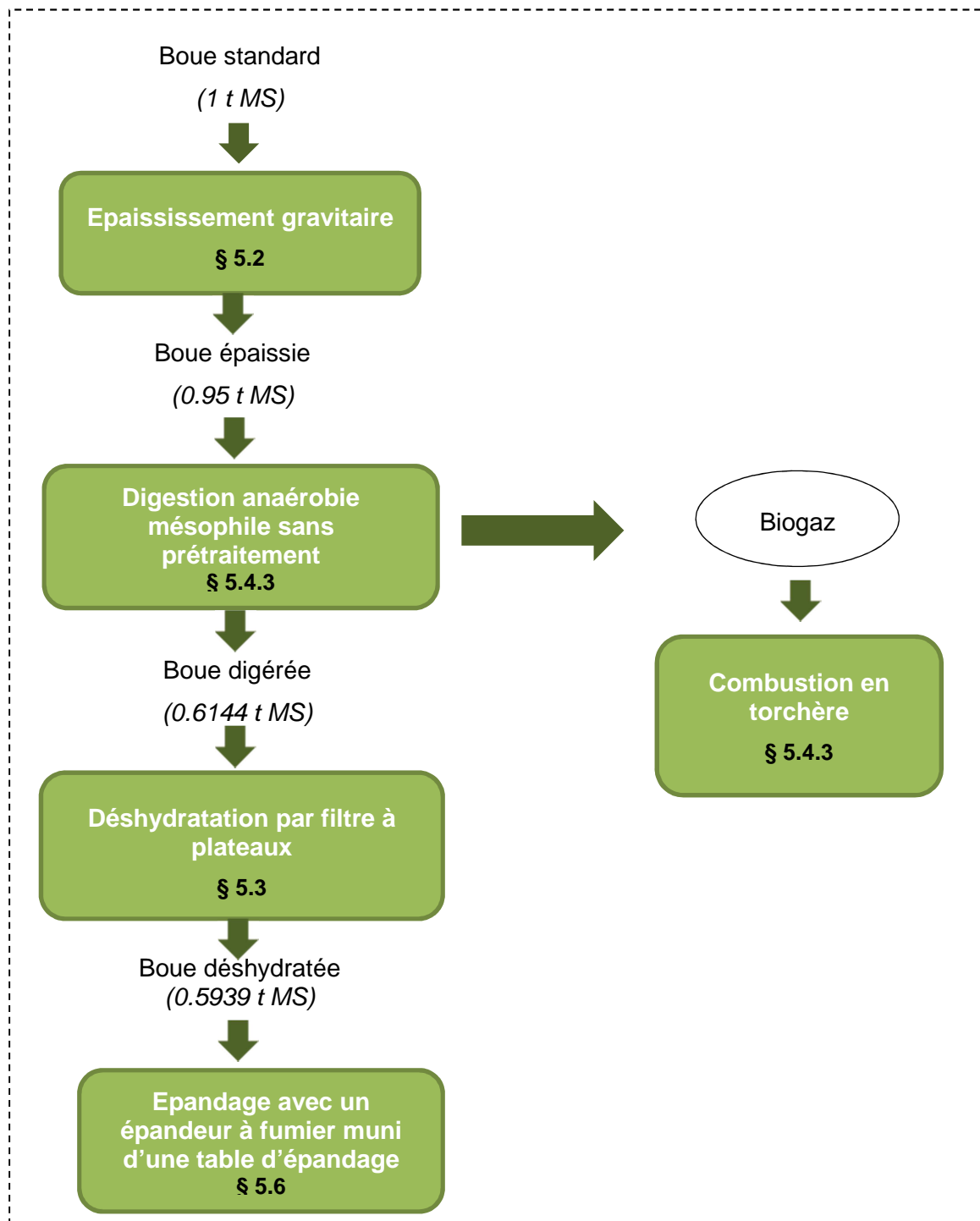


Figure 17 : Arbre des procédés du scénario a3

➤ **Arbre des procédés du scénario b1**

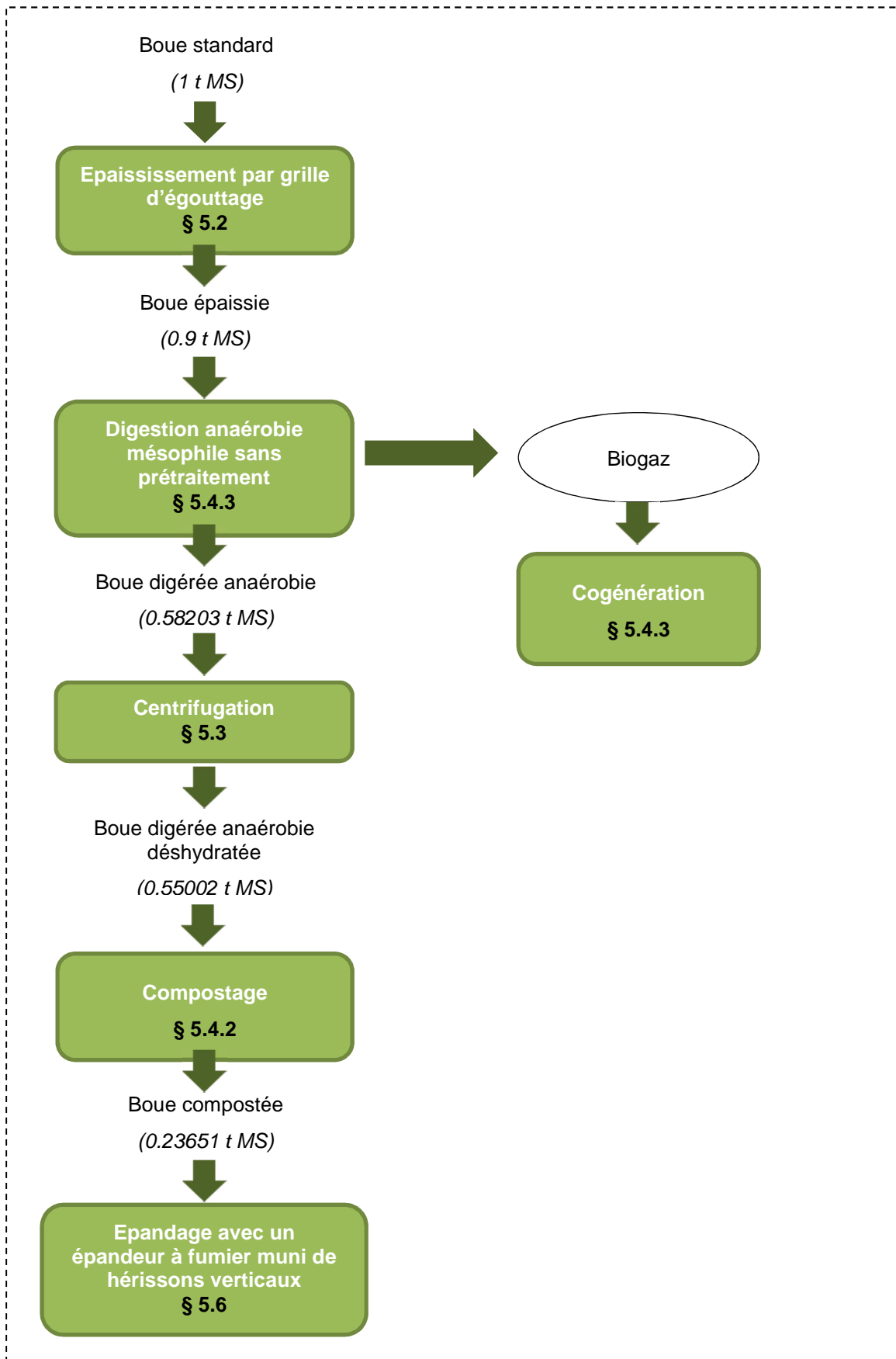


Figure 18 : Arbre des procédés du scénario b1

➤ Arbre des procédés du scénario b2

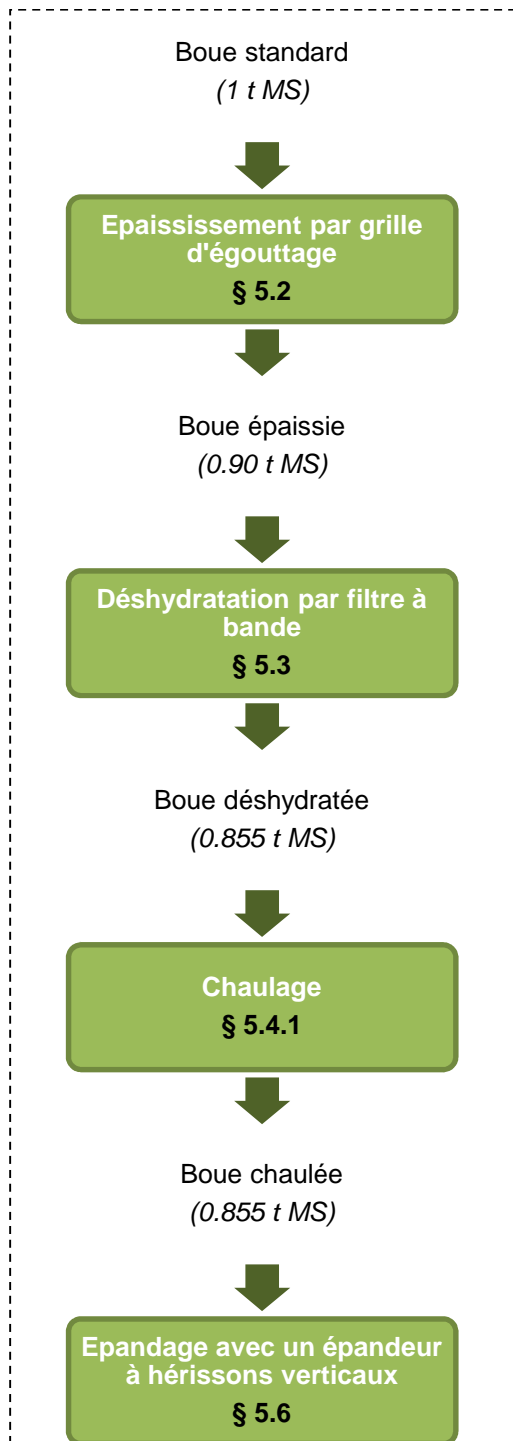


Figure 19 : Arbres de procédés du scénario b2

➤ Arbre des procédés du scénario b3

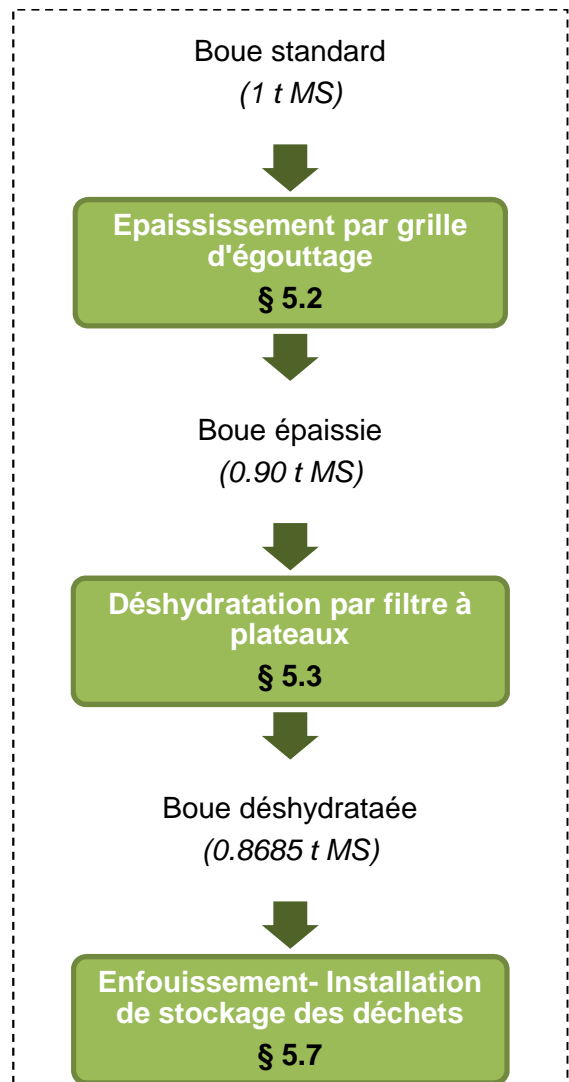


Figure 20 : Arbre des procédés du scénario b3

➤ **Arbre des procédés du scénario b4**

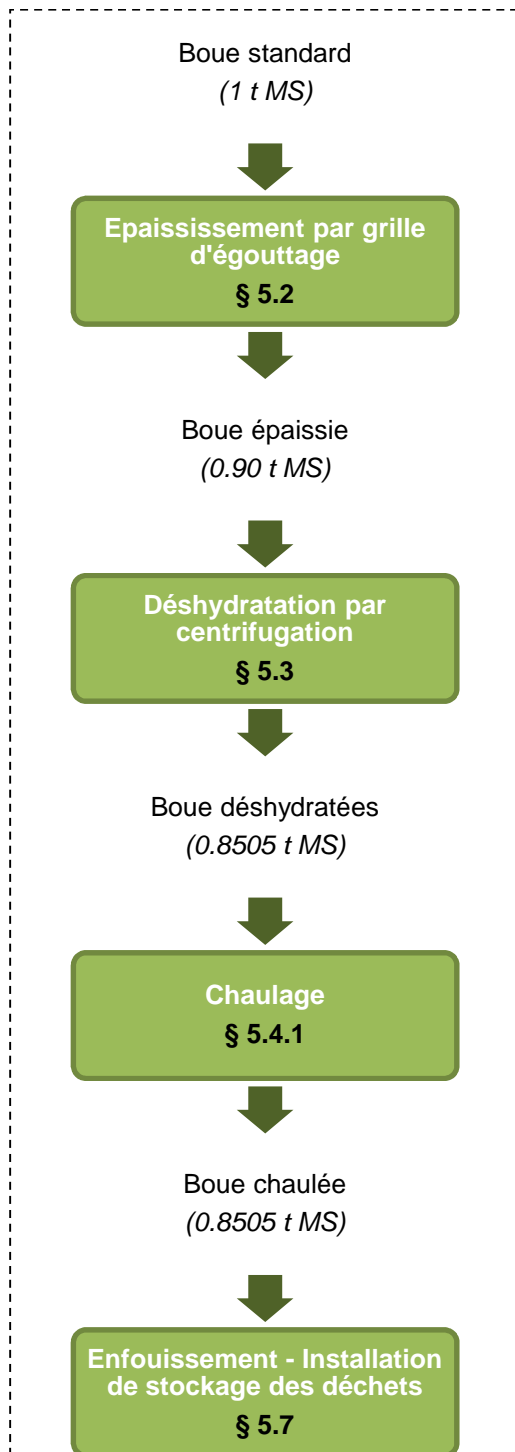


Figure 21 : Arbre des procédés du scénario b4

➤ **Arbre des procédés du scénario b5**

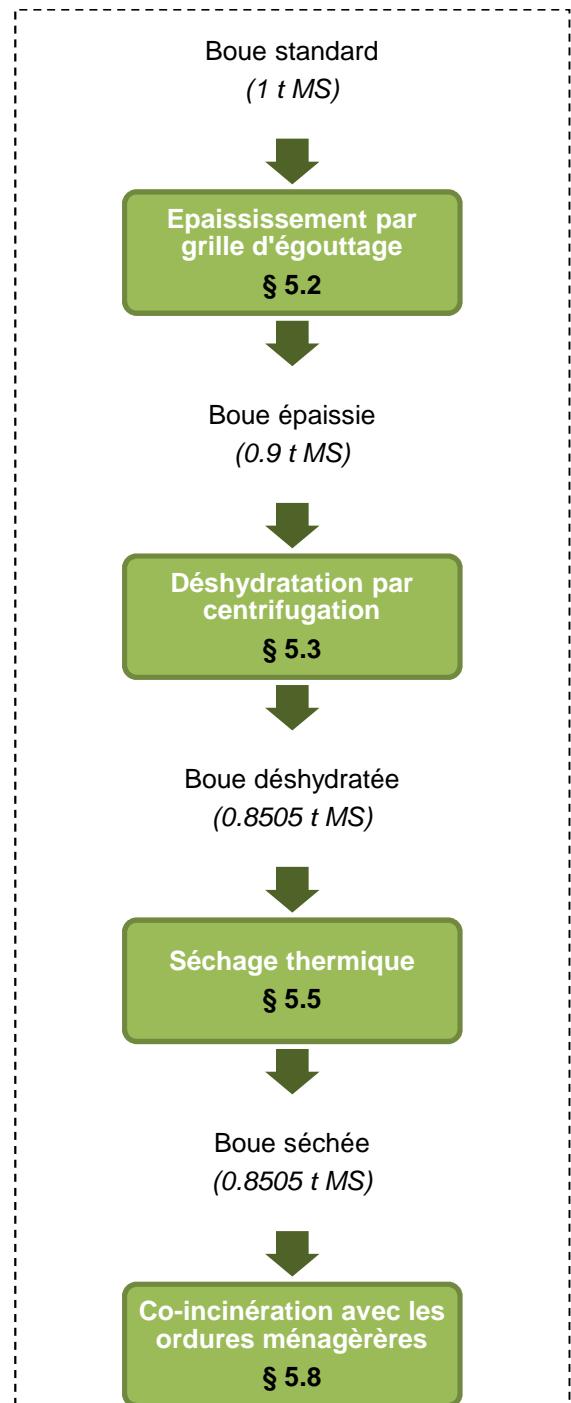


Figure 22 : Arbre des procédés du scénario b5

➤ **Arbre des procédés du scénario c1**

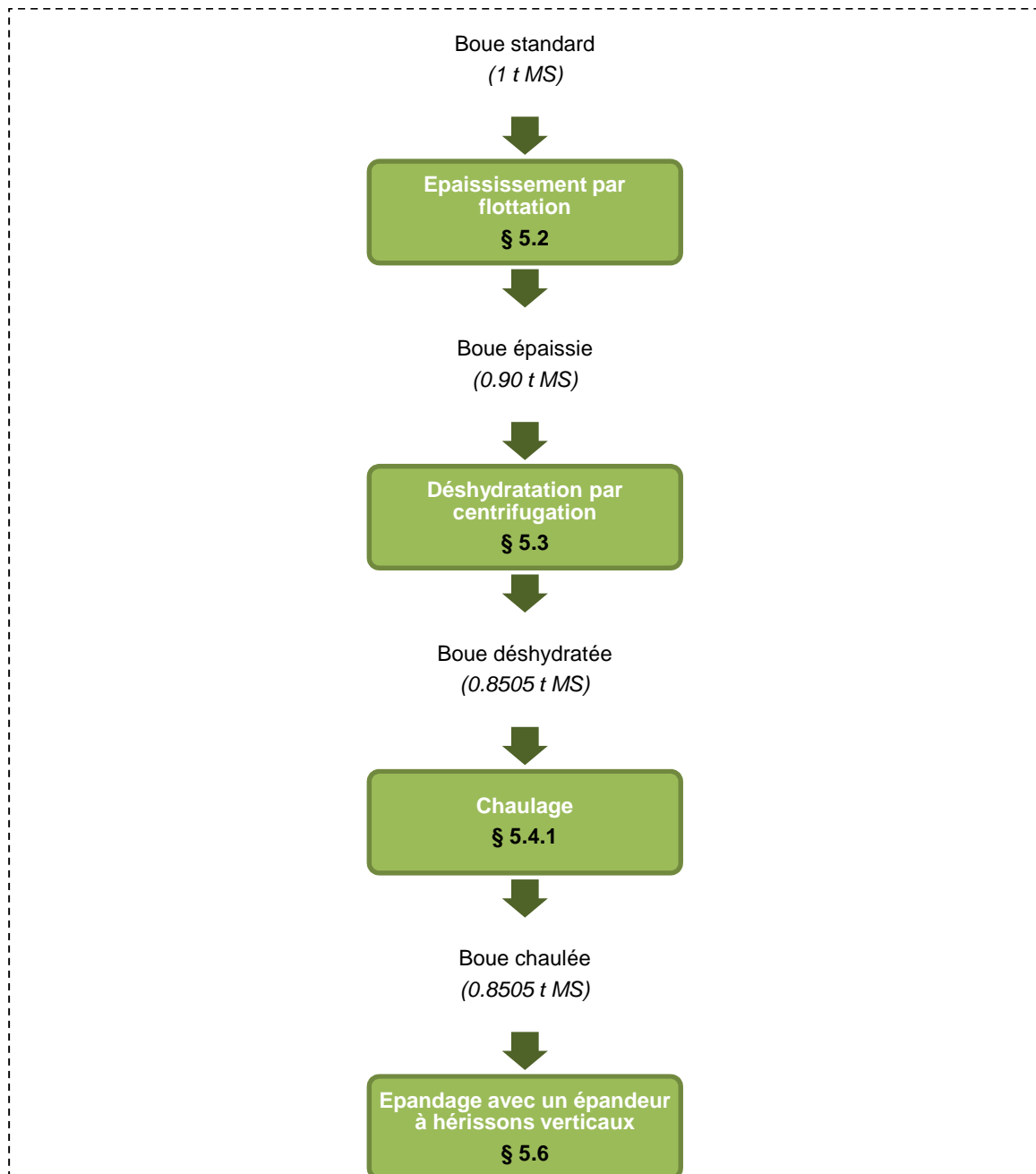


Figure 23 : Arbres de procédés du scénario c1

5.2 Module épaissement

Trois types d'épassements ont été modélisés dans les scénarios : l'épassement gravitaire, la grille d'égouttage et la flottation. Le Tableau 12 présente les ICV des différents épassements modélisés. Tous les inventaires sont ramenés à l'unité fonctionnelle choisie : la tonne de matières sèches (MS) de boue traitée et évacuée.

Tableau 12 : Inventaire du Cycle de Vie des sous-modules épassement

			Epaissement gravitaire	Grille d'égouttage	Flottation
Eléments	Nom SimaPro	Unité	<i>Boue standard</i>	<i>Boue standard</i>	<i>Boue standard</i>
Inputs					
Boue		<i>ton</i>	1.00	1.00	1.00
Consommation électrique	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	<i>kWh</i>	10.00	33.00	115
Conditionnement chimique	Methyl methacrylate, at plant/RER U	<i>kg</i>		2.71	0.20
Infrastructures 1/Conditionnement chimique et 2/épaisseur		<i>p⁸</i>		1.63E-06	1.63E-06
		<i>p</i>	8.15467E-07	1.63E-06	8.64E-07
Emissions vers l'air					
Méthane (biogénique) (CH ₄)	Methane, biogenic	<i>kg</i>	3.50		
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	<i>kg</i>	0.70		

5.3 Module déshydratation

Trois types de déshydratation ont été modélisés dans les scénarios : la centrifugation, le filtre-pressé et le filtre à bande. Le Tableau 13 présente les ICV des différentes déshydratations modélisées.

La déshydratation par filtre-pressé peut faire appel à deux natures de conditionnement :

- Le conditionnement organique avec du méthyl méthacrylate (en violet)
- Le conditionnement minéral avec des chlorures de fer et de la chaux (en vert).

Dans cette ICV les deux types de conditionnements sont présentés, mais dans les scénarios modélisés plus loin, seul le conditionnement minéral sera utilisé.

⁸ P = 1 pièce = 1 élément= elle traduit la quantité d'ouvrage, d'infrastructure ou encore de matériel nécessaire pour mettre en œuvre l'unité fonctionnelle

Tableau 13 : Inventaire du Cycle de Vie de la déshydratation par centrifugation

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Centrifugation		Filtre-presse		Filtre à bande	
			Boue standard	Boue digérée anaérobie	Boue standard	Boue digérée anaérobie	Boue standard	Boue digérée anaérobie
Inputs								
Boue		ton	1.00		1.00		1.00	
Consommation électrique	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	65.80	50.33	37.00		34.36	35.50
Conditionnement chimique organique Polymères	Methyl methacrylate, at plant/RER U	kg	5.78	6.65	5.00	6.00	5.50	5.00
Conditionnement chimique minéral FeCl ₃ + Ca(OH) ₂	Iron (III) chloride, 40% in H ₂ O, at plant/CH U	kg			57.50	60.00		
	Lime, hydrated, packed, at plant/CH U	kg			236.88	220.00		
Infrastructure 1/Ouvrage de déshydratation et 2/Conditionnement chimique		p	1.49E-04		1.49E-04		1.49E-04	
		p	1.49E-04		1.49E-04		1.49E-04	
Emissions vers l'air								
Méthane (biogénique) (CH ₄)	Methane, biogenic	kg	12.33					
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	kg	0.77					

5.4 Module stabilisation

5.4.1 Sous-module Chaulage

Tableau 14 : Inventaire du Cycle de Vie du chaulage

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Boue standard	Boue déshydratée
Inputs				
Boue		ton	1	
Consommation d'électricité	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	43.00	
Consommation de chaux	Lime B250	kg	238.10	279.62
Infrastructure (ouvrage dédié au chaulage)		p	5.94E-05	
Emissions vers l'air				
Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	kg	2.09	

5.4.2 Sous-module compostage

Lors de l'ICV du compostage, les données collectées sur les consommations en électricité et les émissions de méthane (CH₄) et de protoxyde d'azote (N₂O) étaient exprimées par tonne de matière brute. Afin de les exprimer par tonne de matière sèche, les siccités choisies pour les conversions sont les mêmes que celles utilisées pour les infrastructures.

Les infrastructures du compostage comptabilisent les machines mobiles et stationnaires. Le procédé de compostage d'1 tonne de matière sèche devra donc faire appel à du combustible pour le fonctionnement des machines. C'est le processus « Diesel at regional storage / RER U » qui est utilisé comme combustible. Cependant, dans ce processus les émissions dues à la combustion du diesel ne sont pas prises en compte. Celles-ci sont modélisées dans un processus à part « Emissions combustion diesel/RER U » et proviennent du rapport n°15 EcoInvent (Nemecek et Kägi, 2007).

Emissions liées au processus de compostage

Tableau 15 : Inventaire du Cycle de Vie du compostage

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Boue digérée anaérobie déshydratée	Boue déshydratée
Inputs				
Boue		ton	1	
Consommation d'électricité	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	65.99	62.34
Consommation de carburant	Diesel, at regional storage/RER U	kg	7.85	7.42
Infrastructure (plateforme de compostage)	Compost plant, open/FR I U	p	1.56E-05	1.56E-05

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Boue digérée anaérobie déshydratée	Boue déshydratée
Emissions vers l'air				
Dioxyde de carbone (biogénique) (CO ₂)	Carbon dioxide, biogenic	kg	635	
Méthane (biogénique) (CH ₄)	Methane, biogenic	kg	14.26	13.47
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	kg	1.45	1.36
Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	kg	4.49	
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	Hydrogen sulfide	kg	0.05	
Hydrocarbures aromatiques	Aromatic hydrocarbon (solvent)	kg	0.003	
Composés organiques volatiles total	Volatile organic compound total	kg	1.50	
Composés organiques volatiles avec du soufre S	Volatile organic compound with S	kg	0.05	
Composés organiques volatiles avec de l'azote N	Volatile organic compound with N	kg	0.05	
Composés organiques volatiles avec du chlore CL	Volatile organic compound with Cl	kg	0.0002	

Détail des émissions liées à la combustion du diesel

Tableau 16 : Inventaire du cycle de vie des émissions liées à la combustion du diesel

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Valeur
Inputs			
Consommation de carburant	Diesel, at regional storage/RER U	kg	1
Emissions vers l'air			
Dioxyde de carbone (fossile) (CO ₂)	Carbon dioxide, fossil	g	3120.00
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Sulfur dioxide	g	1.01
Méthane (fossile) (CH ₄)	Methane, fossil	g	1.29E-01
Benzène (C ₆ H ₆)	Benzene	g	7.30E-03
Cadmium (Cd)	Cadmium	g	1.00E-05
Chrome (Cr)	Chromium	g	5.00E-05
Cuivre (Cu)	Copper	g	1.70E-03
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	g	1.20E-01
Nickel (Ni)	Nickel	g	7.00E-05
Zinc (Zn)	Zinc	g	1.00E-03
Benzo(a)pyrene	Benzo(a)pyrene	g	3.00E-05
Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	g	2.00E-02
Selenium (Se)	Selenium	g	1.00E-05
Benzo(a)anthracene		g	8.00E-05
Benzo(b)fluoranthene		g	5.00E-05
Chrysene		g	2.00E-04
Dibenz(a,h)anthracene		g	1.00E-05
Fluoranthene		g	4.50E-04
Phenanthrene		g	2.50E-03

5.4.3 *Sous-module digestion anaérobie*

La digestion anaérobie présentée dans cet ICV est une digestion anaérobie mésophile sans prétraitement préalable des boues (excepté un épaissement). 2% du biogaz produit s'échappe par des fuites et est directement relargué dans l'atmosphère.

Les 98% du biogaz qui sont captés sont soit brûlés en torchère, soit valorisés dans un système de cogénération.

Le Tableau 17 ci-dessous récapitule les hypothèses faites pour la digestion anaérobie ainsi que les calculs qui en découlent.

Tableau 17 : Hypothèses retenues pour le sous-module de la digestion anaérobie

	Unité	Boue épaissie
Production spécifique de biogaz	$Nm^3/t MS$	413.11
Fuite vers l'atmosphère	%	2
Quantité de biogaz récupéré	$Nm^3/t MS$	404.85
PCI du biogaz	kWh/Nm^3	5.84
	MJ/Nm^3	21.02
Rendement électrique de la cogénération	%	29
Rendement thermique de la cogénération	%	46.67
Energie thermique produite par la cogénération	$MJ/t MS$	3971.15
Energie électrique produite par la cogénération	$kWh/t MS$	685.65

Afin de mieux comprendre le lien et la façon dont est modélisé le système « Digestion Anaérobie » complet, un arbre des procédés plus détaillé est illustré dans la Figure 24 ci-après.

Pour chaque procédé encadré en vert, un inventaire a été réalisé.

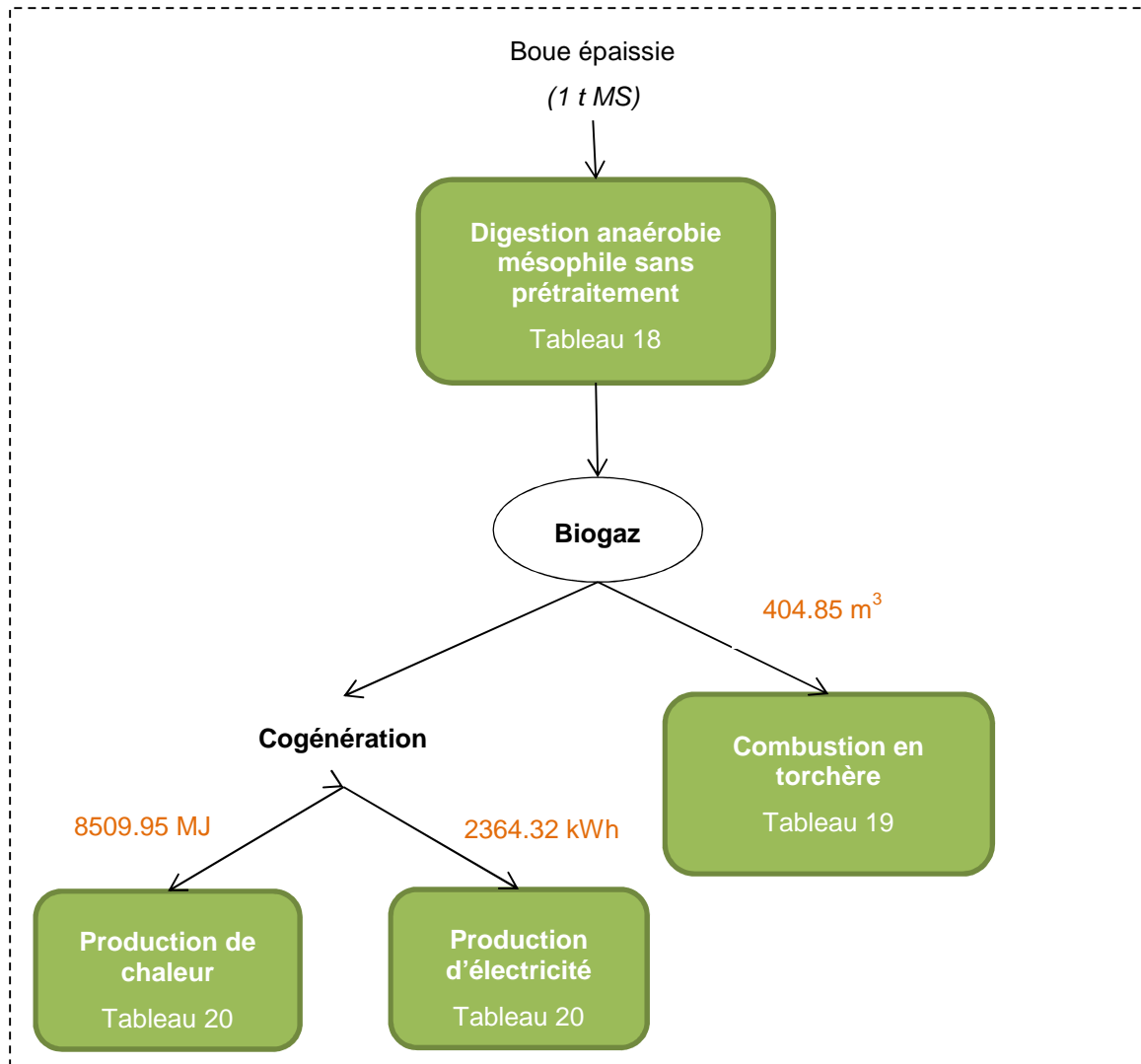


Figure 24 : Arbre des procédés de la digestion anaérobie mésophile sans prétraitement

Emissions liées au processus de digestion anaérobie

Tableau 18 : Inventaire du Cycle de Vie de la digestion anaérobie

Digestion anaérobie mésophile sans prétraitement				
Éléments	Nom SimaPro	Unité	Boue standard	Boue épaisse
Inputs				
Boue		ton	1.00	
Consommation d'électricité	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	1029.22	1282.00
Consommation de chaleur	Heat natural gas, at boiler condensing modulating > 100 kW/RER U	MJ	1110.15	1440.00
Infrastructure (ouvrage de digestion anaérobie)	Anaerobic digestion plant, sewage sludge/CH I U	p	1.45E-05	

Digestion anaérobie mésophile sans prétraitement (suite)				
Eléments	Nom SimaPro	Unité	Boue standard	Boue épaissie
Emissions vers l'air (2% de fuites de biogaz)				
Méthane (biogénique) (CH ₄)	Methane, biogenic	kg	3.33	3.24
Dioxyde de carbone (biogénique) (CO ₂)	Carbon dioxide, biogenic	kg	4.85	5.13
Azote (gaz) (N ₂)	Dinitrogen	g	196.70	213.99
Monoxyde de carbone (CO)	Carbon monoxide	g	0.17	0.18
Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	g	0.00	0.00
Oxydes d'azote (NO _x)	Nitrogen oxide	g	0.42	0.46
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	Hydrogen sulfide	g	23.85	25.94
Soufre (S)	Sulfur	g	14.73	16.03
Acide sulfurique	Sulfuric acid	g	1.67	1.82
Oxygène (O ₂)	Dioxygen	g	102.83	111.87
Eau (H ₂ O)	Water	g	584.79	636.19
Dihydrogène (H ₂)	Dihydrogen	g	12.91	14.05
Chlorure d'hydrogène (HCl)	Hydrogen chloride	mg	428.03	465.66
Fluorure d'hydrogène (HF)	Hydrogen fluoride	mg	190.02	206.72
Limonène, di		mg	90.76	98.73
Pinène, a		mg	25.06	27.27
Pinène, b		mg	7.67	8.34
Camphène		mg	16.56	18.01
Terpinène, g		mg	7.97	8.68
Diméthyl ou méthyl disulfure		mg	0.17	0.18
Disulfure de carbone		mg	0.41	0.45
Méthyl propyl disulfure		mg	0.08	0.08
Oxysulfure de carbone		mg	1.28	1.39
Methanethiol		mg	0.14	0.16
Penthanethiol		mg	0.44	0.48
Thiophène		mg	0.24	0.26
Dipropyl trisulfure		mg	4.78	5.21
2-Méthyl thiophène		mg	0.27	0.29
Ethylmercaptan		mg	0.60	0.66
Diethyl sulfure		mg	0.04	0.04
1-Propanthiol		mg	4.97	5.41
2-Propanethiol		mg	22.77	24.77
2-Méthylthiol propane		mg	0.04	0.04
1-Méthylthiol propane		mg	0.04	0.04
Isobutyl mercaptan		mg	0.04	0.04
Terbutyl mercaptan		mg	0.60	0.65
1-Butanethiol		mg	0.04	0.04

Digestion anaérobie mésophile sans prétraitement (suite)			
Nom SimaPro	Unité	<i>Boue standard</i>	<i>Boue épaissie</i>
Emissions vers l'air (2% de fuites de biogaz) suite			
2-Butanethiol	mg	0.37	0.40
Dichloro méthane	mg	1.14	1.24
Trichloro méthane	mg	0.76	0.83
1,2 Dichloro éthylène	mg	1.67	1.82
Trichloro éthylène	mg	564.43	614.05
Tetrachloro éthylène	mg	348.82	379.48
Fréons	mg	34.94	38.01
Benzène	mg	0.91	0.99
Toluène	mg	31.59	34.37
Isopropyl toluène ou p-cymène	mg	49.62	53.98
Ethyl benzène	mg	12.91	14.05
Xylène ou Diméthyl benzène (m/p+o)	mg	3.65	3.97
Triméthyl benzène	mg	6.46	7.02
Dichloro benzène	mg	2.51	2.73
Décane	mg	49.74	54.12
Octane	mg	8.96	9.75
Nonane	mg	14.73	16.03
Undécane	mg	32.66	35.53
Dodecane	mg	12.68	13.80
Hexadecane	mg	47.09	51.23
Naphtalène	µg	187.89	204.41
Acenaphtylène	µg	14.89	16.20
Acenaphtène	µg	1.92	2.09
Fluorène	µg	0.26	0.28
Phénanthrène	µg	1.62	1.76
Anthracène	µg	3.32	3.61
Fluoranthène	µg	0.36	0.39
Pyrène	µg	0.42	0.45
Benzo(a)anthracène	µg	0.05	0.05
Chysène	µg	0.16	0.18
Benzo(b)fluoranthène	µg	0.08	0.09
Benzo(k)fluoranthène	µg	0.00	0.00
Benzo(a)pyrène	µg	0.03	0.03
Dibenzo(a,h)anthracène	µg	0.05	0.05
Benzo(g,h,i)pérylène	µg	0.10	0.11
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène	µg	0.33	0.36
Cadmium (Cd)	ng	47.47	51.64
Thallium (Ti)	ng	3.04	3.30

Digestion anaérobie mésophile sans prétraitement (suite)				
Eléments	Nom SimaPro	Unité	Boue standard	Boue épaissie
Emissions vers l'air (2% de fuites de biogaz) suite				
Arsenic (As)	Arsenic	ng	148.70	161.77
Selenium (Se)	Selenium	ng	34.40	37.43
Antimoine (Sb)	Antimony	ng	253.20	275.46
Cuivre (Cu)	Copper	ng	31.75	34.54
Cobalt (Co)	Cobalt	ng	4.56	4.96
Chrome (Cr)	Chromium	ng	746.02	811.60
Etain (Sn)	Tin	ng	3.87	4.21
Manganèse (Mn)	Manganese	ng	43.14	46.93
Nickel (Ni)	Nickel	ng	44.66	48.58
Plomb (Pb)	Lead	ng	35.16	38.25
Vanadium (V)	Vanadium	ng	6.84	7.44
Tellure (Te)	Tellurium	ng	13.37	14.54
Mercure (Hg)	Mercury	ng	23.85	25.94
Bismuth (Bi)	Bismuth	ng	6.23	6.78

Emissions liées à la combustion du biogaz en torchère

Tableau 19 : Inventaire du Cycle de Vie de la combustion du biogaz en torchère

		Unité	Boue épaissie
Input			
Biogaz		m ³	1
Emission vers l'air			
Dioxyde de carbone (CO ₂)	Carbon dioxide, fossil	kg	1.70

Emissions liées à la co-génération du biogaz

Tableau 20 : Inventaire du Cycle de Vie de la co-génération du biogaz produit par digestion anaérobie

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Chaleur, par cogénération du biogaz_boue épaissie	Electricité, par cogénération du biogaz_boue épaissie
			MJ	kWh
Produits				
Chaleur produite par cogénération du biogaz		MJ	1.00	-
Electricité produite par cogénération du biogaz		kWh	-	1.00
Inputs				
Infrastructures 1/Unité de cogeneration commune pour la production de chaleur et d'électricité 2/ Unité de cogénération spécifique à la production	Cogen unit 160KWe, common components for heat+electricity	p	2.30E-09	4.87E-08

d'électricité 3/ Unité de cogénération spécifique à la production de chaleur	Cogen unit 160KWe, components for electricity only	<i>p</i>	-	6.21E-08
	Cogen unit 160 kWe, components for heat only	<i>p</i>	1.07E-08	-
Huile	Lubricating oil, at plant	<i>kg</i>	1.38E-05	2.92E-04
Elimination des déchets dangereux dans une unité d'incinération	Disposal, used mineral oil, 10% water, to hazardous waste incineration	<i>kg</i>	1.38E-05	2.92E-04
Déchets				
Chaleur perdue	Heat, waste	<i>MJ</i>	1.37	1.38
Emissions vers l'air				
Dioxyde de carbone (CO ₂)	Carbon dioxide, biogenic	<i>kg</i>	3.70E-02	7.84E-01
Méthane biogénique (CH ₄)	Methane, biogenic	<i>kg</i>	6.43E-05	1.36E-03
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	<i>kg</i>	6.86E-07	1.45E-05
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Sulfur dioxide	<i>kg</i>	5.08E-05	1.08E-03
Chlorure d'hydrogène (HCl)	Hydrogen chloride	<i>kg</i>	1.25E-06	2.65E-05
Fluorure d'hydrogène (HF)	Hydrogen fluoride	<i>kg</i>	6.99E-07	1.48E-05
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	Hydrogen sulfide	<i>kg</i>	1.36E-12	2.88E-11
Arsenic (As)	Arsenic	<i>kg</i>	5.18E-10	1.10E-08
Cadmium (Cd)	Cadmium	<i>kg</i>	8.83E-12	1.87E-10
Etain (Sn)	Tin	<i>kg</i>	9.62E-12	2.04E-10
Antimoine (Sb)	Antimony	<i>kg</i>	6.31E-10	1.34E-08
Tellure (Te)	Tellurium	<i>kg</i>	3.68E-11	7.80E-10
Mercure (Hg)	Mercury	<i>kg</i>	6.77E-11	1.43E-09
Plomb (Pb)	Lead	<i>kg</i>	8.22E-11	1.74E-09
Bismuth (Bi)	Bismuth	<i>kg</i>	2.91E-11	6.17E-10
Selenium (Se)	Selenium	<i>kg</i>	1.39E-10	2.94E-09
Cuivre (Cu)	Copper	<i>kg</i>	1.04E-10	2.20E-09
Cobalt (Co)	Cobalt	<i>kg</i>	1.60E-11	3.39E-10
Chrome (Cr)	Chromium	<i>kg</i>	2.06E-09	4.36E-08
Manganese (Mn)	Manganese	<i>kg</i>	1.39E-10	2.94E-09
Nickel (Ni)	Nickel	<i>kg</i>	1.41E-10	2.99E-09
Vanadium (V)	Vanadium	<i>kg</i>	2.69E-11	5.70E-10
Thallium (Tl)	Thallium	<i>kg</i>	1.34E-11	2.84E-10
Oxydes d'azote (NO _x)	Nitrogen oxides	<i>kg</i>	6.90E-06	1.46E-04
Monoxyde de carbone biogénique (CO)	Carbon monoxide, biogenic	<i>kg</i>	2.21E-05	4.68E-04
Composé organique volatil non issu du méthane	NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	<i>kg</i>	9.21E-07	1.95E-05
Platine (Pt)	Platinum	<i>kg</i>	3.22E-12	6.82E-11

5.5 Module séchage

Tableau 21 : Inventaire du Cycle de Vie du séchage thermique

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Boue déshydratée
Inputs			
Boue		ton	1.00
Consommation d'électricité	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	201.59
Consommation de chaleur	Heat natural gas, at boiler condensing modulating > 100 kW/RER U	MJ	9426.36
Infrastructure (sécheur thermique)		p	5.94E-05
Emissions vers l'air			
Eau (H ₂ O)	Water	ton	2.80
Dioxyde de carbone (biogénique) (CO ₂)	Carbon dioxide, biogenic	kg	8.10
Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	kg	3.42
Méthane (biogénique) (CH ₄)	Methane, biogenic	kg	0.18
Composés organiques volatiles (COV)	VOC, volatile organic compounds	kg	0.04
Acide propionique	Propanoic acid	kg	0.63
Acide acétique	Acetic acid	kg	0.18
Acide formique	Formic acid	kg	1.18
n-Heptane		kg	0.63

5.6 Module épandage

Hypothèses sur la composition des boues

Plusieurs types de boues peuvent être épandues sur des parcelles agricoles. Les ICV ont donc été réalisés pour plusieurs natures de boues.

Avant d'être épandues, les boues ont été traitées modifiant ainsi leurs caractéristiques physico-chimiques (Tableau 22).

Tableau 22 : Siccité et teneur en éléments nutritifs des boues traitées

		Boue liquide	Boue digérée	Boue déshydratée	Boue compostée	Boue chaulée	Boue séchée
		<i>Boue activée épaissie de façon gravitaire</i>	<i>Boue standard digérée anaérobie</i>	<i>Boue digérée anaérobie et déshydratée par centrifugation</i>	<i>Boue digérée anaérobie, déshydratée et compostée</i>	<i>Boue déshydratée chaulée</i>	<i>Boue digérée anaérobie, déshydratée et séchée</i>
MS	%	3.70	3.30	24.20	67.00	24.60	88.50
C	kg C / t MS	412.80	257.70	346.83	207.00	243.50	498.00
N	kg N / t MS	62.22	32.90	43.25	25.37	40.00	44.50
P₂O₅	kg P ₂ O ₅ / t MS	47.71	44.53	56.66	56.81	41.00	40.77
K₂O	kg K ₂ O / t MS	5.28	3.76	6.89	1.57	3.50	0.96

Hypothèses sur le calcul des produits et émissions évitées

L'épandage des boues est également dépendant du type de culture. Pour pallier cette problématique, l'hypothèse suivante a été proposée : les boues sont considérées comme étant épandues sur un système de référence qui représente les cultures présentes sur le site d'Irstea à Montoldre (Allier). Ce système de référence a été étudié au cours du projet de recherche Ecodefi (Pradel, 2010) et il est basé sur une succession culturale colza-blé-orge avec deux périodes d'épandage possibles : après blé ou avant colza.

Afin de déterminer la quantité de boues à apporter au système de culture, un premier calcul a été réalisé pour déterminer les quantités d'éléments nutritifs (N, P et K) présents dans les boues à épandre et assimilables par les cultures. Connaissant les besoins en éléments nutritifs des cultures suite au projet de recherche Ecodefi, il a été possible de calculer la quantité de boues à apporter aux cultures pour leur fertilisation. Enfin, la dernière étape a été de convertir la quantité de boues épandues (en termes d'éléments nutritifs) en quantité d'engrais minéraux. Cette dernière représente ainsi ce qu'on appelle les « produits évités » : c'est la quantité d'engrais minéraux qu'on évite d'épandre grâce aux boues. Dans cette étude, les engrais minéraux considérés sont l'ammonitrate, le triple superphosphate et le chlorure de potassium.

Ensuite les émissions évitées liées à la substitution des engrais minéraux par la boue ont été déterminées grâce aux équations préconisées par la directive IPCC (IPCC, 2006). Quant aux émissions évitées phosphorées, elles ont été calculées à partir des équations préconisées par le rapport Ecoinvent N°15 (Nemecek et Kägi, 2007).

Hypothèses sur le transport :

En ce qui concerne le transport des boues, les hypothèses suivantes ont été formulées :

- Les boues compostées, déshydratées et solides chaulées sont transportées sur 35 km entre la station d'épuration et le lieu de stockage avec un camion de 16 tonnes.
- Les boues séchées sont transportées sur 100 km avec un camion de 28 tonnes.
- Le transport du lieu de stockage au lieu d'épandage représente 2 km et est réalisé par le tracteur muni de son épandeur.
- Les boues liquides et digérées ne sont pas stockées, elles sont transportées directement de la STEU au lieu d'épandage (4 km) sans stockage intermédiaire.

Le transport des boues en tracteur se fait sur la base d'un transport à l'aller à plein et d'un retour à vide. La machine agricole n'étant pas utilisée que pour l'épandage des boues, nous considérons que le transport mobilise une certaine quantité de machines agricoles (tracteur + épandeur) uniquement allouée pour cette tâche. Une allocation est alors effectuée sur la base du poids des machines agricoles, de leur durée de vie et de leur utilisation. Les modalités de calcul des allocations du matériel agricole sont basées sur le rapport Ecoinvent N°15 (Nemecek et Kägi, 2007).

Hypothèses pour les émissions liées à l'abrasion des pneus des machines agricoles :

L'abrasion des pneus génère des émissions de zinc (Zn), plomb (Pb) et cadmium (Cd). Les contenus en métaux lourds (g ETM/kg caoutchouc) sont de 1,6% pour le zinc, 0,0026% pour le plomb et 0,0006% pour le cadmium (Nemecek et Kägi, 2007).

Hypothèses sur les infrastructures :

Le stockage des boues est réalisé sur une surface bétonnée. Des hypothèses ont donc été formulées sur l'épaisseur de la dalle de béton, la longueur, la hauteur et l'épaisseur du muret afin de calculer la quantité de béton utilisée (Tableau 23). Le volume de béton nécessaire à la construction de l'aire de stockage est indépendant de la nature de la boue.

Tableau 23 : Hypothèses pour le calcul du volume de béton utilisé pour le stockage des boues issues d'une station d'épuration de moyenne capacité

Nature de la boue	Tonne MS épandue / an	Siccité boues (%)	Surface dalle de béton (m ²)	Epaisseur dalle de béton (m)	Longueur du muret (m)	Hauteur du muret (m)	Epaisseur du muret (m)	Volume de béton pour la dalle pour 30 ans (m ³)
Déshydratée	1064.80	21.20	22	0.5	4.69	2.5	0.2	18.04
Compostée	2948.00	67.00	22	0.5	4.69	2.5	0.2	18.04
Solide chaulée	1082.40	24.60	22	0.5	4.69	2.5	0.2	18.04
Sèche	3894.00	88.50	22	0.5	4.69	2.5	0.2	18.04

L'aire de stockage est supposée ne pas être utilisée uniquement pour le stockage des boues. Ainsi, il est nécessaire de réaliser une allocation en fonction de la durée de vie totale de l'aire de stockage.

L'ensemble des hypothèses émises précédemment permettent de dresser l'ICV pour les différentes natures de boues (Tableau 24).

Tableau 24 : Inventaire du Cycle de Vie de l'épandage des boues

Éléments (et éventuels noms d'usage dans SimaPro)		Unité	Boue liquide (buse palette)	Boue déshydratée (table d'épandage)	Boue compostée (hérissons verticaux)	Boue chaulée (hérissons verticaux)	
Inputs							
Boue		ton			1		
Transport STEU/stockage	Transport	tkm		144.63	52.24	142.28	
Transport de la boue STEU/épandage (tracteur)	Tracteur – phase transport à vide		kg	0.229	0.097	0.097	
	Epandeur – phase transport à vide		kg	0.829	0.269	0.269	
	Tracteur – phase transport à plein		kg	0.270	0.138	0.138	
	Epandeur – phase transport à plein		kg	0.974	0.380	0.380	
	Carburant	Diesel, at regional storage/CH U	kg	6.07	2.64	2.64	
Infrastructures	Stockage de la boue avant épandage		p		3,130E-05	1,131E-05	3,079E-05
Phase d'épandage	Tracteur		kg	0.206	0.046	0.034	0.046
	Epandeur		kg	0.746	0.127	0.095	0.127
	Carburant	Diesel, at regional storage/CH U	kg	2.268	0.67	0.45	0.67

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Boue liquide (buse palette)	Boue déshydratée (table d'épandage)	Boue compostée (hérissons verticaux)	Boue chaulée (hérissons verticaux)
Emissions dues à la combustion du carburant lors du transport de la boue (Emissions vers l'air)						
Dioxyde de carbone (fossile) (CO ₂)	Carbon dioxide, fossil	g	18945.49	8234.61	8234.61	8234.61
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Sulfur dioxide	g	6.13	2.67E+00	2.67E+00	2.67E+00
Méthane (fossile) (CH ₄)	Methane, fossil	g	7.83E-01	3.41E-01	3.41E-01	3.41E-01
Benzène (C ₆ H ₆)	Benzene	g	4.43E-02	1.93E-02	1.93E-02	1.93E-02
Cadmium (Cd)	Cadmium	g	6.07E-05	2.64E-05	2.64E-05	2.64E-05
Chrome (Cr)	Chromium	g	3.04E-04	1.32E-04	1.32E-04	1.32E-04
Cuivre (Cu)	Copper	g	1.03E-02	4.49E-03	4.49E-03	4.49E-03
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	g	7.29E-01	3.17E-01	3.17E-01	3.17E-01
Nickel (Ni)	Nickel	g	4.25E-04	1.85E-04	1.85E-04	1.85E-04
Zinc (Zn)	Zinc	g	6.07E-03	2.64E-03	2.64E-03	2.64E-03
Benzo(a)pyrene		g	1.82E-04	7.92E-05	7.92E-05	7.92E-05
Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	g	1.21E-01	5.28E-02	5.28E-02	5.28E-02
Sélénium (Se)	Selenium	g	6.07E-05	2.64E-05	2.64E-05	2.64E-05
Emissions dues à la combustion du carburant lors de la phase épandage (Emissions vers l'air)						
Hydrocarbures	Hydrocarbons, unspecified	g	5.61	1.66	1.12	1.66
Oxydes d'azote (NO _x)	Nitrogen oxides	g	8.45E+01	25.04	16.91	25.04
Monoxyde de carbone (fossile) (CO)	Carbon monoxide, fossil	g	8.62	2.55	1.72	2.55
Dioxyde de carbone (fossile) (CO ₂)	Carbon dioxide, fossil	g	7.08E+03	2096.64	1415.23	2096.64

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Boue liquide (buse palette)	Boue déshydratée (table d'épandage)	Boue compostée (hérissons verticaux)	Boue chaulée (hérissons verticaux)
Emissions dues à la combustion du carburant lors de la phase épandage (Emissions vers l'air) suite						
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Sulfur dioxide	<i>g</i>	2.29	0.68	0.46	0.68
Méthane (fossile) (CH ₄)	Methane, fossil	<i>g</i>	2.90E-01	0.09	0.06	0.09
Benzène (C ₆ H ₆)	Benzene	<i>g</i>	0.02	4.90E-03	3.31E-03	4.90E-03
Cadmium (Cd)	Cadmium	<i>g</i>	2.27E-05	6.72E-06	4.54E-06	6.72E-06
Chrome (Cr)	Chromium	<i>g</i>	1.13E-04	3.36E-05	2.27E-05	3.36E-05
Cuivre (Cu)	Copper	<i>g</i>	3.86E-03	1.14E-03	7.71E-04	1.14E-03
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	<i>g</i>	2.70E-01	0.080	0.050	0.080
Nickel (Ni)	Nickel	<i>g</i>	1.59E-04	4.70E-05	3.18E-05	4.70E-05
Zinc (Zn)	Zinc	<i>g</i>	2.27E-03	6.72E-04	4.54E-04	6.72E-04
Benzo(a)pyrene		<i>g</i>	6.80E-05	2.02E-05	2.21E-05	2.02E-05
Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	<i>g</i>	4.50E-2	0.013	0.009	0.013
Sélénium (Se)	Selenium	<i>g</i>	2.27E-05	6.72E-06	4.54E-06	6.72E-06
Emissions dues à l'abrasion des pneus (Emissions vers le sol)						
Zinc (Zn)	Zinc	<i>kg</i>	6.11E-04	8.50E-05	6.30E-05	8.50E-05
Plomb (Pb)	Lead	<i>kg</i>	9.93E-05	5.04E-05	1.02E-05	5.04E-05
Cadmium (Cd)	Cadmium	<i>kg</i>	2.29E-05	3.19E-06	2.37E-06	3.19E-06

Eléments		Nom SimaPro	Unité	Boue liquide (buse palette)	Boue déshydratée (table d'épandage)	Boue compostée (hérissons verticaux)	Boue chaulée (hérissons verticaux)
Emissions post-épandage liées à l'épandage des boues							
Air	Méthane (biogénique) (CH ₄)	Methane, biogenic	kg	3.18			
	Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	g	1.88		138.91	152.74
	Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	g			74.68	5830
	Dioxines	Dioxins.	kg			1.03E-11	
	Cadmium (Cd)	Cadmium	µg		54.37		
	Chrome (Cr)	Chromium	µg		2550.00		
	Cuivre (Cu)	Copper	µg		14812.50		
	Plomb (Pb)	Lead	µg		5831.25		
	Mercure (Hg)	Mercury	µg		153.75		
	Molybdène (Mo)	Molybdenum	µg		14.70		
	Nickel (Ni)	Nickel	µg		1593.75		
	Zinc (Zn)	Zinc	µg		9000.00		
Sol	Cuivre (Cu)	Copper	kg	1.90E-01			
	Chrome (Cr)	Chromium	kg	8.00E-02			
	Zinc (Zn)	Zinc	kg	1.51			
	Plomb (Pb)	Lead	kg	3.30E-01			
Eau	Nitrate (NO ₃ ⁻)	Nitrate	kg				15.28
	Manganèse (Mn)	Manganese	g				4.90E-3
	Plomb (Pb)	Lead	g				8.50E-3

Eléments	Nom Simapro	Unité	Boue liquide (buse palette)	Boue déshydratée (table d'épandage)	Boue compostée (hérissons verticaux)	Boue chaulée (hérissons verticaux)	
Produits évités							
Production d'ammonitrate	Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U	kg	2.80	1.52	0.25	1.40	
Production de chlorure de potassium	Potassium chloride, as K ₂ O, at regional storehouse/RER U	kg	5.30E-01	0.69	0.16	0.35	
Production triple superphosphate	Triple superphosphate, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/RER U	kg	4.77	5.67	5.68	4.10	
Emissions évitées							
Air	Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide	kg	0.058	0.032	0.005	0.029
	Ammoniac (NH ₃)	Ammonia	kg	0.340	0.185	0.030	0.170
Eau	Nitrate (NO ₃ ⁻)	Nitrate	kg	3.720	2.019	0.332	1.860
	Pentoxyde de phosphore (P ₂ O ₅)	Phosphorus pentoxide	kg	1.691	1.693	1.693	1.690

5.7 Module enfouissement

Une ISDND a une durée de vie d'environ 40 ans et une fois celle-ci fermée, il n'y a plus de gestion des lixiviats et du biogaz. Cependant, même après 40 ans d'exploitation, une ISDND continue d'émettre ces co-produits. Il existe donc des émissions sur le long terme qu'il faut prendre en considération dans l'ACV.

Les lixiviats et le biogaz d'une ISDND présentent des caractéristiques différentes en fonction de son âge (Manfredi et Christensen, 2009). Plusieurs scénarios d'enfouissement des boues peuvent être modélisés en fonction de la durée de vie de l'ISDND et de la façon de gérer le biogaz et les lixiviats.

Dans cette étude, un seul scénario a été utilisé : une ISDND de 10 ans d'âge collectant 95% des lixiviats et 90% du biogaz valorisé en chaudière.

Les boues sont enfouies en même temps que d'autres déchets et ne constituent que 5% du tonnage total. Ne connaissant pas la part des émissions qui est allouable à la quantité de boues enfouies, on considère que les flux entrants et sortants pour une tonne de déchets enfouis sont adaptés à l'enfouissement des boues.

Les boues sont transportées de la STEU jusqu'à l'ISDND par un camion de 28 tonnes sur 50 km.

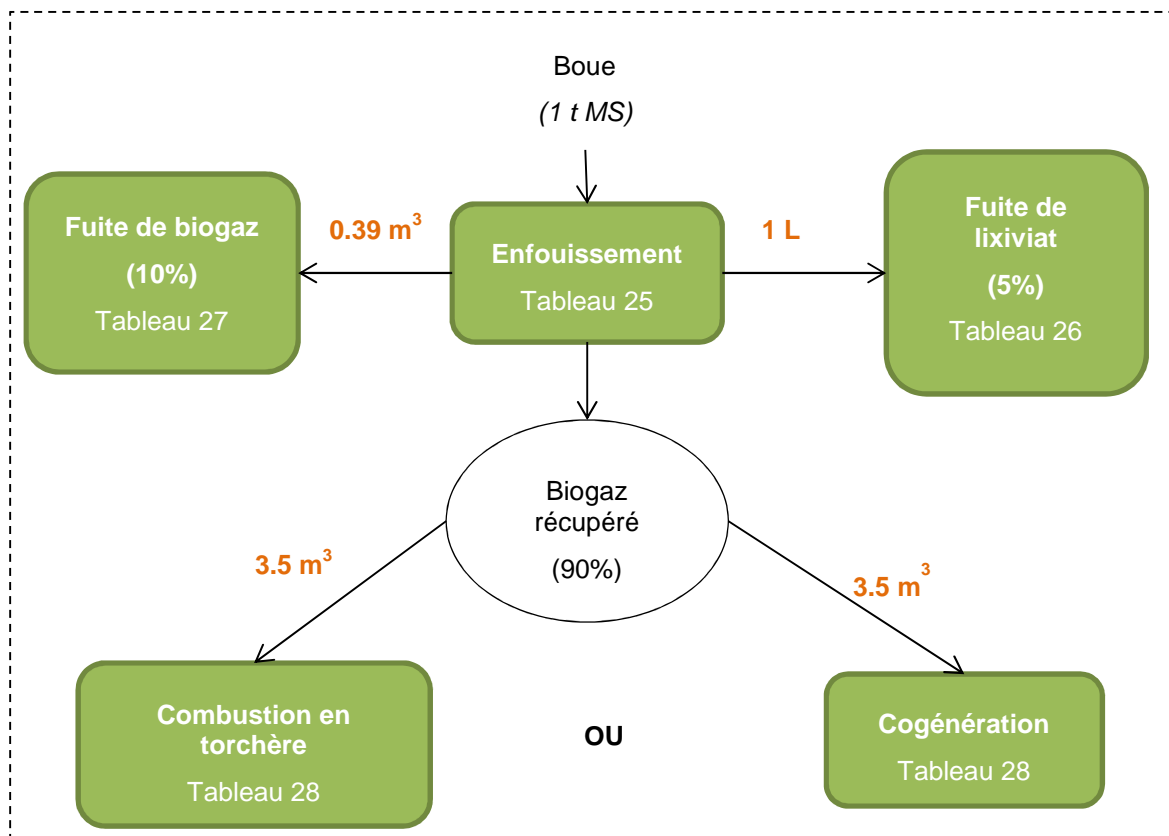


Figure 25 : Arbre des procédés de l'enfouissement des boues

Au cours de l'enfouissement des boues, plusieurs sous-modules sont distingués. Ils sont représentés dans la Figure 25, où chaque sous-module encadré en vert représente une fiche inventaire, présente ci-dessous.

Enfouissement

Tableau 25 : Inventaire du Cycle de Vie de l'enfouissement : émissions générales

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Valeur
Inputs			
Boue + ordures ménagères		ton	1
Transport boue STEU/Enfouissement en camion de 28 tonnes		tkm	50
Consommation d'électricité	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	0.68
Consommation de carburant pour les engins du site	Diesel, at regional storage/RER U	kg	0.58
Infrastructure	Sanitary landfill facility/CH/I U	p	2.0833E-06
Produits évités			
Production d'électricité	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	0.21

Tableau 26 : Inventaire du Cycle de Vie de l'enfouissement : Emissions liées aux fuites de lixiviat

Emissions vers l'eau (fuites de lixiviat)	Unité de référence : 1L de lixiviat				
	mg				
Matière en suspension	mg	705.75	Cadmium (Cd)	mg	0.15
DCO, Demande chimique en oxygène	g	15.28	Arsenic (As)	mg	0.3
DBO5, Demande biologique en oxygène	g	15.37	Cobalt (Co)	mg	0.75
Ammoniac (NH ₃)	g	1.38	Mercure (Hg)	mg	0.05
Nitrate (NO ₃ ⁻)	mg	153	Cuivrer (Cu)	mg	2.09
Ion ammonium (NH ₄ ⁺)	mg	1446.43	Chrome (Cr)	mg	0.22
Phosphore total	mg	11.55	Zinc (Zn)	mg	247.37
Phosphate (PO ₄ ³⁻)	mg	118	Nickel (Ni)	mg	4.41
Ion sodium (Na ⁺)	mg	2842.5	Manganèse (Mn)	mg	462.54
Ion potassium (K ⁺)	mg	1875	Fer (Fe)	mg	14.5
Calcium, ion	mg	4000	Sélénium (Se)	mg	0.03

Emissions vers l'eau (fuites de lixiviat)	Unité de référence : 1L de lixiviat				
Magnesium (Mg)	mg	1200	Baryum (Ba)	mg	0.66
Aluminium (Al)	mg	2	Argent (Ag)	mg	0.19
Silicium (Si)	mg	26.33	Brome (Br)	mg	1.16
Chlorure	mg	4652.5	Benzene (C ₆ H ₆)	µg	527.06
Sulfate	mg	2586.86	Toluene	µg	270.8
Plomb (Pb)	mg	3.78	Xylene	µg	1220.36
Trimethylbenzenes	µg	125.15	Phenol, 2,6-dimethyl-	µg	1.1
N-propylbenzene	µg	8.15	3,5-Dichlorophenol	µg	0.36
T-butylbenzene	µg	11.55	Phthalate, dimethyl-	µg	3.9
Naphthalene	µg	135.28	Phthalate, diethyl-	µg	330.05
Phenol	µg	600.3	Phthalate, butyl- benzyl-	µg	4.1
Cresol	µg	1050.5	Phthalate, dioctyl-	µg	3.5
Bisphenol A	µg	220	Naphthalene-2- sulfonic acid	µg	1165.5
3.5-Dimethylphenol	µg	14	(1r,4r)-(+)-Camphor	µg	137.9
2.5-Dimethylphenol	µg	2.45	t-Butyl methyl ether	µg	17.9
Nonylphenol	µg	6.65	Methane, tetrachloro- , CFC-10	µg	0.28
Ametryn	µg	0.12	Methane, dichlorodifluoro- , CFC-12	µg	516
Atrazine	µg	0.16	Ethane, tetrachloro-	µg	0.1
Bentazone	µg	2.15	Ethane, chloro-	µg	209.5
Chloridazon	µg	1.6	Ethene, tetrachloro-	µg	12.48
Chlorpropham	µg	26	Ethene, 1,2-dichloro-	µg	5.6
Dichlobenil	µg	0.2	Ethene, trichloro-	µg	159.63
Fenpropimorph	µg	0.1	Ethene, tetrachloro-	µg	12.48
Glyphosate	µg	14.35	Bicarbonate	mg	3965
Hexazinone	µg	1.3	Benzene, ethyl-	µg	37.2
Isoproturon	µg	1.2	o-ethyltoluene	µg	23.25
Lindane	µg	0.49	m-ethyltoluene	µg	10.65

Emissions vers l'eau (fuites de lixiviat)	Unité de référence : 1L de lixiviat				
	<i>µg</i>				
Mercoprop	<i>µg</i>	75.19	p-ethyltoluene	<i>µg</i>	5.1
MCPA	<i>µg</i>	4.65	Benzene, chloro-	<i>µg</i>	55.05
Propoxur	<i>µg</i>	2.6	Phthalic acid, branched and linear di c7-c11 alk*	<i>µg</i>	7001
Simazine	<i>µg</i>	2.3	Triethyl phosphate	<i>µg</i>	15
2-Methyl-4- chlorophenoxyacetic acid	<i>µg</i>	17	Benzene, 1,3- dichloro-	<i>µg</i>	12.2
Di-isobutylphthalate	<i>µg</i>	4.5	Benzene, 1,4- dichloro-	<i>µg</i>	8.05
Benzene, 1,2,4-trichloro-	<i>µg</i>	4.3	Hydroxyatrazin	<i>µg</i>	1.2
Benzene, hexachloro-	<i>µg</i>	5.01	Tridimefon	<i>µg</i>	2.1
Ethane, 1,2-dichloro-	<i>µg</i>	344	Methyl-ethyl phthalate	<i>µg</i>	171
Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	<i>µg</i>	1905.01	Mono-(2- ethylexyl)phthalate	<i>µg</i>	9
Ethane, 1,1,2-trichloro-	<i>µg</i>	9.25	Di-(2- ethylexyl)phthalate	<i>µg</i>	118.25
Ethene, dichloro- (trans)	<i>µg</i>	3291.8	Mono-butylphthalate	<i>µg</i>	10
Ethene, dichloro- (cis)	<i>µg</i>	235.7	Mono- benzylphthalate	<i>µg</i>	11
Ethene, tetrachloro-	<i>µg</i>	96.67	Naphthalene-1- sulfonate	<i>µg</i>	561
Methane, dichloro-, HCC-30	<i>µg</i>	295	Naphthalene-1,5- disulfonate	<i>µg</i>	26.75
Carbontetrachloride	<i>µg</i>	6.5	Tri-n-butylphosphate	<i>µg</i>	180.6
Phenol, 4-chloro-	<i>µg</i>	0.75	2(3H)- benzothiazolone	<i>µg</i>	10
4-chloro-m-cresol	<i>µg</i>	5.7	Fenchone	<i>µg</i>	45.15
2,3,4,6- tetrachlorophenol	<i>µg</i>	1.54	Methyl-iso- butylketone	<i>µg</i>	88.55
AMPA	<i>µg</i>	4.05	Vinyl chloride	<i>µg</i>	0.18

Tableau 27 : Inventaire du Cycle de Vie de l'enfouissement : émissions liées aux fuites de biogaz

Emissions vers l'air (fuites de biogaz)	Unité de référence : 1 m ³ de biogaz				
Méthane (biogénique)	kg	0.68	Fer (Fe)	µg	46
Dioxyde de carbone, (biogénique)	kg	1.87	Zinc (Zn)	µg	617
Ammoniac (NH ₃)	mg	6.8	COV Composé organique volatile	mg	920
Oxydes d'azote (NO _x)	mg	4.6	Alkenes	mg	18.05
Dioxyde de soufre (SO ₂)	mg	6.6	Alcools	mg	1504.66
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	mg	0.3	Ethanol	mg	426.83
Monoxyde de carbone (CO)	mg	11.3	1-Propanol	mg	239.28
Chlorure d'hydrogène (HCl)	mg	48.6	2-Propanol	mg	44.86
Fluorure d'hydrogène (HF)	mg	11	1-Butanol	mg	64.08
Mercure (Hg)	µg	13.5	1-Pentanol	mg	7.28
Cadmium (Cd)	µg	19	Terpenes	mg	367
Arsenic (As)	µg	15	Limonene	mg	142.42
Antimoine (Sb)	µg	13	alpha-Pinene	mg	25.3
Cuivre (Cu)	µg	12	Camphene	mg	11.47
Chrome (Cr)	µg	15	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	mg	1240
Manganèse (Mn)	µg	20	Cyclohexane, methyl	mg	17.34
Nickel (Ni)	µg	7	Benzene (C ₆ H ₆)	mg	11.59
Plomb (Pb)	µg	9	Molybdène (Mo)	µg	4
Baryum (Ba)	µg	1265	Toluene	mg	239.94
Aluminium (Al)	µg	391	Xylene	mg	172.45
o-Xylene	mg	214.77	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	mg	12.35
m-Xylene	mg	62.6	Ethane, 1,1-dichloro-	mg	14.32
p-Xylene	mg	21.1	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	mg	3.3

Emissions vers l'air (fuites de biogaz)	Unité de référence : 1 m ³ de biogaz				
Styrene	mg	31.87	Methane, tetrachloro-, CFC-10	mg	9.3
o-Cresol	mg	0.01	Ethene, tetrachloro-	mg	76.95
m-Cresol	mg	0.01	Chlorine	mg	332.64
p-Cresol	mg	0.01	Ethene, 1,1-dichloro-	mg	1.65
Benzene, ethyl-	mg	80.75	Fluorine	mg	118.86
Benzene, chloro-	mg	8.57	2-Butanol	mg	37.36
Benzene, 1-propyl-	mg	124.83	Hexane	mg	10.2
Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	mg	99.51	Trimethylbenzenes	mg	37.55
Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	mg	203.76	1-Hexanal	mg	11
Methane, chlorofluoro-, HCFC-31	mg	43.31	Benzaldehyde	mg	247
Methane, trichlorofluoro-, CFC-11	mg	90.4	Acetone	mg	52.9
Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	mg	123.3	Methyl ethyl ketone	mg	15.12
Ethene, chloro-	mg	36.28	Methyl mercaptan	mg	215.05
Methane, dichloro-, HCC-30	mg	183.7	Carbon disulfide	mg	8.13
Ethene, 1,2-dichloro-	mg	48.5	Benzothiazole	mg	3.84
Ethene, trichloro-	mg	58.41	Thiophene	mg	0.46
Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142b	mg	11.6	2-Methylfuran	mg	1.97
Ethane, chloro-	mg	3.56	Furan, tetrahydro-	mg	2.08
Chloroform	mg	17.5	Isobutane	mg	7.17
Methane, monochloro-, R-40	mg	0.5	Propane	mg	7.96

Emissions vers l'air (fuites de biogaz)	Unité de référence : 1 m ³ de biogaz				
Benzene, 1,2-dichloro-	mg	2.44	Hexane	mg	8.2
Benzene, 1,3-dichloro-	mg	0.09	Decane	mg	191.14
Benzene, 1,4-dichloro-	mg	10.74	Octane	mg	6.31
Benzene, 1,2,3-trichloro-	mg	0.01	Nonane	mg	19.38
Ethane, 1,2-dichloro-	mg	1.38	Undecane	mg	90.71
Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	mg	0.74	3-Methyloctane	mg	71.77
Trichlorobenzènes	mg	0.44	Pentane	mg	11.99
Benzene, 1,2,4-trichloro-	mg	0.07	Pentane, 3-methyl-	mg	10.6
Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	mg	2.2	Pentane, 2-methyl-	mg	1.65
Benzene, 1,2,3-trimethyl-	mg	72.8	Heptane	mg	12.65
Benzene, 1,2,4-trimethyl-	mg	9.05	Dodecane	mg	16.73
Toluene, 4-ethyl-	mg	127	Chloroform	mg	28.6
Naphtalene	µg	103	Ethane, 1,1,2-trichloro-	mg	4.52
Acenaphthylene	µg	7.7	Butane	µg	6.67
Acenaphthene	µg	2.3	Ethane, 1,1,2,2-tetrachloro-	mg	0.55
Fluorene	µg	1.2	Benzene, 1,2,3,4-tetrachloro-	mg	0.01
Phenanthrene	µg	0.52	Cyclohexane	mg	20
Anthracene	µg	2.1	Ethane	µg	78.08
Fluoranthene	µg	0.06			

Tableau 28 : Inventaire du Cycle de Vie de l'enfouissement : émissions liées au traitement du biogaz

Cogénération du biogaz (Emissions vers l'air)	Unité de référence : 1 m ³ de biogaz		Combustion du biogaz en torchère (Emissions vers l'air)	Unité de référence : 1 m ³ de biogaz	
	g			mg	
Oxydes d'azote (NO _x)	g	12.51	Composés organiques volatiles (COV)	mg	23.6
Monoxyde de carbone (fossile) (CO)	g	3.6	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	g	0.59
Particules	g	0.24	Dioxines	ng	3.95
Particules, < 10 um	mg	2.68	Dibenzofuran	ng	3.95
Dioxyde de soufre (SO ₂)	mg	6.83	Oxydes d'azote (NO _x)	g	0.47
Chlorure d'hydrogène (HCl)	mg	3.97	Protoxyde d'azote (N ₂ O)	mg	100
Fluorure d'hydrogène (HF)	mg	1	Monoxyde de carbone (fossile) (CO)	mg	800
Dioxines	ng	3.54	Chlorure d'hydrogène (HCl)	mg	12
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	mg	177	Fluorure d'hydrogène (HF)	µg	20.25
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	mg	0.51	Particules	g	0.24

5.8 Co-incinération

La co-incinération des boues avec les ordures ménagères a généralement lieu dans des fours à grille. En moyenne le tonnage de boues brutes par rapport au tonnage d'ordures ménagères est de 10% (OTV, 1997). De ce fait, une part relativement faible de boues est intégrée dans les unités de co-incinération. De plus la quasi-totalité des données collectées dans la bibliographie portent exclusivement sur la co-incinération des ordures ménagères seules. Ainsi l'hypothèse suivante est réalisée : les valeurs de la co-incinération des ordures ménagères sont adaptées à la co-incinération des boues.

On considère un transport de la boue de la STEU jusqu'à l'UIOM sur 50 km avec un camion de 28 tonnes. Une fois ces ordures ménagères et la boue incinérées, les REFIOM et les mâchefers sont enfouis dans une ISDND de 10 ans d'âge et où le biogaz est collecté et brûlé en torchère.

Hypothèses sur les infrastructures :

Le bâti utilisé pour la co-incinération des boues est conçu pour 40 ans. La coque correspond à un cylindre creux en acier réfractaire d'une épaisseur de 2 cm, 2.76 m de diamètre sur 3 m de haut (lit de sable) et 3.45 m de diamètre sur 7 m de haut (freeboard). Les briques réfractaires correspondent à un cylindre creux de 35 cm d'épaisseur et 3.45 m de diamètre sur 7 m de haut. Le processus ne prend en considération que le four, le procédé de traitement des fumées n'est pas pris en compte. Cet incinérateur vaut aussi bien pour l'incinération spécifique que pour la co-incinération des boues avec les ordures ménagères.

Seule une partie de l'incinérateur est allouée aux boues en supposant que les déchets incinérés sont à 90% des ordures ménagères.

Tableau 29 : Inventaire du Cycle de Vie de la co-incinération des boues

Eléments		Nom SimaPro	Unité	Valeur
Inputs				
Ordures ménagères			ton	1
Transport STEU/incinérateur en camion de 28 tonnes			tkm	50
Consommables	Combustible d'appoint	Diesel, at regional storage/RER U	g	30.45
	Consommation d'électricité	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	84.05
	Production d'urée	Urea, as N, at regional storehouse/RER U	kg	0.7
	Production d'ammoniac (NH ₃)	Ammonia	kg	1.17
	Carbon actif	Charcoal, at plant/GLO U	kg	2.5
	Chaux CaO	Lime, hydrated, packed, at plant/CH U	kg	25
	Limestone CaCO ₃	Lime stone B250	kg	2
	NaOH	NaOH ETH U	kg	9
	Eau de process	Tap water, at user/RER U	kg	159
Infrastructure (incinérateur)			p	2.41E-07
Emissions vers l'air				
Eau (H ₂ O)	Water		kg	301
Oxygène (O ₂)	Oxygen		kg	560
Dioxyde de carbone (biogénique) (CO ₂)	Carbon dioxide, biogenic		kg	762
Monoxyde de carbone (biogénique) (CO)	Carbon monoxide, biogenic		kg	0.81
Oxydes d'azote (NO _x)	Nitrogen oxides		g	907.11
Dioxyde d'azote (NO ₂)	Nitrogen dioxide		g	362
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	Dinitrogen monoxide		g	100
Azote (N ₂)	Nitrogen		kg	4765
Chlorure d'hydrogène (HCl)	Hydrogen chloride		g	96.5
Fluorure d'hydrogène (HF)	Hydrogen fluoride		g	0.3
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Sulfur dioxide		kg	1.78
Dioxines	Dioxins (unspec.)		g	6.86E-07
Métaux lourds	Heavy metals, unspecified		g	2
Plomb (Pb)	Lead		g	8.36
Chrome (Cr)	Chromium		g	2.09
Cadmium (Cd)	Cadmium		g	0.41

Eléments	Nom SimaPro	Unité	Valeur
Zinc (Zn)	Zinc	g	3.62
Nickel (Ni)	Nickel	g	0.38
Emissions vers l'air suite			
Cuivre (Cu)	Copper	g	3.34
Mercure (Hg)	Mercury	g	14.15
Naphthalene		mg	1103.13
Acenaphthylene		mg	0.37
Acenaphthene		mg	0.36
Fluorene		mg	1.46
Phenanthrene		mg	9.39
Anthracene		mg	2.36
Fluoranthene		mg	0.83
Pyrene		mg	3.14
Benzo(b)fluoranthene		mg	4.7
Benzo(a)pyrene		mg	5.65
Indeno(1,2,3-cd)pyrene		mg	2.75
Benzo(g,h,i)perylene		mg	0.27
Particules	Particulates	g	49
Co-produits			
Mâchefers		kg	267.5
REFIOM		kg	38
Produits évités			
Production d'électricité par une source alternative	Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U	kWh	610.25
Production de chaleur par une source alternative	Heat from waste, at municipal waste incineration plant/CH U	kWh	563.6

6. Evaluation de l'impact environnemental

6.1 Méthode de calcul d'impact

L'analyse de l'impact environnemental des filières de traitement et de valorisation des boues s'est faite à partir du logiciel SimaPro 8 à partir de la base de données EcoInvent V2.

La méthode de calcul des impacts choisis est la méthode Recipe midpoint regroupant les résultats dans 18 catégories d'impacts. Dans cette étude, seules les catégories d'impacts colorées (Tableau 30) sont abordées.

Tableau 30 : Catégories d'impacts de la méthode Recipe

Catégorie d'impact	Unité
Changement climatique	kg CO ₂ eq
Déplétion de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq
Acidification	kg SO ₂ eq
Eutrophisation des milieux aquatiques	kg P eq
Eutrophisation des milieux marins	kg N eq
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq
Formation de pollution photochimique	kg NMVOC
Formation de particules	kg PM10 eq
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq
Ecotoxicité aquatique	kg 1,4-DB eq
Ecotoxicité marine	kg 1,4-DB eq
Radiation ionisante	kg U235 eq
Occupation du territoire agricole	m ² a
Occupation du territoire urbain	m ² a
Transformation de l'espace naturel	m ²
Epuisement de la ressource en eau	m ³
Epuisement de la ressource minérale	kg Fe eq
Epuisement des ressources fossiles	kg pétrole eq

6.2 Présentation des résultats

Dans un premier temps, nous proposons une analyse des résultats module par module. Les résultats seront montrés par catégorie d'impact, en distinguant les différents modules constituant les scénarios. Cette étape permettra d'identifier les modules les plus (ou les moins) impactants pour chaque scénario et ce pour chaque catégorie d'impact.

Dans un deuxième temps, les scénarios seront comparés entre eux par rapport au scénario le plus impactant pour chaque catégorie d'impact. Ainsi, il sera possible de déduire quels sont les scénarios les plus (ou les moins) respectueux pour l'environnement.

6.2.1 Résultats obtenus pour chaque catégorie d'impact avec distinction des modules

6.2.1.1 Changement climatique

Les principales émissions contribuant au changement climatique sont le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O) ou encore l'hexafluorure de soufre (SF₆) (Reverdy et Pradel, 2012).

Les résultats montrant l'impact de chaque scénario sur le changement climatique sont présentés dans la Figure 26, ci-dessous.

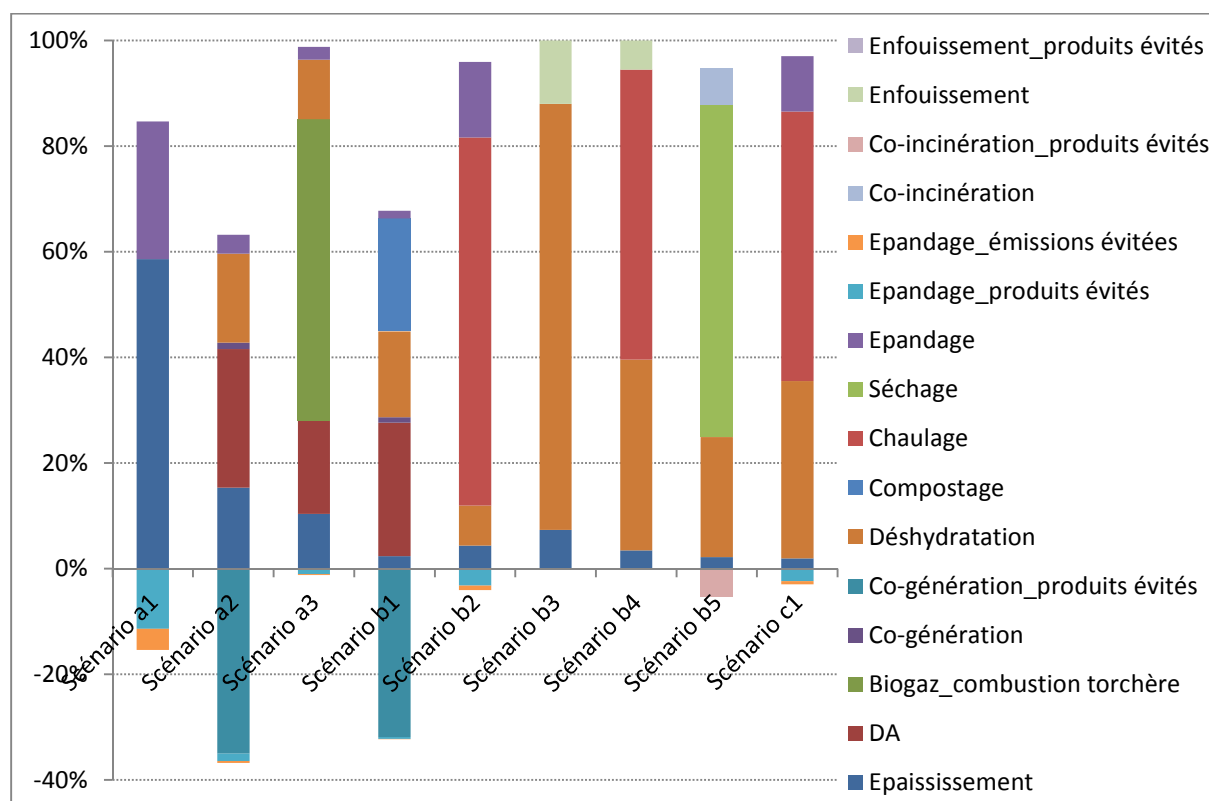


Figure 26 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « changement climatique » - Méthode Recipe midpoint E

Pour l'ensemble des scénarios, les filières de traitement des boues représentent toujours au moins 60% des impacts totaux.

Les différentes étapes de traitement nécessitent de l'électricité et en conséquence émettent du dioxyde de carbone (CO₂), renforçant leur impact sur le changement climatique. Cela est particulièrement visible dans le scénario b5, où le séchage thermique représente plus de 60% des impacts totaux avec une consommation électrique de 201 kWh/t MS, une consommation de 9400 MJ de chaleur et une émission de dioxyde de carbone (biogénique) de 8 kg CO₂/t MS.

Pour d'autres étapes de traitement, comme le chaulage et la déshydratation par filtre-pressé (avec conditionnement minéral), la grande quantité de consommables utilisée est à l'origine des impacts sur le changement climatique. Le chaulage et le conditionnement minéral nécessitent plus de 200 kg de chaux pour traiter une tonne de matière sèche. Le chaulage représente ainsi plus de 50% des impacts totaux dans les scénarios b2, b4 et c1 et, la déshydratation par filtre-pressé contribue au changement climatique à 80% dans le scénario b3. Cette technique de déshydratation apparaît aussi dans le scénario a3 mais ses impacts sont masqués par ceux générés par la combustion en torchère du biogaz produit lors de la digestion anaérobie.

L'épandage des boues évite l'épandage d'une même quantité d'engrais minéraux (en termes d'éléments nutritifs N, P et K) et évite ainsi les émissions liées à l'épandage de ces engrais et à leur fabrication. Les produits évités et les émissions évitées liés à la substitution des engrais minéraux par les boues apparaissent ainsi en négatif dans les scénarios a1, a2, a3 b1, b2 et c1.

En raison de la faible influence de l'épandage sur cette catégorie d'impact, l'épaississement gravitaire dans le scénario a1 contribue à plus de 50% au changement climatique alors que cette étape de traitement ne dépasse pas les 10% dans les autres scénarios.

En parallèle, l'enfouissement des boues en ISDND (scénario b3 et b4) représente moins de 10% des impacts totaux, et la co-incinération moins de 5%, confirmant que les filières de valorisation impactent beaucoup moins le changement climatique que les filières de traitement des boues.

Par ailleurs, en produisant de la chaleur et de l'électricité, la co-génération du biogaz produit par la digestion anaérobie des boues permet d'atténuer l'impact total des scénarios a2 et b1 de plus de 30%.

6.2.1.2 Déplétion de la couche d'ozone

Les principales émissions contribuant à la déplétion de la couche d'ozone sont les halocarbures (CFC, HCFC, HBFC et halons), le tétrachlorométhane, le chlorure de méthyle et bromure de méthyle, ou encore le protoxyde d'azote (Reverdy et Pradel, 2012).

Les résultats montrant l'impact de chaque scénario sur la déplétion de la couche d'ozone sont présentés dans la Figure 27, ci-dessous.

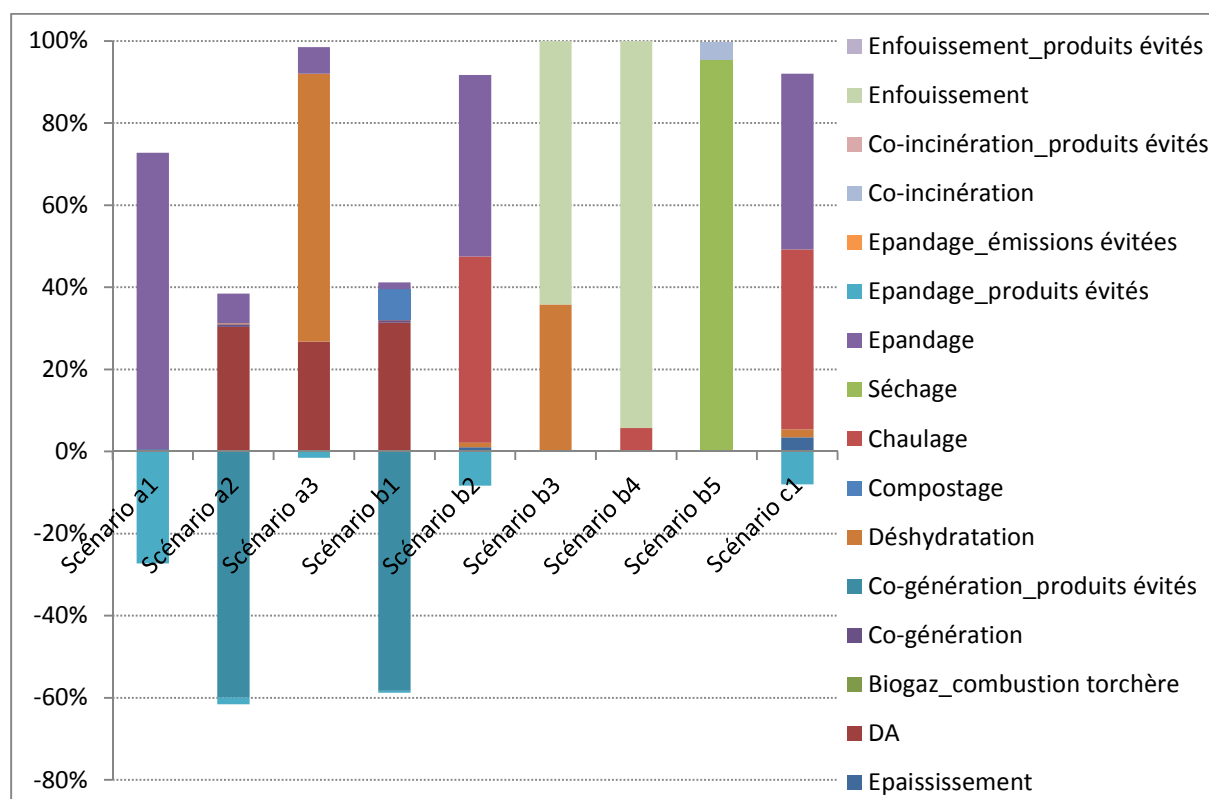


Figure 27 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « déplétion de la couche d'ozone » - Méthode Recipe midpoint E

Contrairement à la catégorie d'impact précédente, les filières de valorisation des boues sont plus impactantes que les filières de traitement dans les scénarios b3 et b4, c'est-à-dire les scénarios où les boues sont enfouies dans une ISDND. Comme nous l'avons dit dans la partie 5.7, 10% du biogaz produit n'est pas collecté et fuit dans l'atmosphère. Ce biogaz est composé de nombreuses

substances telles que des HCFC, des CFC ou encore du tétrachlorométhane, substances participant très activement à la déplétion de la couche d'ozone.

Parmi les étapes d'épandage, l'épandage des boues chaulées dans les scénarios b2 et c1 est la plus impactante. Il s'agit de l'épandage qui a les plus importantes émissions post-épandage de protoxyde d'azote (N₂O) (152.74 g/t MS).

La contribution de la déshydratation est négligeable dans l'ensemble des scénarios exceptés les scénarios a3 et b3 où la déshydratation par filtre-presse contribue à plus de 30% en raison d'utilisation de grandes quantités de consommables. Cela est également vrai pour l'étape de chaulage.

Le séchage contribue à plus de 90% à la déplétion de la couche d'ozone dans le scénario b5 car le sécheur est équipé de filtres à manche en polytétrafluoroéthylène, qui lors de leur fabrication dégagent des quantités importantes en HFC, HCFC et CFC.

Enfin, la co-génération du biogaz permet une diminution de plus de 50% des impacts sur la couche d'ozone grâce à la production de chaleur et d'électricité.

6.2.1.3 Acidification des sols

Les émissions contribuant à l'acidification des sols sont principalement le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x), et l'ammoniac (NH₃) (Reverdy et Pradel, 2012).

Les résultats montrant l'impact de chaque scénario sur l'acidification des sols sont présentés dans la Figure 28 ci-dessous.

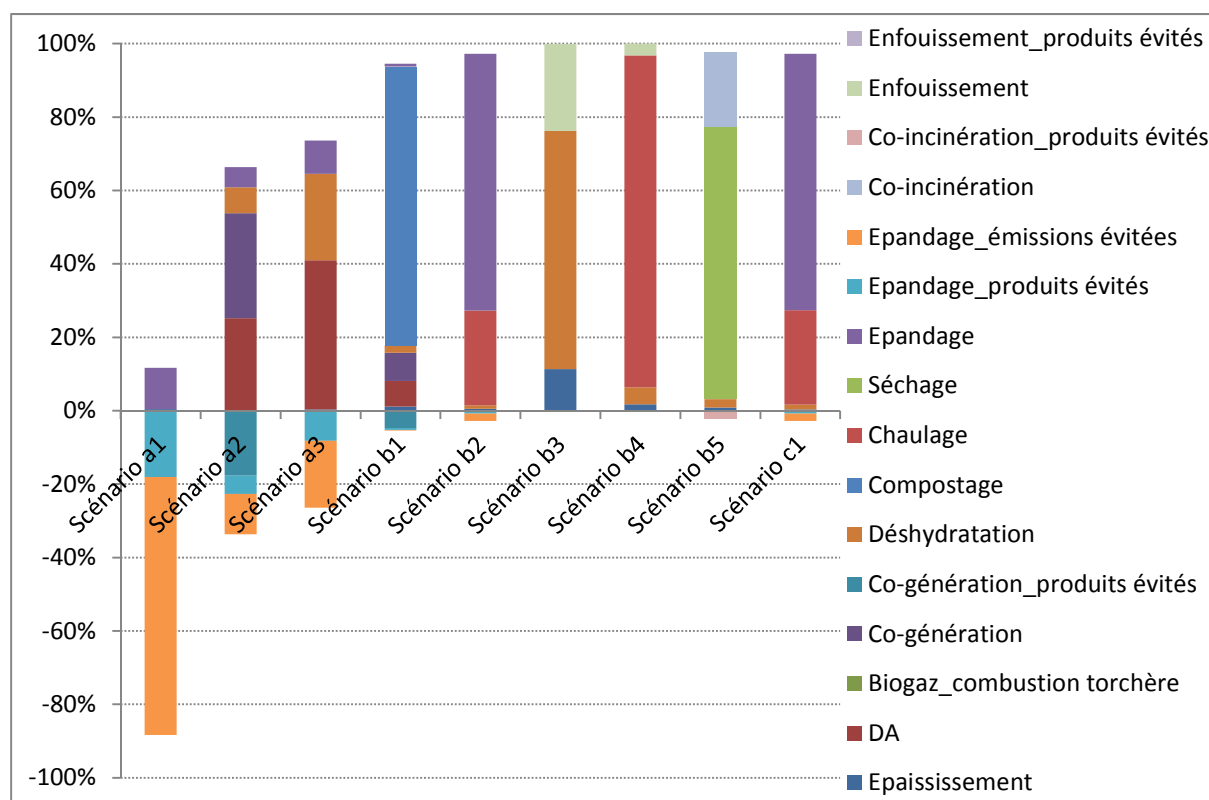


Figure 28 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « acidification des sols » - Méthode Recipe midpoint E

Selon les scénarios, l'épandage des boues impacte plus ou moins les sols. Par exemple dans le scénario a1, l'épandage des boues liquides permet la diminution de l'impact total de plus de 80%. En effet, il s'avère que pour ce type de boue, la contribution de ces émissions évitées est particulièrement importante.

De par l'importante émission d'ammoniac (NH₃) (5.83 kg/t MS) lors de la phase post-épandage des boues chaulées, cette étape contribue à plus de 60% à l'acidification des sols dans les scénarios b2 et c1.

Les impacts générés par l'épandage des boues compostées sont cachés par ceux de l'étape du compostage des boues. Cette étape contribue à plus de 60% à l'acidification des sols en raison d'émissions d'ammoniac (NH_3) importantes (4.5 kg/t MS) ce qui est en accord avec les propos du Tableau 4.

Le séchage thermique émet plusieurs polluants acides dont l'ammoniac (NH_3) (3.42 kg/t MS), l'acide propionique (0.63 kg/t MS), l'acide acétique (0.18 kg/t MS) et l'acide formique (1.18 kg/t MS). Ces émissions additionnées d'une forte consommation électrique font du séchage thermique, une étape très impactante au regard de l'acidification des sols ; plus de 70% des impacts totaux.

Le chaulage des boues est aussi une étape de traitement particulièrement impactante. Elle émet les principales substances contribuant à l'acidification des sols, c'est-à-dire du dioxyde de soufre (SO_2) (0.30 kg/t MS), de l'ammoniac (NH_3) (2.09 kg/t MS) et des oxydes d'azote (NO_x) (0.20 kg/t MS).

6.2.1.4 Eutrophisation des milieux aquatiques et des milieux marins

La nuance entre ces deux types d'eutrophisation se trouve dans les éléments pris en compte pour chacune de ces catégories. Comme indiqué par les unités dans le Tableau 30, la méthode de caractérisation Recipe ne prend en compte que l'élément Phosphore (P) pour la catégorie d'impact « Eutrophisation des milieux aquatiques » et l'élément Azote (N) pour la catégorie d'impact « Eutrophisation des milieux marins ».

Eutrophisation des milieux aquatiques

D'après la Figure 29, tous les scénarios ayant une étape d'épandage génèrent très peu d'impacts. En effet, l'épandage des boues permet la diminution de 60 à 90% des impacts totaux. La non-consommation d'engrais phosphorés et la non-émission de pentoxyde de phosphore (P_2O_5) liée à la substitution des engrais minéraux permettent d'aboutir à d'aussi faibles contributions.

La production de chaleur et d'électricité qui résulte de la cogénération du biogaz (scénarios a2 et b1) et de la co-incinération des boues (scénario b5) permet d'atténuer l'impact total de ces scénarios a2, b1 et b5 puisque cela évite la production d'une même quantité de chaleur et d'électricité par une source alternative.

A l'inverse, les procédés énergivores tels que la digestion anaérobie (scénarios a2, a3 et b1) et le séchage thermique (scénario b5) sont parmi les étapes contribuant le plus à l'eutrophisation des milieux aquatiques.

La forte contribution de la déshydratation par filtre-pressé dans le scénario b3 provient de nouveau du conditionnement minéral qui nécessite la fabrication d'importantes quantités de consommables (chaux et chlorure de fer).

Comme évoqué dans la partie 5.7, 5% des lixiviats produits dans l'installation de stockage des déchets fuient vers le milieu aquatique. Ces lixiviats contiennent des phosphates (PO_4^{3-}) qui sont ainsi libérés dans les eaux de surfaces. C'est pourquoi l'enfouissement est la seule filière d'élimination des boues à renforcer l'impact d'eutrophisation aquatique.

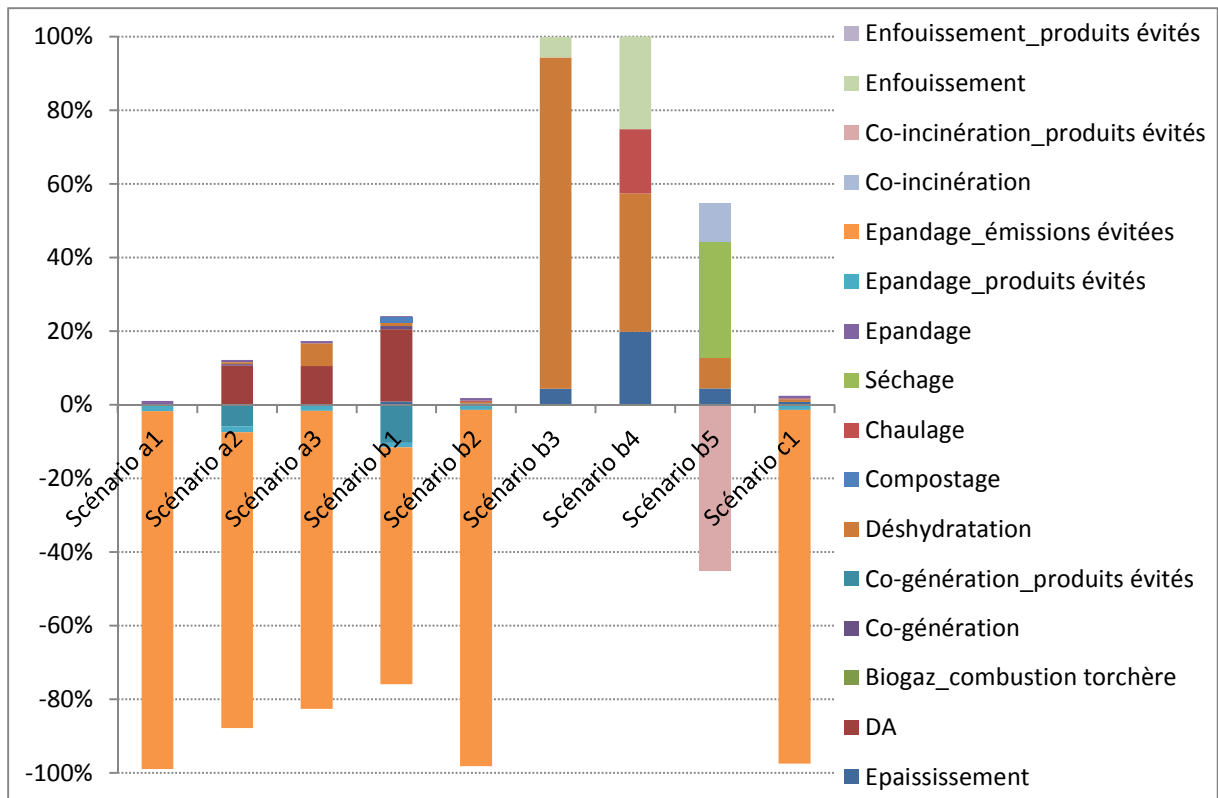


Figure 29 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « eutrophisation des milieux aquatiques » - Méthode Recipe midpoint E

Eutrophisation des milieux marins

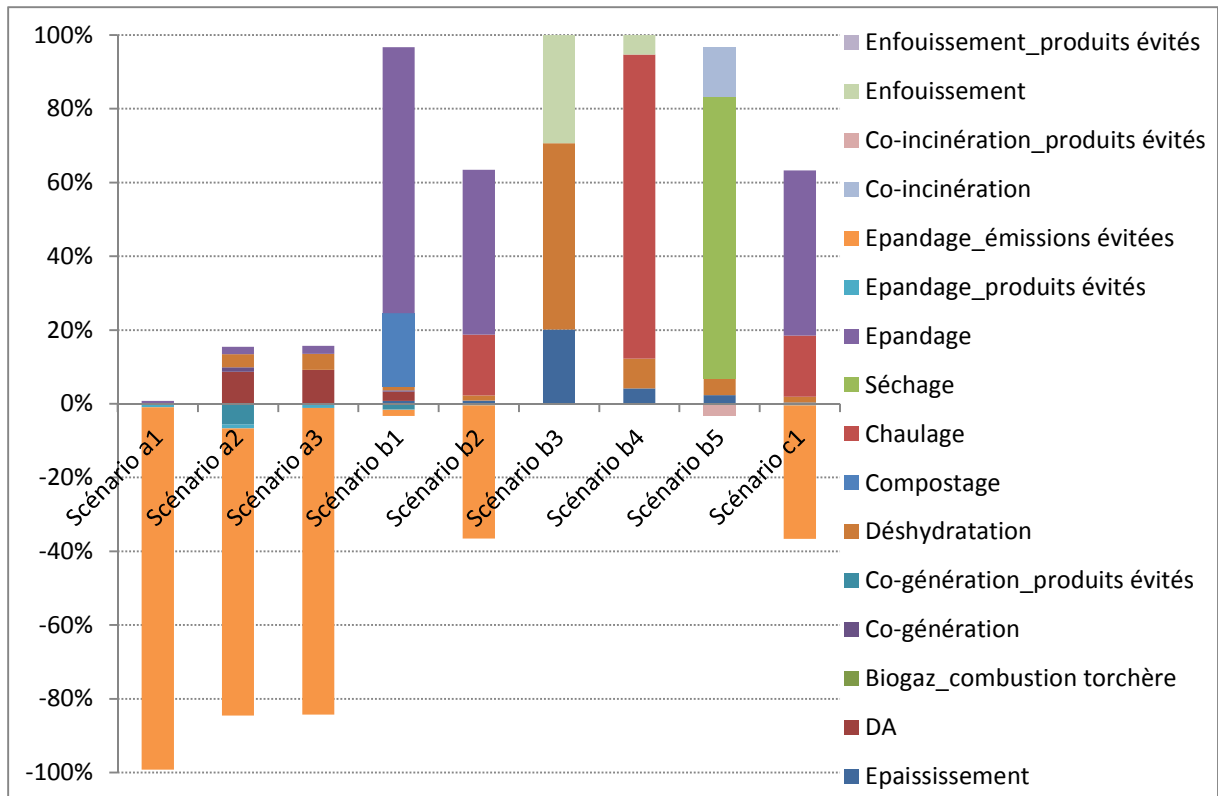


Figure 30 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « eutrophisation des milieux marins » - Méthode Recipe midpoint E

D'après la Figure 30, selon les différents types de boues épandues, l'étape d'épandage contribue de manière différente à chaque scénario. La contribution de l'épandage des boues liquides et déshydratées dans les scénarios a1, a2 et a3 est quasiment négligeable alors que l'épandage des boues compostées et chaulées représente plus de 60% dans le scénario b1 et plus de 40% dans les scénarios b2 et c1. Ces différences sont dépendantes des émissions post-épandage recensées dans la littérature. En effet pour l'épandage des boues compostées et chaulées, les émissions post-épandage d'ammoniac sont à l'origine de cette forte contribution (5.83kg NH₃/t MS pour les boues chaulées et 74.68 g NH₃/t MS pour les boues compostées). En revanche, aucune émission post-épandage d'ammoniac n'a été recensée pour les boues liquides et déshydratées.

Le séchage thermique dans le scénario b5 contribue à 70% à l'impact « Eutrophisation des milieux marins ». Le séchage est à l'origine d'émissions importantes d'ammoniac (NH₃) (3.42 kg/t MS) dans l'air.

La déshydratation par filtre-pressé est la filière la plus impactante dans le scénario b3 en raison de la consommation importante de consommables (chlorure de fer FeCl₃) nécessaire à son fonctionnement.

Dans le scénario b4, les impacts générés par le chaulage n'étant plus cachés par ceux de l'épandage, l'étape de chaulage se retrouve être la plus impactante en raison d'émissions d'ammoniac (NH₃) et d'oxydes d'azote (NO_x).

6.2.1.5 Toxicité humaine

Les émissions contribuant à la toxicité humaine sont principalement les métaux lourds, les polluants organiques persistants (POP), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les dioxines, les solvants et les pesticides (Reverdy et Pradel, 2012).

Les résultats montrant l'impact de chaque scénario sur la toxicité humaine sont présentés dans la Figure 31, ci-dessous.

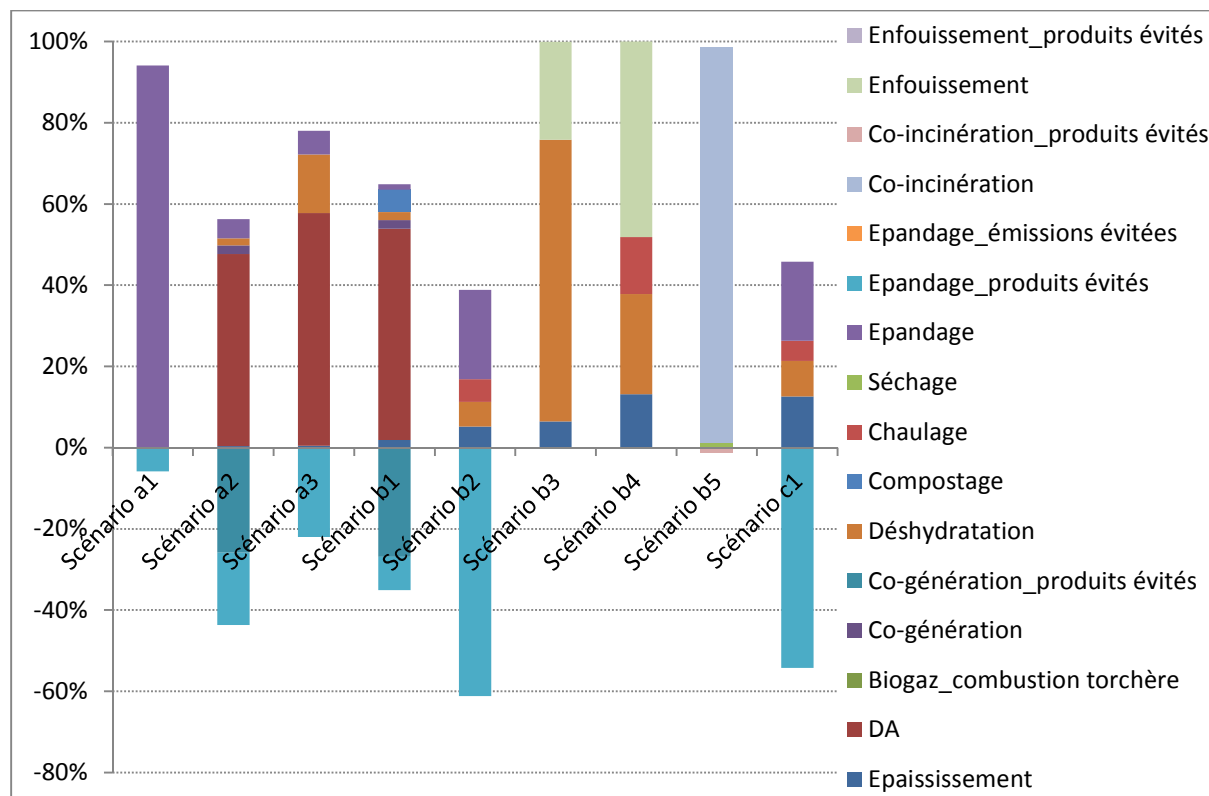


Figure 31 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « Toxicité humaine » - Méthode Recipe midpoint E

De manière générale, l'épandage des boues permet la diminution des impacts totaux jusqu'à 60%. Toutefois, cela est moins accentué dans le scénario a1 où l'épandage des boues liquides contribue à

plus de 90% à l'impact « toxicité humaine » en raison d'émissions post-épandage importantes en métaux lourds (0.19 kg Cu/t MS ; 1.51 kg Zn/t MS ; 0.33 kg Pb/t MS).

Dans les scénarios a2, a3 et b1, la digestion anaérobie contribue à plus de 50% à l'impact toxicité humaine. La forte consommation d'électricité semble contribuer en grande partie à cet impact. Toutefois, l'impact est atténué grâce à la production d'électricité lors de la valorisation du biogaz en co-génération dans les scénarios a2 et b1.

Dans le scénario b5, la co-incinération contribue quasiment à 100% à la toxicité humaine en raison de toutes les émissions toxiques générées dans l'air :

- Des métaux lourds : principalement du mercure (Hg 14.15 g/t MS) et du plomb (Pb 8.36 g/t MS)
- Des POP, parmi lesquels on retrouve des dioxines (6.86E-07 g/t MS)
- Un nombre important de HAP : naphthalene, acenaphtyhylyene, acenaphthene, fluorene, phenanthrene, pyrene, benzo(a)pyrene etc.

6.2.1.6 Ecotoxicité terrestre, écotoxicité aquatique et écotoxicité marine

Les principales émissions contribuant aux catégories d'impact « Ecotoxicité terrestre », « Ecotoxicité aquatique » et « Ecotoxicité marine » sont les mêmes que celles contribuant à la toxicité humaine.

Bien que ces impacts soient exprimés dans la même unité, une nuance existe entre eux puisque les résultats ne sont pas tout à fait les mêmes d'une catégorie d'impact à une autre.

D'après le rapport sur la caractérisation des résultats par la méthode Recipe (Goedkoop, Heijungs et al., 2009), les compartiments dans lesquels les émissions ont lieu sont reliés à un milieu environnemental récepteur (Tableau 31).

Tableau 31 : Liaison entre le compartiment dans lequel les émissions sont générées et le milieu environnemental récepteur (Goedkoop, Heijungs et al., 2009)

Compartiment	Environnement récepteur
Air urbain	Environnement terrestre
Air rural	Environnement eau douce (ou aquatique)
Eau douce	Environnement marin

Les remarques décrites dans le paragraphe dédié à la toxicité humaine sont aussi vraies pour les trois types d'écotoxicité.

La principale différence entre ces trois écotoxicités réside dans la contribution de l'épandage aux impacts totaux. Selon l'écotoxicité prise en compte, les sous-modules de l'épandage contribuent plus ou moins à l'impact.

Par exemple, l'abrasion des pneus lors de la phase épandage émet des métaux lourds (Zinc, Plomb, Cadmium) dans le sol. De manière logique, l'écotoxicité terrestre sera alors plus sensible à ce sous-module que les deux autres écotoxicités.

Ecotoxicité terrestre

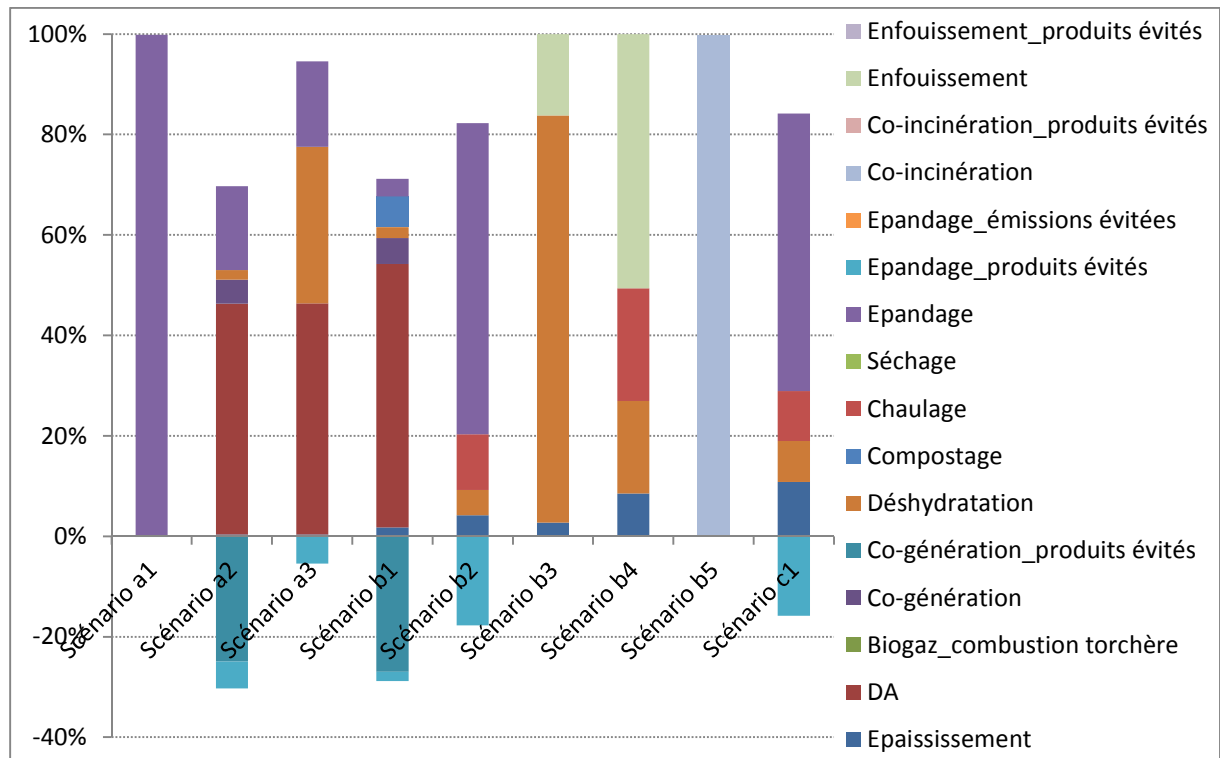


Figure 32 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « Ecotoxicité terrestre » - Méthode Recipe midpoint E

Ecotoxicité aquatique

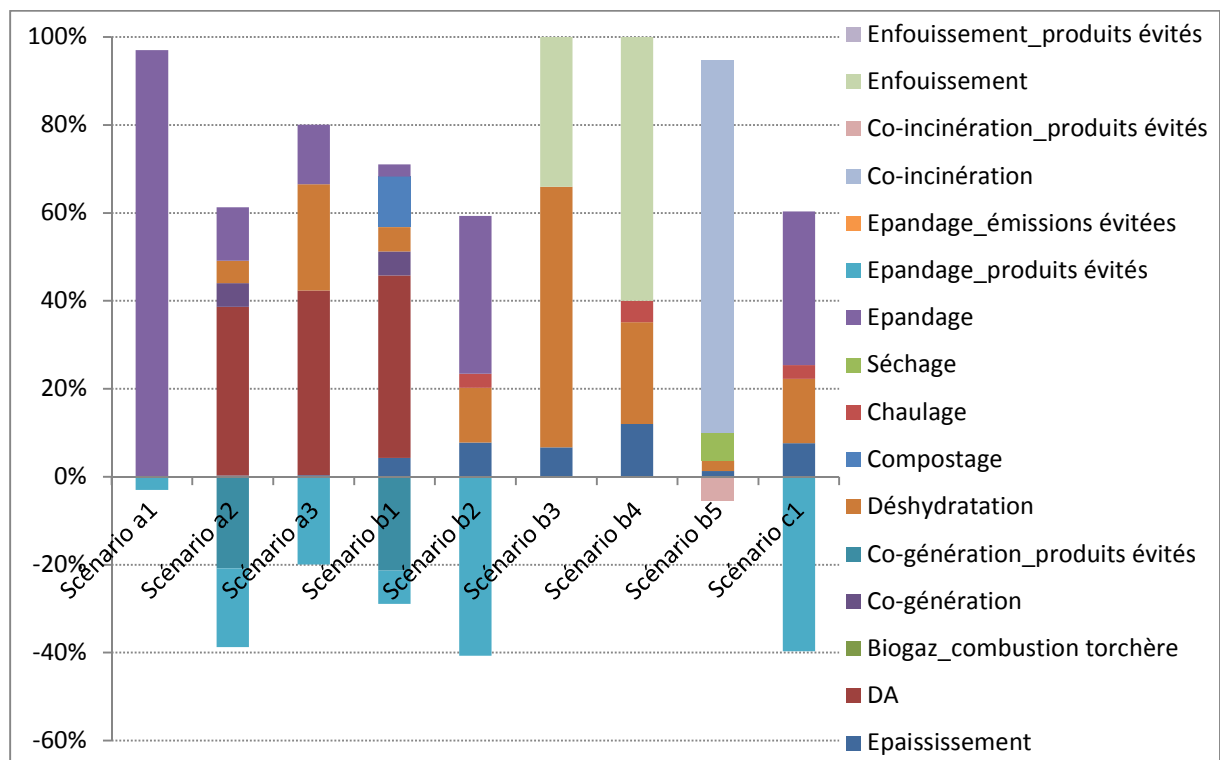


Figure 33 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « Ecotoxicité aquatique » - Méthode Recipe midpoint E

Ecotoxicité marine

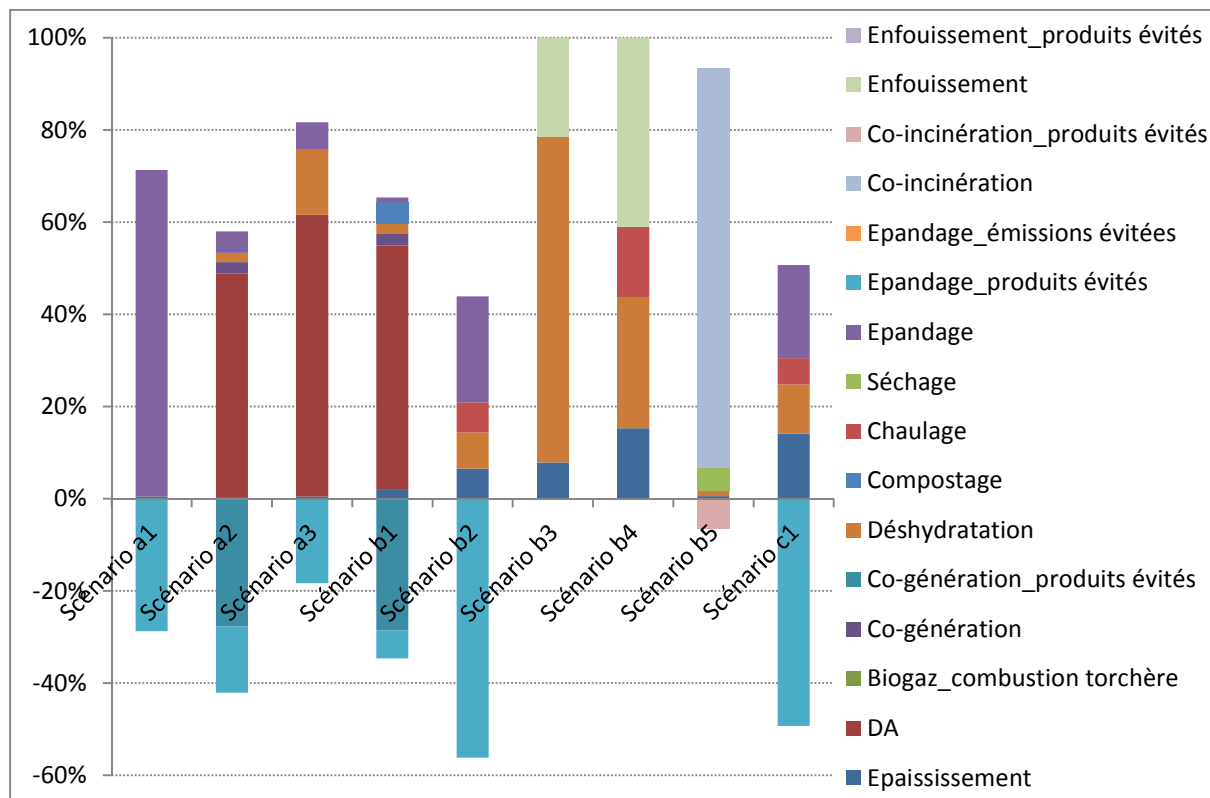


Figure 34 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « Ecotoxicité marine » - Méthode Recipe midpoint E

6.2.1.7 Épuisement de la ressource en eau, des ressources minérales et fossiles

Les résultats montrant l'impact de chaque scénario sur l'épuisement des ressources en eau, ressources minérales et fossiles sont présentés dans la Figure 35, ci-dessous.

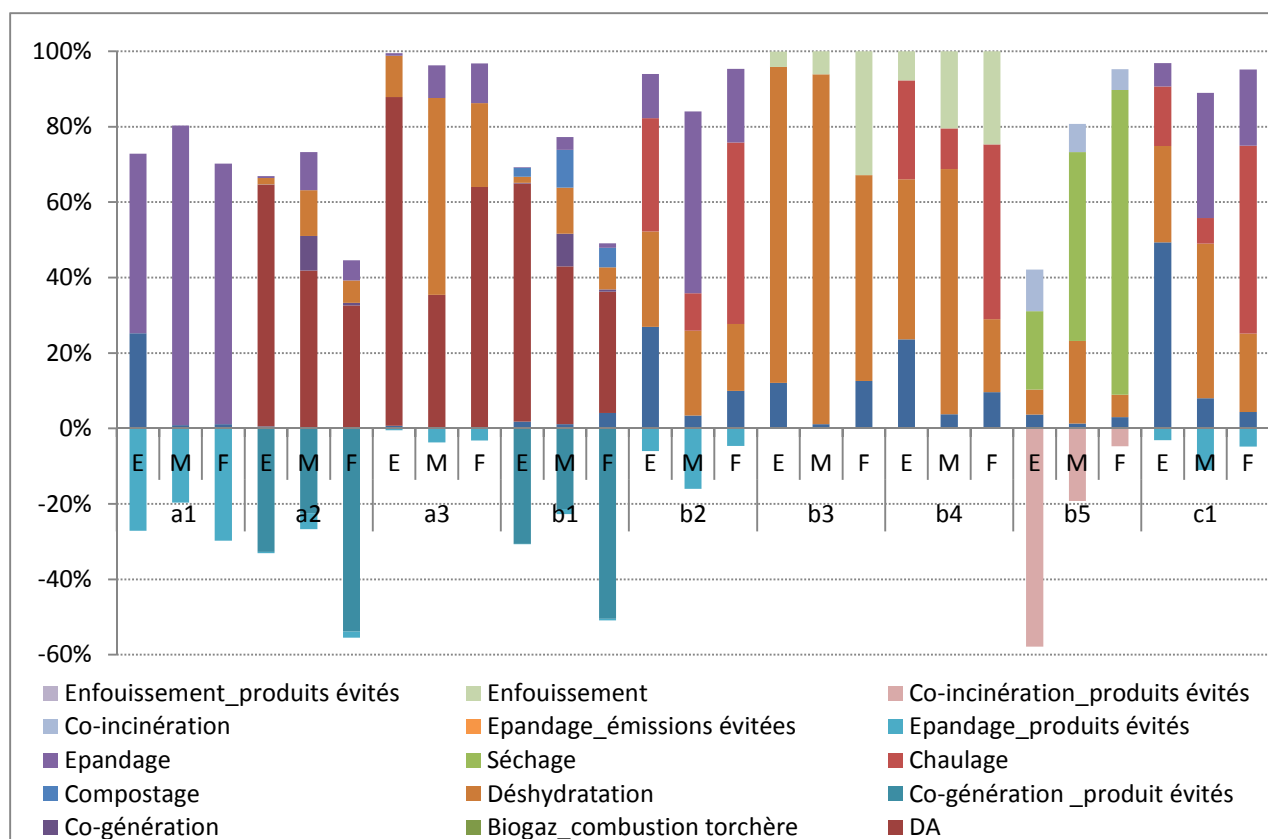


Figure 35 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour les impacts « Epuisement de la ressource en eau » (E), « Epuisement de la ressource minérale » (M) et « Epuisement de la ressource fossile » (F) – Méthode Recipe midpoint E

Epuisement des ressources en eau

L'épuisement des ressources en eau se caractérise par la consommation en eau des modules évalués.

De manière générale, les filières de traitement des boues sont plus consommatrices d'eau que les filières de valorisation des boues. Les filières les plus impactantes sont celles qui consomment le plus d'électricité. Le mix énergétique français utilisé dans la modélisation est issue de la base de données Ecoinvent. Il se compose d'énergie nucléaire à 78%, énergie nécessitant des quantités d'eau extrêmement élevées, de 50 000 à 100 000 m³/an pour une centrale nucléaire (pour une tranche de 900 MW) (Nordmann, 2008).

A titre d'exemple, la digestion anaérobie, procédé très énergivore, contribue à plus de 60% à l'impact épuisement des ressources en eau dans les scénarios a2, a3 et b1. De même, la déshydratation des boues par filtre-presse génère 80% des impacts du scénario b3.

La co-incinération permet d'atténuer de 50% l'impact du scénario b5 sur l'épuisement de la ressource en eau, et la cogénération de 30% grâce à la production d'une quantité importante d'électricité et/ou de chaleur.

Epuisement des ressources minérales

Le sous module de l'épandage contribuant le plus à l'épuisement des ressources minérales est celui du transport des boues de la STEU jusqu'au lieu d'épandage. Ce sous-module nécessite une quantité de tracteur et d'épandeur (en kg) pour remplir la fonction de transport d'1 tonne de boue (MS). En effet, le matériel agricole nécessite des ressources premières minérales pour sa construction.

La digestion anaérobie contribue pour au moins 40% à l'impact « épuisement des ressources minérales ». C'est la forte consommation d'électricité qui est à l'origine de cette contribution.

Pour l'ensemble des modules, leur contribution à cette catégorie d'impact est liée à la fabrication de leur infrastructure. Cela est particulièrement vrai pour la déshydratation (tout procédé confondu) et le séchage.

Épuisement des ressources fossiles

Les modules contribuant le plus à la catégorie d'impact « épuisement de la ressource fossile » sont ceux qui mobilisent le plus la ressource en pétrole. C'est pourquoi les filières impactant le plus cette catégorie d'impact sont celles ayant un fort besoin en électricité et chaleur (digestion anaérobie, séchage), celles ayant des infrastructures conséquentes (Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux), celles ayant besoin de quantités importantes en consommables (déshydratation par filtre-presses, chaulage). De ce fait, la cogénération du biogaz issu de la digestion anaérobie permet la diminution d'au moins 50% des impacts totaux des scénarios a2 et b1.

6.2.2 Comparaison des scénarios par rapport au scénario le plus impactant

Afin d'obtenir un aperçu de l'ensemble des résultats, pour chaque catégorie d'impact, une comparaison des scénarios par rapport au scénario le plus impactant a été réalisée.

Les résultats se trouvent dans la Figure 36 ci-après :

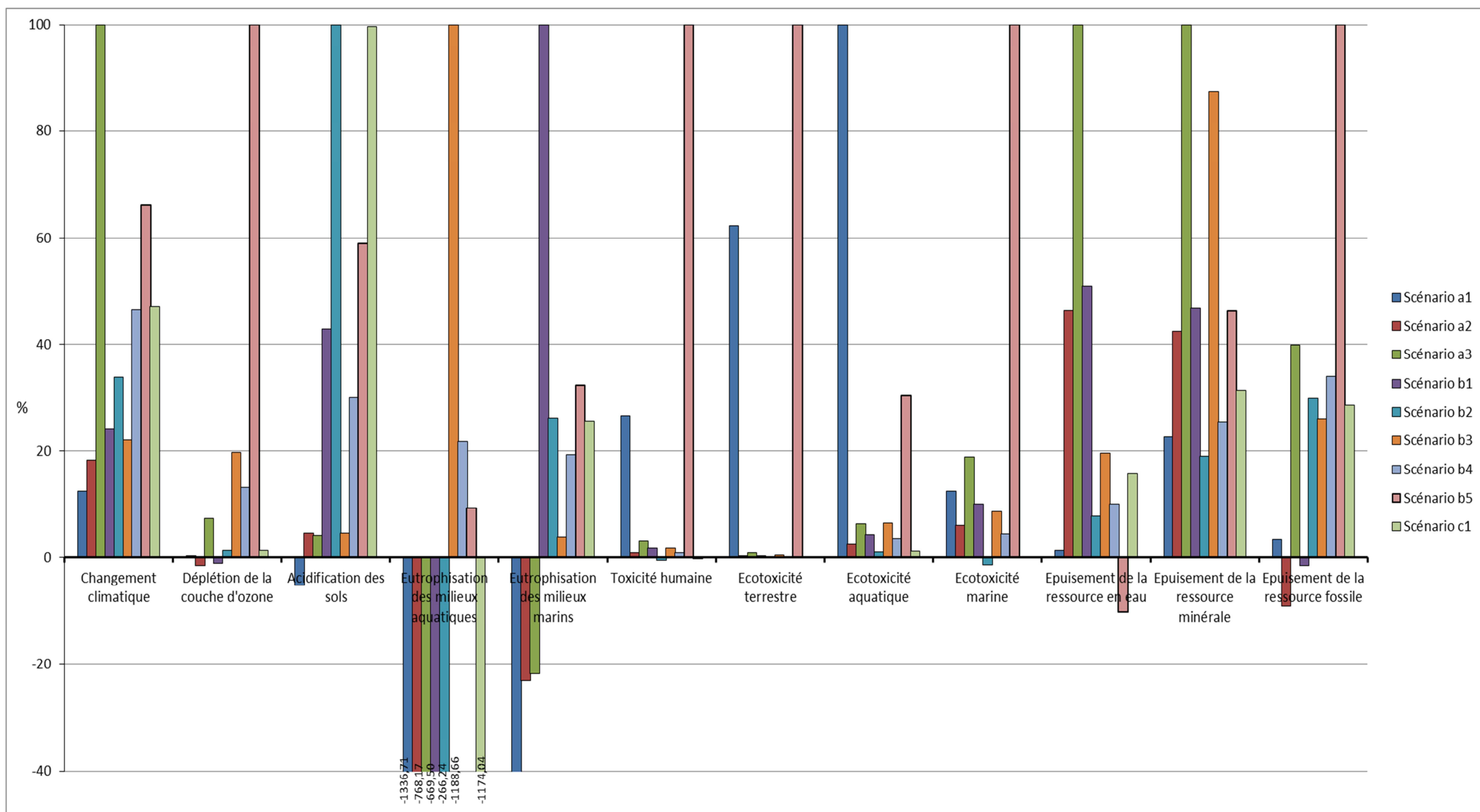


Figure 36 : Comparaison des scénarios entre eux par rapport au scénario le plus impactant pour chaque catégorie d'impact

6.2.2.1 Changement climatique

Le scénario a3 est le scénario impactant le plus le changement climatique. Le biogaz issu de la digestion anaérobie n'est pas valorisé dans ce scénario mais est brûlé dans une torchère. Ainsi le méthane (CH₄) contenu dans le biogaz est transformé en dioxyde de carbone (CO₂), gaz contribuant mais de manière moindre au changement climatique.

Parmi les scénarios les plus impactants nous retrouvons ceux étant équipés d'une étape de chaulage ou de séchage, procédés particulièrement énergivores, c'est-à-dire les scénarios b2, b4, b5, et c1.

Le scénario a1 est le scénario (épaississement gravitaire + épandage de boues liquides) impactant le moins le changement climatique.

6.2.2.2 Déplétion de la couche d'ozone

Le scénario b5 est celui qui favorise le plus la déplétion de la couche d'ozone à cause des sècheurs thermiques équipés de filtres à manche en polytétrafluoroéthylène, qui lors de leur fabrication dégagent des quantités importantes en HFC, HCFC et CFC.

L'enfouissement des boues est également une étape favorable à la déplétion de la couche d'ozone. De ce fait, les scénarios b3 et b4, ayant une étape d'enfouissement, sont 10 à 20% plus impactants que l'ensemble des scénarios.

Les scénarios a2 et b1, les plus favorables à la couche d'ozone, ont des impacts évités par rapport au scénario le plus impactant grâce à la valorisation du biogaz par cogénération.

6.2.2.3 Acidification des sols

Les scénarios b2 et c1 sont ceux qui favorisent le plus l'acidification des sols. Le point commun de ces deux scénarios est l'étape d'épandage de boues chaulées, qui émet plus de 5 kg d'ammoniac (NH₃) par tonne MS lors de la phase post-épandage. Toutefois ce résultat est à prendre avec précaution car cette donnée provient de la littérature et est issue d'une seule référence bibliographique (Farrugia, 2001). De plus, l'étape de chaulage renforce cet impact par une émission de plus de 2 kg d'ammoniac (NH₃) par tonne de MS.

Les substances acides émises lors du séchage thermique font du scénario b5 l'un des plus impactants après les scénarios b2 et c1.

Aucune émission de substances contribuant à l'impact acidification des sols n'a été recensée pour l'épandage des boues liquides et des boues déshydratées. Les scénarios a1, a2 et a3 font ainsi partie des scénarios favorisant le moins ce dernier. Or, comme nous l'avons dit, l'émission d'ammoniac (NH₃) lors de la phase post-épandage est un phénomène fréquent pour peu que la boue apportée contienne de l'azote ammoniacal. Nous aurions dû recenser ce type d'émission pour chaque type de boue épandue. Ce résultat est donc à prendre avec précaution et des investigations complémentaires sont nécessaires pour ce type de boue.

6.2.2.4 Eutrophisation des milieux aquatiques

L'épandage des boues semble être la filière la mieux adaptée vis-à-vis de l'eutrophisation des milieux aquatiques. Les scénarios ayant une étape d'épandage ne présentent pas d'impacts favorisant l'eutrophisation des milieux aquatiques grâce aux émissions et produits évités liés à la substitution des engrais minéraux par la boue.

Le scénario b3 est de loin le scénario le plus favorable à l'eutrophisation des milieux aquatiques par la présence d'une étape de déshydratation par filtre-pressé avec un conditionnement minéral. Comme nous l'avons vu précédemment, le conditionnement minéral favorise l'eutrophisation des milieux aquatiques à cause d'une quantité importante de chlorure de fer à produire.

6.2.2.5 Eutrophisation des milieux marins

Le scénario b1 est le plus impactant vis-à-vis de l'eutrophisation des milieux marins. Cela s'explique par une émission très importante de nitrate (15.28 kg NO₃/t MS) dans l'eau après l'épandage des boues compostées. Cette valeur provient d'une seule référence bibliographique (Hansen et al., 2006) et est une moyenne de 4 valeurs. Ce résultat est donc à prendre avec précaution.

Les scénarios b2 et c1 sont aussi impactants et leur point commun est l'étape de chaulage des boues suivi d'un épandage. En effet, l'épandage de boues chaulées est l'étape où la plus importante émission d'ammoniac dans l'air a été recensée (5.83 kg/t MS). C'est donc cette émission qui est à l'origine de ce fort impact. Comme nous l'avons dit dans le paragraphe dédié à l'acidification des sols, ce résultat est à prendre avec beaucoup de précaution.

Les scénarios a1, a2 et a3 ne génèrent pas d'impact sur l'eutrophisation des milieux marins. Les émissions évitées et produits évités sont plus importants que les émissions générées par l'épandage des boues.

Les scénarios où l'élimination des boues a lieu dans une ISDND font également partie des scénarios les moins impactants au regard de l'eutrophisation des milieux marins.

6.2.2.6 La toxicité humaine

Deux scénarios se démarquent des autres, les scénarios a1 et b5. Il n'est pas étonnant de retrouver le scénario b5 parmi les plus impactants car comme nous l'avons dit, la co-incinération des boues émet un cocktail de substances impactant sur la toxicité humaine (métaux lourds, POP et HAP). Toutefois, il est plus surprenant de trouver le scénario a1 comme très impactant car peu de substances pour la toxicité humaine ont été modélisées dans ce scénario, la principale cause étant des émissions importantes en métaux lourds lors de l'épandage des boues.

Le scénario b2 (épaississement + déshydratation + chaulage + épandage) semble être le scénario le plus avantageux.

6.2.2.7 Ecotoxicité terrestre

Tout comme la toxicité humaine, les scénarios a1 et b5 se démarquent des autres, pour les mêmes raisons évoquées précédemment.

Les autres scénarios ont le même niveau d'impact sur l'écotoxicité terrestre.

6.2.2.8 Ecotoxicité aquatique

Les scénarios a1 et b5 se démarquent de nouveau des autres scénarios à la différence que cette fois c'est le scénario a1 qui est le plus impactant. Comme le montre le Tableau 31, les émissions générées dans l'air rural impacte l'environnement aquatique (eau douce). Le méthane (CH₄) émis dans l'air pendant la phase post-épandage des boues liquides favorise fortement l'écotoxicité aquatique. A l'inverse, les émissions générées par la combustion des boues en co-incinération sont émises dans l'air urbain, le scénario b5 a ainsi un impact plus fort sur l'écotoxicité terrestre que sur l'écotoxicité aquatique.

Les autres scénarios n'ont pas de différences significatives entre eux.

6.2.2.9 Ecotoxicité marine

Le scénario b5 se démarque une nouvelle fois des autres scénarios. Le scénario a3 est également un des plus impactants en raison de la forte consommation d'électricité nécessaire au fonctionnement de la digestion anaérobie.

Les scénarios favorisant le moins l'écotoxicité marine sont les scénarios b2, b4 et c1 qui ont comme point commun une étape de chaulage.

6.2.2.10 Epuisement de la ressource en eau

Les scénarios favorisant le plus l'épuisement de la ressource en eau sont ceux ayant une étape de digestion anaérobie (scénarios a2, a3 et b1). La digestion anaérobie consomme beaucoup d'électricité et de chaleur, qui consomment elles-mêmes de grandes quantités d'eau.

Le scénario b5 évite l'épuisement de la ressource en eau grâce à la production d'électricité et de chaleur générée par la combustion des boues.

6.2.2.11 Epuisement de la ressource minérale

L'épuisement de la ressource minérale est majoritairement lié aux infrastructures des ouvrages, qui ont besoin de ces ressources lors de leur construction. Ainsi, les scénarios a3 et b3 sont les plus impactants en raison de la grande quantité de matériaux (armatures en inox, pompe en fonte) nécessaires à la construction des filtres-presses.

Les scénarios (a2, a3 et b1) ayant une étape de digestion anaérobie sont aussi ceux qui favorisent le plus l'épuisement de la ressource minérale. Cela est de nouveau lié à la consommation importante en électricité.

L'infrastructure du séchage thermique favorise aussi l'épuisement de la ressource minérale (scénario b5).

6.2.2.12 Epuisement de la ressource fossile

Les scénarios qui favorisent le plus l'épuisement de la ressource fossile sont ceux qui ont besoin de chaleur pour le fonctionnement des procédés de traitement modélisés. Il s'agit en particulier du séchage thermique dans le scénario b5 et de la digestion anaérobie sans valorisation du biogaz dans le scénario a3.

Les scénarios ayant une étape de chaulage sont également bien impactants (scénarios b4, b2 et c1). En effet, le chaulage demande une grande quantité de chaux pour traiter une tonne de MS. Lors de la fabrication de cette chaux, divers constituants d'origine pétrolière sont consommés.

A l'inverse, les scénarios a2 et b1, où une valorisation du biogaz par co-génération existe, évitent l'épuisement de la ressource fossile par la production de chaleur et d'électricité qui en résulte.

6.2.3 Synthèse des résultats

L'épaississement des boues est le procédé le moins impactant de tous. Par ailleurs, il n'existe que peu de différences entre un épaississement gravitaire, par grille d'égouttage ou par flottation. Sa faible consommation d'électricité fait que cette étape de traitement est presque négligeable par rapport aux autres étapes.

Entre la déshydratation par centrifugation et la déshydratation par filtre à bandes, peu de différences existent. En revanche, la déshydratation par filtre-presses avec conditionnement minéral se distingue des deux autres. En effet, cette technique utilise une grande quantité de consommables (chaux et chlorure de fer) pour le conditionnement minéral. La fabrication de ces consommables nécessite de la matière première, divers réactifs (dont leur fabrication est également prise en compte) et de l'électricité générant ainsi un certain nombre d'émissions. Ainsi, la déshydratation par filtre-presses dans le scénario b3 est l'étape la plus impactante dans 11 catégories d'impact sur 12 (à l'exception de la déplétion de la couche d'ozone).

En conclusion, la déshydratation par filtre-presses est un procédé qui nécessite d'être amélioré au niveau du conditionnement minéral. Si l'on souhaite obtenir de meilleures performances environnementales, la déshydratation par centrifugation ou par filtre à bande sont les procédés à privilégier. Toutefois, comme il est précisé dans le Tableau 3, la déshydratation par filtre à bande ne donne pas une boue aussi bien tenue qu'une boue déshydratée par filtre-presses.

Bien que le compostage permette une excellente stabilisation et hygiénisation des boues, son principal point faible est sa forte contribution à l'acidification des sols à cause de fortes émissions d'ammoniac (NH_3).

Le grand point négatif du chaulage des boues est la quantité importante de chaux nécessaire pour traiter une tonne de boue. La fabrication de cette chaux est à l'origine des fortes contributions du chaulage dans les catégories d'impacts « changement climatique » et « déplétion de la couche d'ozone ».

L'étape de la digestion anaérobie des boues favorise un grand nombre d'impacts en raison de sa forte consommation en électricité et en chaleur. 7 des 12 catégories d'impact sont concernées parmi lesquelles nous retrouvons « la toxicité humaine », les trois catégories d'écotoxicité et les trois catégories d'épuisement des ressources. En conséquence, il est fortement conseillé de valoriser le biogaz issu de la digestion anaérobie par une co-génération qui permettra de produire de l'électricité et de la chaleur pouvant ainsi compenser les consommations de la digestion.

Comme l'a montré l'analyse des résultats, l'ajout d'une valorisation du biogaz après la digestion anaérobie des boues a permis la diminution des impacts totaux des scénarios a2 et b1 pour les 12 catégories d'impact étudiées. La co-génération du biogaz a permis la diminution des impacts allant de 15% pour l'eutrophisation des milieux aquatiques à 60 % pour la déplétion de la couche d'ozone. De plus, la Figure 27 a montré que les scénarios a2 et b1 sont les meilleurs scénarios au regard de la déplétion de la couche d'ozone puisqu'ils évitent cet impact.

Le séchage thermique des boues génère un certain nombre d'impacts. Son fort besoin en électricité et en chaleur fait du scénario b5, un des scénarios les plus impactants au regard du changement climatique et de l'épuisement des ressources fossiles. De plus, la fabrication du polytétrafluoroéthylène, matériau composant les filtres à manches, émet un cocktail de substances très nocives pour la couche d'ozone (HFC, HCFC et CFC) ce qui fait également du scénario b5, le scénario le plus impactant pour la catégorie d'impact « déplétion de la couche d'ozone ». Lors du séchage thermique des boues, celui-ci génère des émissions dans l'air et tout particulièrement des émissions importantes d'ammoniac (NH_3) responsables de l'acidification des sols et de l'eutrophisation des milieux marins. Ainsi, le scénario b5 n'est pas le meilleur scénario pour les sols et les écosystèmes marins. Il est le scénario le plus impactant pour 5 des 12 catégories d'impact.

De manière générale, la contribution au changement climatique de la filière de valorisation agricole est négligeable par rapport aux filières de traitement. Toutefois, les résultats ont montré l'existence de grosses disparités entre les différents types d'épandage. Aucune émission azotée post-épandage telle que l'ammoniac (NH_3) et le protoxyde d'azote (N_2O) n'a été recensée dans la littérature pour les boues liquides et déshydratées. Or, ces émissions sont générées naturellement dès qu'il y a épandage de matière organique, qu'importe son origine dès lors qu'elle contient de l'azote ammoniacal et que les conditions d'épandage ne sont pas optimales. De ce fait, les résultats obtenus sont quelques peu erronés. Par exemple, les scénarios a1 (boues liquides), a2 et a3 (boues déshydratées) sont les scénarios qui favorisent le moins l'eutrophisation des milieux marins alors que les scénarios ayant une étape d'épandage des boues compostées ou chaulées (scénarios b1, b2 et c1) sont les plus impactants. A l'inverse, les émissions post-épandage des boues chaulées se composent d'une grande quantité d'ammoniac (plus de 5 kg NH_3 /t MS) ce qui fait des scénarios b2 et c1 les scénarios les plus impactants vis-à-vis de l'acidification des sols. Ce résultat est à prendre avec précaution car l'émission d'ammoniac (NH_3) recensée provient d'une seule source bibliographique. De même, les émissions post-épandage des boues compostées se composent d'une énorme quantité de nitrate (NO_3^-) (plus de 15 kg/t MS) provenant d'une seule référence littéraire, ce qui est également à prendre avec beaucoup de précaution. En conséquence de cette importante émission de nitrate, le scénario b1 est le plus impactant vis-à-vis de l'eutrophisation des milieux marins.

Par ailleurs, une forte émission de méthane (CH_4) a été recensée lors de la phase post-épandage des boues liquides. Cette émission est également douteuse. En conséquence, le scénario a1 est le plus impactant pour la toxicité humaine et l'écotoxicité aquatique. Une nouvelle fois, cette émission est issue d'une seule référence littéraire.

Ces résultats montrent que les inventaires de la phase épandage ne sont pas complets et présentent plusieurs incohérences dès lors que l'on ne se base que sur les données issues de la littérature pour alimenter l'étape d'inventaire du cycle de vie des ACV des filières boues. Le manque de données dans la littérature scientifique en est la principale cause. Ce manque peut toutefois être corrigé en utilisant des données d'émissions simulées à l'aide de modèles biophysiques (type DEAC, STICS, Voltair...).

La co-incinération des boues émet un cocktail de substances polluantes (métaux lourds, HAP, POP etc.) qui fait du scénario b5 le plus impactant au regard des catégories d'impact « toxicité humaine », et des trois catégories d'écotoxicité. En revanche, grâce à sa production d'électricité et de chaleur, la co-incinération permet la diminution des impacts dans les catégories « épuisement des ressources en eau » et « eutrophisation des milieux aquatiques ».

Bien que l'étape d'enfouissement dans le scénario b4 soit la plus impactante pour les catégories d'impact « toxicité humaine », « écotoxicité terrestre », « écotoxicité aquatique » et « écotoxicité marine », le scénario b4 n'est pas forcément le plus impactant par rapport aux autres scénarios. Bien au contraire, le scénario b4 fait partie des scénarios favorisant le moins la toxicité et toutes les formes d'écotoxicités. En raison des fuites de biogaz contenant des substances nocives pour la couche d'ozone, les scénarios b3 et b4 sont parmi les scénarios favorisant le plus la déplétion de la couche d'ozone. Pour toutes les autres catégories d'impact, la contribution des scénarios b3 et b4 est relativement faible. Il s'avère donc que l'enfouissement des boues est un procédé plutôt respectueux de l'environnement dès lors qu'ils sont bien équipés pour limiter les impacts, par l'installation de systèmes de collectes des lixiviats et du biogaz ou encore par la valorisation du biogaz.

7. Conclusion

Ce rapport avait pour objectif l'élaboration de l'Analyse du Cycle de Vie des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Un précédent projet mené pour le compte du MEEDDM avait permis d'identifier les filières de traitement et de valorisation des boues les plus fréquentes en France. Le rapport final issu de l'action 110 de la convention ONEMA-IRSTEA avait défini les frontières de chaque système ainsi que les particularités méthodologiques liées à l'Analyse du Cycle de Vie des filières de traitement et de valorisation des boues. Dans ce présent rapport, il était question d'identifier les impacts environnementaux des principales filières de traitement et de valorisation des boues afin de pouvoir les optimiser et de réaliser des Inventaires du Cycle de Vie pour chaque procédé de traitement et de valorisation. Ces inventaires réalisés à partir des données existantes dans la littérature scientifique et des bases de données (Ecoinvent) avaient pour objectif d'être les plus exhaustifs possibles.

Les résultats obtenus ont montré que d'un point de vue environnemental chaque procédé est différent d'un autre ; ils ont tous leurs propres avantages et inconvénients. Ainsi, l'impact environnemental de l'ensemble de la filière boue dépend des enchaînements choisis entre chaque procédé car plusieurs paramètres sont à prendre en compte dans la constitution d'une filière : (i) les aspects économiques, notamment les coûts liés à l'implantation des infrastructures, des procédés et à la gestion opérationnelle et la maintenance de ces derniers, (ii) le devenir final des boues choisi ou subi, qui va conditionner le choix des procédés de traitement pour atteindre une qualité de boue voulue, (iii) la faisabilité technique.

Par ailleurs, ce travail a permis d'identifier les difficultés liées à la collecte des données dans la littérature. Certains Inventaires du Cycle de Vie, notamment celui de l'épandage, souffrent d'un cruel manque de données. En effet, bien qu'elle soit la filière de valorisation la plus fréquente en France, nous avons identifié une absence de données dans la littérature concernant les émissions post-épandage spécifiques à chaque type de boue ce qui ne permet pas la réalisation de comparaisons objectives. Pour améliorer ces données, il pourrait être intéressant de réaliser de véritables investigations de terrain ou d'utiliser des modèles biophysiques tels que cités plus haut.

Une autre difficulté de l'analyse concerne les systèmes multi-entrants tels que la co-incinération des boues avec les ordures ménagères et l'enfouissement des boues avec les DMA. Le manque de données dans la littérature nous avait poussé à faire l'hypothèse que l'incinération ou l'enfouissement d'une tonne de boue (en matière sèche) était adapté à celui d'une tonne de déchets (ordures ménagères/DMA). Il n'a donc pas été possible de déterminer la part des impacts imputés directement à la boue pour ces voies de valorisation/élimination.

L'utilisation de données d'entrée et de sortie de systèmes provenant de publications différentes a donné des bilans massiques non équilibrés. Pour remédier à ce problème, il faudra travailler en termes de rendement (ou taux d'abattement) pour un procédé donné.

Ce travail a également permis d'identifier des limites de la réalisation d'ACV appliquées aux filières « boues » :

- L'Analyse du Cycle de Vie repose sur de nombreuses hypothèses pouvant avoir un impact sur l'interprétation des résultats et les conclusions produites. D'une hypothèse à l'autre, les résultats peuvent être très différents. Il est donc important dans la réalisation d'une ACV :
 - o de ne pas négliger la pertinence des hypothèses retenues,
 - o de réaliser des analyses de sensibilité pour chacune de ces hypothèses afin d'identifier celles ayant le plus d'influence sur les résultats obtenus.
- L'inventaire est une étape laborieuse de l'Analyse du Cycle de Vie. Elle nécessite que les données collectées soient de bonne qualité. Or ici, pour de nombreux procédés de traitement et de valorisation (notamment l'épandage), les données sont insuffisantes et devraient être renforcées et complétées pour améliorer la précision des résultats (Annexe 3).

Dans la suite de l'action Onema 48 (programmation 2013-2015), des réponses seront apportées aux limites rencontrées par le renforcement des inventaires et la réalisation d'analyses de sensibilité afin de pouvoir retravailler les scénarios et fournir une vision plus robuste des impacts environnementaux des différentes filières « boues ». Ce travail d'inventaire permettra également d'alimenter l'outil d'ACV simplifié qui sera développé dans le cadre de l'action 48.

8. Sigles et abréviations

ACV : Analyse du Cycle de Vie

ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

AFNOR : Association Française de NORmalisation

AGV : Acide gras Volatil

CFC : ChloroFluoroCarbure

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DEHA : Di-EthylHexyl Adipate

DEHP : Phtalate de bis(2-éthylhexyle)

DERU : Directive relative au traitement des Eaux RésiduaireS UrbaineS

DMA : Déchet Ménager Assimilé

ECODEFI : ECO-conception et DEveloppement de méthodologies de Fabrication Innovante de machines d'épandages

EH : Equivalent Habitant

ETM : Elément Trace Métallique

GES : Gaz à Effet de Serre

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

HBFC : HydroBromoFluoroCarbure

HCFC : HydroChloroFluoroCarbure

ICV : Inventaire du Cycle de Vie

ISD : Installation de Stockage des Déchets

ISDND : Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux

LAS : Linear Alkylbenzene Sulfonate

MB : Matière Brute

MEEDDM : Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable, et de la Mer

MES : Matière En Suspension

MS : Matière sèche

MV : Matière Volatile

ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

PBDE : PolyBromoDiphénylEther

PCB : PolyChloroBiphényle

PCDD : Polychlorodibenzo-p-dioxine

POP : Polluant Organique Persistant

REFIB : Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération des Boues

REFIOM : Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération des Ordures Ménagères

STEU : Station de Traitement des Eaux Usées

UIOM : Unité d'Incinération d'Ordures Ménagères

9. Bibliographie

ADEME (2012). Déchets Edition 2012: Chiffres-clés.

AFNORa (2006). Management Environnemental - Analyse du cycle de Vie - Principes et cadre, Association Francaise de Normalisation. **NF EN ISO 14040**: 23.

AFNORb (2006). Management Environnemental - Analyse du cycle de Vie - Exigences et lignes directrices, Association Francaise de Normalisation. **NF EN ISO 14044**: 49.

Almansour, E. (2011). Bilans énergétiques et environnementaux de filières biogaz : Approche par filière type Thèse de doctorat en mécanique, Université Bordeaux 1.

ATSDR. (2001). "Landfill gas primer - An overview for environmental health professionals."

Beauchesne, I., R. Ben Cheikh, G. Mercier, J. F. Blais et T. Ouarda (2007). "Chemical treatment of sludge: In-depth study on toxic metal removal efficiency, dewatering ability and fertilizing property preservation." Water Research **41**(9): 2028-2038.

Besnault, S., S. Martin, CIRSEE et Suez Environnement (2011). Etat de l'art sur les procédés de traitement des boues pour l'élimination des micropolluants. ARMSITIQ - Action D. Anthony, Onema, Cemagref: 55.

Bonnier, S. (2008). Etat de la valorisation du biogaz sur site de station d'épuration en France et en Europe. Montpellier, France, AgroParisTech-Engref, Lyonnaise des Eaux, CIRSEE: 19.

Bruus, J. H., J. R. Christensen et H. Rasmussen (1993). "Anaerobic storage of activated sludge: effects on conditioning and dewatering performance." Water Science and Technology **28**(1): 109-116.

Cao, Y. C. et A. Pawlowski (2013). "Life cycle assessment of two emerging sewage sludge-to-energy systems: Evaluating energy and greenhouse gas emissions implications." Bioresource Technology **127**: 81-91.

Chen, P. H. (1996). "Assessment of leachates from sanitary landfills: Impact of age, rainfall, and treatment." Environment International **22**(2): 225-237.

Commission, E. (2001). Disposal and recycling routes for sewage sludge. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

Damgaard, A., S. Manfredi, H. Merrild, S. Stensoe et T. H. Christensen (2011). "LCA and economic evaluation of landfill leachate and gas technologies." Waste Management **31**(7): 1532-1541.

Dewil, R., J. Baeyens, J. Roels et B. V. De Steene (2009). "Evolution of the Total Sulphur Content in Full-Scale Wastewater Sludge Treatment." Environmental Engineering Science **26**(4): 867-872.

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

Girault, R., J. Tosoni, A. L. Reverdy, M. Richard et J. C. Baudez (2014). Déshydratation mécanique des boues d'épuration: état des lieux des filières en France métropolitaine. Clermont-Ferrand, France, IRSTEA, ONEMA, : 54.

Goedkoop, M., R. Heijungs, M. Huijbregts, A. D. Schryver, J. Struijs et R. Van Zelm (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. **Report I: Characterisation**.

Hoffmann, G., D. Schingnitz et B. Bilitewski (2010). "Comparing different methods of analysing sewage sludge, dewatered sewage sludge and sewage sludge ash." Desalination **250**(1): 399-403.

Hospido, A., M. T. Moreira, M. Martin, M. Rigola et G. Feijoo (2005). "Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes." International Journal of Life Cycle Assessment **10**(5): 336-345.

Houillon, G. et O. Jolliet (2005). "Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis." Journal of Cleaner Production **13**(3): 287-299.

IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hayama, Japan, IGES. **4**.

- Jain, R., A. Pathak, T. R. Sreekrishnan et M. G. Dastidar (2010). "Autoheated thermophilic aerobic sludge digestion and metal bioleaching in a two-stage reactor system." Journal of Environmental Sciences-China **22**(2): 230-236.
- Johansson, K., M. Perzon, M. Froling, A. Mossakowska et M. Svanstrom (2007). "Sewage sludge handling with phosphorus utilization - life cycle assessment of four alternatives." Journal of Cleaner Production **In Press, Corrected Proof**.
- Jolliet, O., M. Saadé et P. Crettaz (2005). Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan. Lausanne, Suisse, Presse polytechniques et universitaires romandes.
- Jungbluth, N., M. Faist Emmenegger, F. Dinkel, C. Stettler, G. Doka, M. Chudacoff, A. Dauriat, E. Gnansounou, M. Spielmann, J. Sutter, N. Kljun, M. Keller et K. Schleiss (2007). Life Cycle of Bioenergy. Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Kurniawan, T. A., W. H. Lo et G. Y. S. Chan (2006). "Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment." Journal of Hazardous Materials **137**(1): 443-455.
- Li, S. (2008). Modélisation d'un incinérateur de boues en lit fluidisé en vue de la maîtrise des émissions de NOx Thèse de doctorat, Institut Polytechnique de Grenoble.
- Lima, M. R. P., E. Zandonade et P. A. Sobrinho (2012). "Characteristics of WWTP sludge after drying in greenhouse for agricultural purposes." Water Science and Technology **66**(7): 1460-1466.
- Lundin, M., M. Olofsson, G. J. Pettersson et H. Zetterlund (2004). "Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options." Resources, Conservation and Recycling **41**(4): 255-278.
- Mallard, P., D. Rogeau, B. Gabrielle, M. Vignoles, C. Sablayrolles, V. Le Corff, M. Carrere, S. Renou, E. Vial, O. Muller, N. Pierre et Y. Coppin (2005). Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets : Bilan des connaissances, Cemagref, INRA, ENSIACET, CReeD, Anjou Recherche, EcoBilan/ PriceWaterhouseCoopers, ORVAL, ADEME: 331.
- Manfredi, S. et T. H. Christensen (2009). "Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling." Waste Management **29**(1): 32-43.
- MEDDE (1997). Arrêté du 09/09/97 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux.
- MEDDE. (2013). "Portail d'information sur l'assainissement communal." from <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/>.
- Melidis, P., G. D. Gikas, C. S. Akratos et V. A. Tsihrintzis (2010). "Dewatering of primary settled urban sludge in a vertical flow wetland." Desalination **250**(1): 395-398.
- Nemecek, T. et T. Kägi (2007). Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories: 360.
- Ngelah, S. A. (2008). A Life Cycle Assessment of sewage sludge treatment options. Master Thesis, Aalborg University.
- Nordmann, F. (2008). "Gestion industrielle de l'eau pour la production d'énergie nucléaire." Techniques de l'ingénieur Gestion de l'eau par les industriels.
- Obarska-Pempkowiak, H. et M. Gajewska (2008). Influence of sludge treatment processes on heavy metal speciation. Management of Pollutant Emission from Landfills and Sludge. M. Pawlowska et L. Pawlowski. London, Taylor & Francis Ltd: 141-148.
- Oleszczuk, P. (2008). "The toxicity of composts from sewage sludges evaluated by the direct contact tests phytotoxkit and ostracodtoxkit." Waste Management **28**(9): 1645-1653.
- OTV (1997). Traiter et valoriser les boues, Lavoisier.
- Pradel, M. (2010). Analyses du Cycle de Vie de chantiers d'épandage de boues de station d'épuration. IRSTEA, Clermont-Ferrand.
- Rasmussen, H., J. H. Bruus, K. Keiding et P. H. Nielsen (1994). "Observations on dewaterability and physical, chemical and microbiological changes in anaerobically stored activated-sludge from a nutrient removal plant." Water Research **28**(2): 417-425.

- Renou, S. (2006). Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine.
- Renou, S., J. G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan et P. Moulin (2008). "Landfill leachate treatment: Review and opportunity." Journal of Hazardous Materials **150**(3): 468-493.
- Reverdy, A. L. et M. Pradel (2010). Les filières de valorisation des boues d'épuration en France. Clermont-Ferrand, France, Cemagref.
- Reverdy, A. L. et M. Pradel (2011). Evaluation des émissions de gaz à effet de serre des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Centre de Clermont-Ferrand, Cemagref.
- Reverdy, A. L. et M. Pradel (2011). Mise en place d'un outil de quantification des émissions de GES par les filières de traitement et de valorisation des boues. Clermont-Ferrand, Cemagref.
- Reverdy, A. L. et M. Pradel (2012). Bilan environnemental des filières 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. Clermont-Ferrand, Cemagref.
- Sachon, G. (1994). Caractéristiques quantitatives et qualitatives des boues issues des stations d'épurations biologiques urbaines. Paris, France, Cemagref: 9.
- Soda, S., Y. Iwai, K. Sei, Y. Shimod et M. Ike (2010). "Model analysis of energy consumption and greenhouse gas emissions of sewage sludge treatment systems with different processes and scales." Water Science and Technology **61**(2): 365-373.
- Suh, Y. J. et P. Rousseaux (2002). "An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios." Resources Conservation and Recycling **35**(3): 191-200.
- Svanstrom, M., M. Froling, M. Modell, W. A. Peters et J. Tester (2004). "Environmental assessment of supercritical water oxidation of sewage sludge." Resources Conservation and Recycling **41**(4): 321-338.
- Tarantini, M., P. Butol et L. Marorino (2007). "An environmental LCA of alternative scenarios of urban sewage sludge treatment and disposal." Thermal Science **11**(3): 153-164.
- Tidåker, P., E. Kärrman, A. Baky et H. Jönsson (2006). "Wastewater management integrated with farming -an environmental systems analysis of a Swedish country town." Resources, Conservation and Recycling **47**(4): 295-315.
- Trabelsi, S. (2012). Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques. Application aux lixiviats de la décharge tunisienne "jebel Chakir" Thèse de doctorat, Université Paris-Est et Institut National des Sciences Appliquées et de Technologie.
- Troesch, S. (2009). Traitement et valorisation des boues et des matières de vidange par lits de séchage plantés de roseaux Thèse de doctorat, Université de Savoie.
- Turovskiy, I. S. et P. K. Mathai (2006). Wastewater Sludge Processing.
- Vandenbossche, H., J.-S. Thomas et S. Rendu (2005). "Impact environnemental du traitement des eaux usées et de la dévolution des boues." Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural **11**: 57-66.
- Vincent, J. (2011). Les lits de séchage plantés de roseaux pour le traitement des boues acitvées et les matières de vidanges : adapter la stratégie de gestion pour otpimiser les performances Thèse de doctorat, Université Montpellier II.
- Walter, I., F. Martinez et V. Cala (2006). "Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses." Environmental Pollution **139**(3): 507-514.

10. Table des illustrations

Figure 1 : Représentation schématique des différentes natures de boues produites dans une station d'épuration	4
Figure 2 : Frontières du système général.....	13
Figure 3 : Frontières du système – Module stockage	14
Figure 4 : Frontières du système – Module Epaissement	14
Figure 5 : Frontières du système – Module Déshydratation	15
Figure 6 : Frontières du système - Module Compostage	15
Figure 7 : Frontières du système - Module chaulage	16
Figure 8 : Frontières du système - Module digestion aérobie	16
Figure 9 : Frontières du système - Module digestion anaérobie	17
Figure 10 : Frontières du système - Module séchage	17
Figure 11 : Frontières du système - Incinération spécifique et co-incinération des boues	20
Figure 12 : Frontières du système - Enfouissement en ISD	21
Figure 13 : Frontières du système : Epandage	23
Figure 14 : Arbre des différents scénarios modélisés	25
Figure 15 : Arbre des procédés du scénario a1	27
Figure 16 : Arbre des procédés du scénario a2	28
Figure 17 : Arbre des procédés du scénario a3	29
Figure 18 : Arbre des procédés du scénario b1	30
Figure 19 : Arbres de procédés du scénario b2	31
Figure 20 : Arbre des procédés du scénario b3	31
Figure 21 : Arbre des procédés du scénario b4	32
Figure 22 : Arbre des procédés du scénario b5	32
Figure 23 : Arbres de procédés du scénario c1	33
Figure 24 : Arbre des procédés de la digestion anaérobie mésophile sans prétraitement.....	39
Figure 25 : Arbre des procédés de l'enfouissement des boues	52
Figure 26 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « changement climatique » - Méthode Recipe midpoint E	63
Figure 27 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « déplétion de la couche d'ozone » - Méthode Recipe midpoint E	64
Figure 28 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « acidification des sols » - Méthode Recipe midpoint E	65
Figure 29 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « eutrophisation des milieux aquatiques » - Méthode Recipe midpoint E	67
Figure 30 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « eutrophisation des milieux marins » - Méthode Recipe midpoint E	67
Figure 31 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « Toxicité humaine » - Méthode Recipe midpoint E	68

Figure 32 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « Ecotoxicité terrestre » - Méthode Recipe midpoint E	70
Figure 33 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « Ecotoxicité aquatique » - Méthode Recipe midpoint E	70
Figure 34 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour l'impact « Ecotoxicité marine » - Méthode Recipe midpoint E	71
Figure 35 : Impacts environnementaux de chaque module étudié pour les impacts « Epuisement de la ressource en eau » (E), « Epuisement de la ressource minérale » (M) et « Epuisement de la ressource fossile » (F) – Méthode Recipe midpoint E	72
Figure 36 : Comparaison des scénarios entre eux par rapport au scénario le plus impactant pour chaque catégorie d'impact.....	74

11. Table des tableaux

Tableau 1 : Composition des différentes natures de boue en entrée de filière [Moyenne – Ecart-type (nombre de références)].....	4
Tableau 2 : Comparaison des différentes méthodes d'épaississement.....	5
Tableau 3 : Comparaison des différentes techniques de déshydratation	6
Tableau 4 : Comparaison des différentes méthodes de stabilisation.....	7
Tableau 5 : Comparaison des différentes méthodes de séchage.....	7
Tableau 6 : Valeurs limites de concentration en éléments traces métalliques dans les sols (en mg/kg de matière sèche) (Arrêté du 8 janvier 1998).....	8
Tableau 7 : Valeurs limites de concentration en ETM et CTO dans les boues (en mg/kg de matière sèche) (Arrêté du 8 janvier 1998).....	8
Tableau 8 : Taux d'abattement de la matière sèche pour chaque procédé de traitement des boues ..	18
Tableau 9 : Propriétés des quatre périodes caractérisant la vie d'une ISDND.....	20
Tableau 10 : Répartition des quantités de boues évacuées par filière de traitement des boues en France en 2007 (Reverdy et Pradel, 2011).	24
Tableau 11 : Récapitulatif des hypothèses relatives à la modélisation des infrastructures.....	26
Tableau 12 : Inventaire du Cycle de Vie des sous-modules épaississement	34
Tableau 13 : Inventaire du Cycle de Vie de la déshydratation par centrifugation.....	35
Tableau 14 : Inventaire du Cycle de Vie du chaulage.....	36
Tableau 15 : Inventaire du Cycle de Vie du compostage.....	36
Tableau 16 : Inventaire du cycle de vie des émissions liées à la combustion du diesel.....	37
Tableau 17 : Hypothèses retenues pour le sous-module de la digestion anaérobie	38
Tableau 18 : Inventaire du Cycle de Vie de la digestion anaérobie	39
Tableau 19 : Inventaire du Cycle de Vie de la combustion du biogaz en torchère	42
Tableau 20 : Inventaire du Cycle de Vie de la co-génération du biogaz produit par digestion anaérobie	42
Tableau 21 : Inventaire du Cycle de Vie du séchage thermique.....	44
Tableau 22 : Siccité et teneur en éléments nutritifs des boues traitées.....	44
Tableau 23 : Hypothèses pour le calcul du volume de béton utilisé pour le stockage des boues issues d'une station d'épuration de moyenne capacité	45
Tableau 24 : Inventaire du Cycle de Vie de l'épandage des boues	47
Tableau 25 : Inventaire du Cycle de Vie de l'enfouissement : émissions générales	53
Tableau 26 : Inventaire du Cycle de Vie de l'enfouissement : Emissions liées aux fuites de lixiviat....	53
Tableau 27 : Inventaire du Cycle de Vie de l'enfouissement : émissions liées aux fuites de biogaz ...	56
Tableau 28 : Inventaire du Cycle de Vie de l'enfouissement : émissions liées au traitement du biogaz	59
Tableau 29 : Inventaire du Cycle de Vie de la co-incinération des boues	60
Tableau 30 : Catégories d'impacts de la méthode Recipe.....	62
Tableau 31 : Liaison entre le compartiment dans lequel les émissions sont générées et le milieu environnemental récepteur (Goedkoop, Heijungs et al., 2009).....	69

12. Annexe 1 : Composition des différentes natures de boues

Eléments	Unité	Boues primaires	Boues biologiques	Boues mixtes	Boues standard
Eléments utiles					
Matière sèche	kg MS / t boue brute	41.75	10.14	19.00	37.33
Matière volatile	kg MV / t MS	650.00	731.40	648.10	616.75
pH		6.17	7.07	6.25	6.72
C/N		12.46	8.06	9.30	7.52
Carbone	kg C / t MS	349.88	394.51	374.40	333.20
Hydrogène	kg H / t MS	45.50	46.67	50.42	51.20
Oxygène	kg O / t MS	230.75	241.73	233.17	225.20
Azote total	kg N / t MS	28.08	48.90	40.25	44.33
Soufre	kg S / t MS	9.75	8.45	10.48	18.62
Phosphore	kg P / t MS	11.84	21.63	23.08	25.53
Chlore	kg Cl / t MS	8.00	8.00	6.90	
Potassium	kg K / t MS	3.22	2.85	5.45	8.70
Aluminium	kg Al / t MS	2.00	2.00	4.07	16.43
Calcium	kg Ca / t MS	100.00	100.00	65.54	44.25
Fer	kg Fe / t MS	20.87	21.08	14.07	124.78
Magnésium	kg Mg / t MS	6.00	6.00	5.76	8.75
Silicium	kg Si / t MS				27.64
Bore	kg B / t MS			0.10	
Sodium	kg Na / t MS			21.20	4.70
Métaux					
Argent	g / t MS	35.00			
Arsenic	g / t MS				
Cadmium	g / t MS	3.35	2.25	0.36	3.94
Chrome	g / t MS	34.87	56.04	113.25	161.04
Cobalt	g / t MS			0.01	18.70
Cuivre	g / t MS	178.04	242.20	258.00	404.96
Etain	g / t MS				16.30
Manganèse	g / t MS	135.35	99.00	123.00	324.47
Mercure	g / t MS	2.13	2.20	0.83	2.72
Molybdène	g / t MS			6.79	4.22
Nickel	g / t MS	38.91	55.10	33.25	54.71
Plomb	g / t MS	40.73	85.48	72.85	163.21
Sélénium	g / t MS				5.17
Zinc	g / t MS	798.64	734.65	862.00	951.33
Titane	g / t MS			1505.00	
Micropolluants					
Fluoranthène	g / t MS			0.54	
Benzo(b)fluoranthène	g / t MS			0.24	

Benzo(a)pyrène	<i>g / t MS</i>	0.17
Benzo(k)fluoranthène	<i>g / t MS</i>	0.08
Benzo(g,h,i)perylène	<i>g / t MS</i>	0.29
Naphtalène	<i>g / t MS</i>	0.70
Acenaphtène	<i>g / t MS</i>	0.19
Phenanthrène	<i>g / t MS</i>	0.61
Pyrène	<i>g / t MS</i>	1.23
Fluorène	<i>g / t MS</i>	0.21
Anthracène	<i>g / t MS</i>	0.07
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	<i>g / t MS</i>	0.21
∑ 11 HAPs (sans napht)	<i>g / t MS</i>	3.10
7 PCBs	<i>g / t MS</i>	0.16
DEHP	<i>g / t MS</i>	61.44
Nonylphenol (4-NP+NPE1-2)	<i>g / t MS</i>	140.50
4-NP	<i>g / t MS</i>	16.94
NP1EO	<i>g / t MS</i>	41.80
NP2EO	<i>g / t MS</i>	40.85
∑ PBDE (47 à 209)	<i>g / t MS</i>	1.36
Benzothiazole	<i>g / t MS</i>	0.18
PFAS	<i>g / t MS</i>	0.34
LAS	<i>g / t MS</i>	3324.33
AOX	<i>g / t MS</i>	257.50
∑ PCDD	<i>mg / t MS</i>	1.51
∑ PCDF	<i>mg / t MS</i>	0.26
∑ PCDD/F	<i>mg / t MS</i>	1.77
Hormone E1	<i>mg / t MS</i>	23.25
Hormone E2	<i>mg / t MS</i>	13.25
Hormone EE2	<i>mg / t MS</i>	4.00
Propranolol	<i>mg / t MS</i>	126.00
Acébutolol	<i>mg / t MS</i>	78.00
Aténolol	<i>mg / t MS</i>	49.00
Sotalol	<i>mg / t MS</i>	15.00
Carbamazépine	<i>mg / t MS</i>	85.00
Nordazépam	<i>mg / t MS</i>	12.00
Amitriptyline	<i>mg / t MS</i>	195.00
Fluoxétine	<i>mg / t MS</i>	104.00
Ibuprofène	<i>mg / t MS</i>	245.00
Caféine	<i>mg / t MS</i>	245.00
Théophylline	<i>mg / t MS</i>	160.00

13. Annexe 2 : Détail des ICV réalisés

Pour chaque module et sous-module, les données existantes dans la bibliographie ont été collectées. Ceci a permis de donner des valeurs moyennes pour :

- Les intrants de chaque système,
- Les émissions dans l'air,
- Les émissions dans l'eau,
- Les co-produits formés.

Une partie de ces valeurs moyennes des ICV ont été présentées au cours de ce rapport. Le reste des données sont référencées dans le fichier attaché à ce présent rapport.

Pour chaque module il existe un fichier Excel, par exemple « Annexe_ICV_Epaississement » au sein duquel les valeurs d'ICV pour les boues standards ont été intégrées pour chaque sous-module (chacun dans une feuille séparée) et pour les 3 tailles de stations d'épuration.

Le travail de ce rapport a uniquement porté sur les stations d'épuration de capacité moyenne.

14. Annexe 3 : Synthèse du nombre de publications trouvées dans la littérature

En vert, données suffisantes, en orange, données insuffisantes à renforcer, en rouge, données très insuffisantes à renforcer

Epaississement		E. Gravitaire		E. Flottation		E. Egouttage	
Input	Energie électrique	4		3	Valeurs homogènes dans la littérature	2	Des valeurs surtout pour table d'égouttage. Grille et tambour, peu de renseignements.
	Consommation réactifs	0		1	Une source : (OTV, 1997)	2	Des valeurs surtout pour table d'égouttage. Grille et tambour, peu de renseignements.
Emissions et rejets	Concentration retour en tête	6	Peu de valeurs chiffrées : surtout des taux d'abattement.	1	Données: concentration en MS uniquement	1	Données (OTV, 1997): concentration en MS uniquement
	Emissions vers l'air	2	1 valeur pour CH ₄ et N ₂ O : STEU au Japon. Autres données de composés soufrés datant de 1990	0	Pas de données dans la littérature	0	Pas de données dans la littérature
Composition boues traitées	Siccité boue épaissie	5	Données assez hétérogènes selon le type de boue en entrée	3	Valeurs homogènes dans la littérature	1	Une source :(OTV, 1997)
	Eléments utiles	6	Données assez faibles, une seule valeur pour l'élément carbone (STEU au Japon)	2	Une seule valeur pour chaque élément (Thèse : (Almansour, 2011). Pas de données pour l'élément carbone ; valeurs assez élevées en générale (P et Ca valeurs très importantes)	1	Données provenant directement de mesures sur STEU et non de publications scientifiques : uniquement N,P,K. Pas de données dans la littérature
	ETM	1	Valeurs trop peu nombreuses, uniquement pour les boues mixtes (STEU en Chine) mais cohérentes avec les autres données de concentrations en ETM	1	Valeur trop peu nombreuses (Almansour, 2011)	0	Pas de données dans la littérature
	Micropolluants	1	DEHP et DEHA uniquement : STEU au Québec. Pas de données sur les autres micropolluants	1	DEHP et DEHA uniquement : STEU au Québec. Pas de données sur les autres micropolluants	0	Pas de données dans la littérature
TOTAL		14		7		4	

Déshydratation		Centrifugation		Filtres à bandes		Filtre à plateaux		LSPR	
Input	Energie électrique	8	Valeurs assez homogènes selon le type de boue.	5	Valeurs assez homogènes selon le type de boue.	4	Valeurs assez homogènes selon les publications	2	Un facteur de 4 entre les 2 publications trouvées
	Consommation réactifs	7		3 (2)	Valeurs provenant surtout de (OTV, 1997) et reprises dans Reverdy, 2011	4	Valeurs provenant surtout de (OTV, 1997) et reprises dans (Reverdy et Pradel, 2011)	0	
Emissions et rejets	Concentration retour en tête	8	Beaucoup de valeurs sur les taux d'abattement provenant d'une seule et même publication.	2	Valeur provenant d'une STEU en Angleterre principalement (concentration en MS de (OTV, 1997).	1	Données (OTV, 1997): concentration en MS uniquement	3	Concentration en N, P et ETM + performances épuratoires des ETM. Pas de données sur la quantité d'eau évacuée dans le filtrat.
	Emissions vers l'air	1	Une référence sur STEU au Japon : émissions de CH ₄ et N ₂ O.	1	Rejet de CO, SO ₂ , NO _x : STEU en Chine.	0	Pas de données dans la littérature	4	Emissions uniquement de GES
Composition boues traitées	Siccité boue épaissie	13		8		5	Valeur provenant principalement de (OTV, 1997)	4	Valeurs homogènes selon les publications
	Eléments utiles	10	Valeurs assez homogènes selon les publications : beaucoup de données concernant les boues déshydratées après digestion anaérobie.	5	Peu de données : uniquement C, N, P, K	3	Peu de données : principaux éléments (C, N, K, Fe, S). Pas de concentration en P. Données provenant de STEU en Australie et Colombie.	8	Valeurs homogènes selon les publications
	ETM	5	Valeur pour des boues déshydratées après digestion anaérobie : facteur 3 ou 4 entre certaines données.	4	Une publication sur STEU en Turquie avec 20% eaux industrielles très différente des autres (facteur 10 à 500) : non utilisée pour le calcul des moyennes.	2	Peu de données : STEU en Australie (2011) ou STEU en Italie (2000).	6	Une publication dont les concentrations pour certains ETM sont très différentes

Déshydratation

		Centrifugation	Filtres à bandes	Filtre à plateaux	LSPR
	<i>Micropolluants</i>	4 Valeurs sur les principaux micropolluants : HAP, PCB, DEHP, NonylphénolP, PBDE. Une publication au japon sur des concentrations en musc polycyclique.	1 Valeurs sur PCDD/F et chlorophenols uniquement pour des boues épaissies, digérées anaérobies, déshydratées en Pologne.	1 Concentrations en HAP (détaillé) et PCBs : STEU en Italie (2000). Peu de données mais données cohérentes avec les autres.	1 Très peu de données sur la concentration en polluants : uniquement 1 publication avec musc et DEHP
TOTAL		22	14	10	12

Stabilisation

		Compostage	Chaulage	Digestion aérobie	Digestion anaérobie
Input	<i>Energie électrique</i>	5	2 Facteur 15 entre les deux valeurs	3	7
	<i>Agent structurant / Chaux / O₂ ...</i>	6 Données peu claires et agents structurants utilisés dans les publications trop différents pour en tirer une conclusion	10	1 Données homogènes dans la littérature	0
Emissions et rejets	<i>Concentration retour en tête</i>	1 Quelques concentrations en N et valeur DBO et DCO + perte en éléments nutritifs	0	1 Très peu de données, uniquement concentration en MES et DCO, DBO.	0
	<i>Emissions vers l'air</i>	5 Données suffisantes pour les GES. Données concernant les COV peu nombreuses + manque données AGV, eau évaporée et gaz odorants.	4 Emissions de NH ₃ ok, autres émissions proviennent d'une STEU en Chine	2 Peu de données : uniquement SO ₂ , CO et NO _x pour une STEU en Chine.	8 Emissions : 2% du biogaz : composition du biogaz ok pour CH ₄ , CO ₂ , N ₂ et H ₂ S. Pour les autres composés : seulement trois publications en parlent.
Composition boues	<i>Siccité boue épaissie</i>	12 Données homogènes dans la littérature	6 Données homogènes dans la littérature	1 Nombre de références insuffisantes	11

Stabilisation		Compostage	Chaulage	Digestion aérobie	Digestion anaérobie
traitées	<i>Eléments utiles</i>	26 Beaucoup de publications sur le compostage mais au final on retrouve toujours les mêmes éléments : C, N, P, K. Peu de données sur les autres éléments (6 publications mentionnent les concentrations en Ca et Mg). Données homogènes selon les publications	9 Données sur C, N, P, K mais aussi S, Ca et Mg. Données homogènes selon les publications	4 Concentration en C, N, P, K et S, Ca, Mg mais trop peu de références à chaque fois pour confirmer.	22 Beaucoup de données, données similaires entre les publications (facteur 2 à 3).
	<i>ETM</i>	10 Valeurs assez homogène selon les publications ((Tarantini, Butol et al., 2007) a tendance à avoir des valeurs plus faibles que les autres)	2 Valeurs plutôt homogènes mais pas assez nombreuses pour confirmer	4 Peu de références mais données similaires entre les publications	9 Données homogènes selon les publications
	<i>Micropolluants</i>	10 Concentration des principaux micropolluants (PCB, HAP, Nonylphénol, DEHP, PCDD, LAS). Pour les HAP deux publications dont les valeurs sont assez différentes pour certains composés	1 Uniquement une publication mentionnant la concentration en PCB	0 Aucune donnée	8 Données homogènes selon les publications ; il manque la concentration en DEHP et Nonylphénol.
TOTAL		30	15	8	30

Séchage

		Séchage thermique		Séchage solaire	
Input	Energie électrique	6		2	Peu de données disponibles
	Energie thermique	6		0	Pas de données
Emissions et rejets	Concentration retour en tête	0	Pas de données	0	Pas de données
	Emissions vers l'air	3	Une seule référence pour chaque émission	1	Un seul rapport mentionne le fait que les émissions sont comparables aux émissions dues au stockage
Composition boues traitées	Siccité boue épaissie	8	Données homogènes entre les publications.	2	
	Eléments utiles	9	Données C, N, P, K suffisantes. 3 publications donnent des valeurs de Mg et Ca.	1	Une seule publication mentionne la composition des boues séchées par énergie solaire : STEU au Brésil.
	ETM	4	Valeurs assez homogènes entre les publications (facteur 2 à 5). Concentrations dans les boues des principaux ETM	0	Pas de données
	Micropolluants	4	Concentrations dans les boues des principaux micropolluants : HAP, PCB, DEHP, NP, PCDD/F et LAS. Une référence par type de boue en entrée de séchage.	0	Pas de données
TOTAL :			21		4

	Incinération spécifique		Co-Incinération	
Inputs	10	Quantité de données suffisantes pour les combustibles d'appoint, la consommation d'électricité et les quantités de consommables	9	Quantité de données suffisantes
Emissions	15	Données abondantes pour les émissions de O ₂ , NO _x , N ₂ O, CO. Peu de données sur: les émissions de SO _x , HCl, HF, dioxines et furanes, CO ₂ , HAP	9	Emissions en abondance: CO, NO _x , HCl, SO ₂ , Cd, Hg. Emissions rares: O ₂ , CO ₂ , NO ₂ , N ₂ O, N ₂ , dioxines et furanes.
Co-produit	5	Données suffisantes pour les quantités de mâchefers et de REFIOM produits	5	Données suffisantes pour les quantités de mâchefers et de REFIOM produits
Produits évités	4	Manque de données sur la quantité de gaz naturel évité. Mais données suffisantes sur la production d'électricité engendrée par l'incinération	3	Quantité suffisante sur la production d'électricité engendrée par l'incinération
Valorisation des mâchefers	4	Très peu de données en général. La plupart d'entre elles ne peuvent être converties en la bonne unité (par rapport à l'unité fonctionnelle). Seules 2 publications ont servi pour l'étude	4	Très peu de données en général. La plupart d'entre elles ne peuvent être converti en la bonne unité. Seules 2 publications ont servi pour l'étude
TOTAL	38		30	

Epandage			
Inputs		4	Les inputs tels que les quantités d'engrais minéraux, de tracteur + épandeur, de carburant sont des valeurs calculées à partir d'un travail précédent (ECODEFI). 3 autres publications ont été trouvées sur la quantité de carburant nécessaire. Donnée manquante: quantité de carburant pour les boues déshydratées
Emissions	<i>Abrasion des pneus</i>	1	Valeurs calculées à partir du projet ECODEFI. Donnée manquante: émissions liées à l'abrasion des pneus pour les boues digérées et déshydratées
	<i>combustion du carburant</i>	1	Valeurs calculées à partir du projet ECODEFI. Donnée manquante: émissions liées à la combustion du carburant pour les boues déshydratées et digérées
	<i>Boue liquide</i>	4	Seulement 2 émissions vers l'air recensées (CH ₄ et N ₂ O). Aucune donnée sur les émissions d'ammoniac (NH ₃). 5 émissions vers le sol recensées. Les émissions de substances émergentes n'ont pu être converties en la bonne unité.
	<i>Boue digérée</i>	6	2 sur 6 publications ne donnent pas de chiffres, mais cite l'existence de l'émission. Parmi les 4 restantes, 2 publications nous donnent des chiffres mais qui sont impossible à convertir dans l'unité qui nous intéresse. Quelques émissions de substances émergentes disponibles.
	<i>Boue déshydratée</i>	1	Il s'agit uniquement d'émissions de métaux lourds dans l'air.
	<i>Boue chaulée</i>	2	Recensement de 2 émissions dans l'air: ammoniac (NH ₃) et protoxyde d'azote (N ₂ O)
	<i>Boue compostée</i>	4	Un grand nombre de données ne peut être exploitées à cause de l'unité. Aucune émission dans les sols recensée.
	<i>Boue séchée</i>	5	Impossibilité de conversion pour une des publications. Uniquement 2 émissions recensées dans l'air (NH ₃ et N ₂ O), et quelques métaux lourds recensés dans l'eau.
Produits évités		1	
TOTAL	22		

Enfouissement		
Inputs	13	Les données sur la gestion du site sont en quantités tout à fait correctes, que ce soit pour la partie carburant que pour la partie électricité. Pareil pour les quantités de carburants nécessaire au transport de la boue.
Lixiviats	11	Les données collectées dans la littérature se basent sur la composition des lixiviats. De nombreuses données existent sur les macro-éléments (C, N, Ca, Mg...) et aussi sur la présence de métaux lourds. Une seule référence a permis de recensée les micropolluants composant les lixiviats.
Biogaz	16	De nombreuses données sur les émissions principales de gaz (CH ₄ , CO ₂ , NH ₃ , NO _x , SO ₂ , H ₂ S, HF etc.) ainsi que sur les émissions de composés organiques (benzène, toluène, HCFC, CFC etc.)
Co-produit	9	Les quantités de co-produits (lixiviats et biogaz) produit pour chaque période caractéristique d'un site d'enfouissement ont été calculées à partir des données existantes dans deux publications : (Damgaard, Manfredi et al., 2011) et (Manfredi et Christensen, 2009)
TOTAL		22

Irstea

1, rue Pierre Gilles de Gennes
CS 10030
92761 Antony

01 40 96 61 21

www.irstea.fr

Onema

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

01 45 14 36 00

www.onema.fr