



CleanWasT

Projet ANR-08-ECOT-004

CleanWasT

Evaluation des technologies propres et
durables de gestions des déchets

Tâche 1

Objectifs et étendue de l'évaluation environnementale
des opérations de prétraitement des déchets.

Sous-tâche 1.2

Les technologies de prétraitement et de valorisation des déchets
biodégradables.

Organisation responsable : Cemagref

Auteurs : La rédaction du document a été coordonnée par le Cemagref : André LE BOZEC

Avec la participation de :

Les définitions : Cemagref : André LE BOZEC

Les techniques de traitement mécanique : BRGM : Jacques VILLENEUVE

Les techniques de traitement biologique aérobie : Cemagref : André LE BOZEC

Les techniques de traitement biologique anaérobie : INERIS : Benoit SCHNURIGER

Les techniques d'épuration et de valorisation du biogaz : INERIS : Isabelle ZDANEVITCH

Les techniques de traitement des émissions gazeuses : INERIS

Les techniques de valorisation du compost : LCP : Catherine MASSIANI

Les extensions fonctionnelles : Cemagref : Lynda Aissani

Date de soumission : Novembre 2011

Document Public



Sommaire

Sommaire	3
Introduction.....	4
I. Traitement et valorisation des déchets biodégradables : définitions.....	6
I.1. Définitions préalables	6
I.1.1. Définitions des technologies	6
I.1.2. Définitions des matières fertilisantes.....	7
I.2. L'unité de traitement biologique élémentaire (UTBE).....	8
I.3. Les opérations unitaires de traitement	9
I.4. Les fonctions des opérations unitaires sur les UTBE	10
I.5. Les fonctions et incidences des apports de compost au sol	11
II. Présentation des différentes techniques sur les UTB	16
II.1. Les Techniques de traitement mécanique.....	16
II.1.1. Réduction granulométrique	16
II.1.2. Opérations de séparation	17
II.2. Les Techniques de traitement biologique.....	19
II.2.1. Les opérations de pré fermentation	19
II.2.2. Les opérations de compostage.....	19
II.2.3. Les opérations de digestion anaérobie	21
II.3. Les techniques d'épuration du biogaz	26
II.3.1. Élimination de la vapeur d'eau	26
II.3.2. Élimination de l'hydrogène sulfuré	27
II.3.3. Production de biométhane.....	29
II.4. Les techniques de valorisation du biogaz	33
II.4.1. Valorisation thermique	35
II.4.2. Valorisation électrique	37
II.4.3. Co-génération.....	41
II.4.4. Valorisation du biométhane.....	43
II.5. Les techniques d'épuration des émissions gazeuses	46
II.5.1 Généralités	46
II.5.2 Les procédés biologiques.....	47
II.5.3 Les procédés d'absorption	51
II.5.4 Les procédés d'oxydation.....	55
II.5.5 Procédés d'adsorption	57
II.5.6 Exemples d'installations.....	58
II.5.7 Comparaison des différentes techniques	59
II.6. Les techniques de valorisation du compost au sol.....	62
II.6.1 Différents usages des composts de fermentescibles alimentaires ou de déchets ménagers	62
II.6.2. Techniques d'épandage et d'enfouissement des composts	63
III. Les conditions de performances des techniques.....	64
III.1. Les conditions de performances des opérations de traitement mécanique.....	64
III.2. Les conditions de performances des opérations de traitement biologique.....	68
III.2.1. Les opérations de compostage	68
III.2.2. Les opérations de digestion anaérobie.....	68
III.2.3. Les installations de TMB.....	71
III.2.4. Les apports de compost de fermentescibles alimentaires et/ou des déchets ménagers au sol	72
III.3. L'évaluation environnementale des technologies de traitement biologique	73
III.3.1. Unicité de la méthode d'évaluation environnementale des technologies.....	73
III.3.2. Extension fonctionnelle	74
Références	76

Introduction

Ce rapport présente les travaux et réflexions menés dans le cadre de la tâche 1.2 du projet CLEANWAST : « Evaluation des technologies propres et durables de gestion des déchets ». Ce projet, débuté en février 2009 est cofinancé par l'Agence Nationale de la Recherche, dans le cadre du programme de recherches 2008 « Ecotechnologies et Développement Durable » (PRECODD).

Le principal objectif du projet CLEANWAST est de « développer un cadre méthodologique pour l'évaluation des performances environnementales des opérations de prétraitement des déchets non dangereux, dans les principaux contextes où ces évaluations viennent en appui aux politiques publiques : le soutien à l'innovation et la planification ».

Ce rapport intermédiaire constitue un document de capitalisation de l'information, en vue de la parution du rapport 1.3 qui présentera les résultats finaux du travail réalisé dans le cadre de l'ensemble de la tâche 1 du projet CLEANWAST. Cette tâche 1 vise à proposer une définition des objectifs et de l'étendue de l'évaluation des « technologies de prétraitement des déchets ».

L'idée initiale de ce travail est d'obtenir une classification des technologies de prétraitement des déchets en catégories similaires du point de vue de leur évaluation environnementale et de leur niveau de développement opérationnel. Il s'agit de définir différentes « catégories » de technologies dans le prétraitement des déchets de manière à simplifier les méthodes d'appréciation de leurs performances environnementales.

La question de la définition de « technologie » dans le cadre de CleanWasT (prétraitement des déchets) a conduit à considérer d'une part la classification IPPC qui distingue :

- les installations d'élimination ou de valorisation des déchets dangereux réalisant des opérations répertoriées aux annexes I et II de la directive cadre relative aux déchets¹ sous les rubriques R1 (utilisation comme combustible), R5 (recyclage ou récupération de matières inorganiques), R6 (régénération d'acides et de bases), R8 (récupération de produits provenant de catalyseurs) et R9 (régénération des huiles), la capacité des installations étant supérieure à 10 tonnes par jour ;
- les installations d'incinération de déchets municipaux d'une capacité supérieure à 3 tonnes par heure ;
- les installations de traitement de déchets non dangereux réalisant des opérations répertoriées sous les rubriques D8 (traitement biologique) et D9 (traitement physico chimique) de l'annexe II de la directive 2008/98/CE pour une capacité supérieure à 50 tonnes par jour ;
- les décharges recevant plus de 10 tonnes par jour ou d'une capacité totale de plus de 25 000 tonnes, à l'exclusion des décharges pour les déchets inertes.

et d'autre part la définition de prétraitement qui figure dans les BREFs :

- « L'objectif est d'adapter les déchets au type de valorisation et/ou d'élimination du traitement final disponible. Le prétraitement recouvre plusieurs aspects. Il peut être défini comme un ensemble d'opérations conduisant à une homogénéisation de la composition chimique et/ou des caractéristiques physiques des déchets. Le

¹ directive 2008/98/CE du 19 novembre 2008

prétraitement produit des déchets, qui peuvent être très différents des déchets initiaux, même si ce n'est pas le cas d'un point de vue réglementaire. Ces déchets prétraités doivent encore être traités dans une unité de valorisation et/ou d'élimination. A la fin du procédé de prétraitement, les déchets prétraités doivent satisfaire aux spécifications chimiques et physiques fixées par les utilisateurs finaux. »

La classification fait apparaître trois types de technologies dans le traitement des ordures ménagères (incinération, décharge, autres). La définition du prétraitement, assez vague, permet d'exclure la décharge mais pas l'incinération. Cependant, la technologie de l'incinération fait l'objet d'un BREF à elle toute seule et dispose d'une littérature et de bases de données abondantes sur ses émissions et impacts environnementaux.

Dans son récent rapport (Mars 2010) sur « *Les filières industrielles stratégiques de l'économie verte* », le Commissariat Général au Développement Durable fait état du recyclage et de la valorisation des déchets. Il note en particulier une faiblesse dans la diffusion des technologies de tri et de valorisation des déchets et des opportunités dans le recyclage et la valorisation, la généralisation des méthodes d'analyse de cycle de vie et d'éco-conception, un fort potentiel de croissance pour les filières DEEE, VHU, papier, et des technologies de valorisation énergétique pour les déchets organiques (notamment la méthanisation). Au final, il fixe que :

« *L'ambition de la France pour la filière de gestion et de valorisation des déchets doit être de :*

- *Faire de l'économie française une économie du recyclage en lien avec l'ambition européenne ;*
- *Consolider la mise en place d'un large éventail de filières de recyclage en développant des filières émergentes et à fort potentiel ;*
- *Devenir un acteur industriel compétitif et exportateur sur le marché des technologies de tri automatisé ;*
- *Généraliser la valorisation énergétique des déchets sur les gisements dont les technologies ne permettent pas une valorisation plus noble »*

CleanWasT s'intéressant principalement aux ordures ménagères résiduelles (OMR), l'option choisie pour la catégorisation des technologies est de centrer l'analyse sur les opérations de prétraitement mécano-biologiques. Elles représentent un éventail de solutions possibles pour une valorisation matière et énergétique des OMR, et correspondent à une demande d'optimisation du traitement d'une part importante de déchets avant incinération ou stockage.

I. Traitement et valorisation des déchets biodégradables : définitions

Les déchets biodégradables pris en considération sont :

- les ordures ménagères résiduelles,
- les déchets alimentaires,
- les déchets de jardins privés,
- les déchets des parcs et jardins publics,
- les déchets de restauration collective,
- les déchets de marchés,
- les déchets assimilés.

I.1. Définitions préalables

I.1.1. Définitions des technologies

Une technologie est définie comme un ensemble de méthodes et techniques autour de réalisations industrielles formant un tout cohérent. Selon cette définition, l'ensemble des techniques mises en œuvre dans les unités de traitement biologique des déchets biodégradables relève des technologies de traitement des déchets biodégradables.

L'unité de traitement biologique (UTB) est une installation qui va traiter un ou plusieurs flux de déchets biodégradables à l'aide d'une combinaison de procédés mécaniques et biologiques. Ces procédés seront choisis en fonction du (des) objectif(s) fixé(s) à l'unité de traitement. Ces objectifs peuvent être la production de biogaz et/ou de compost et/ou la stabilisation des déchets avant mise en centre de stockage.

Ces unités de traitement biologique relèvent de trois types suivants :

- *Les unités de traitement biologique élémentaires* mettent en œuvre un enchaînement d'équipements mécaniques et biologiques permettant de traiter un flux de déchets afin de les transformer en différents sous-produits (compost, stabilisat, biogaz). L'unité de traitement biologique élémentaire (UTBE) correspond au traitement d'un flux de déchets par une chaîne de traitement selon les 4 techniques de traitement biologique suivantes:

- La technique de compostage,
- La technique de méthanisation,
- La technique de stabilisation aérobie,
- A technique de stabilisation anaérobie.

- *Les unités de traitement biologique combinées* sont constituées d'une combinaison d'unités de traitement biologique élémentaires reliées par des flux de déchets, par des équipements de pré-traitement mécanique et par des bâtiments communs. Elles constituent les installations communément appelées de traitement mécano-biologique (MBT ou TMB).

- **Le bioréacteur** correspond à un centre de stockage confiné des déchets où la dégradation des déchets va être activée par la recirculation des lixiviats afin d'accélérer la stabilisation des déchets tout en accélérant la production de biogaz valorisable. Cette technologie du bioréacteur fait l'objet d'un retour d'expériences très limité à ce jour en France et le plus souvent mise en œuvre sur des casiers expérimentaux de site d'ISDND. Il en résulte un déficit important de données sur les conditions de mise en œuvre de cette technologie et sur ses performances techniques et environnementales. Le prétraitement en amont de la mise en casiers est très limité. Le bon fonctionnement du bioréacteur suppose la présence de matière organique dans les déchets enfouis, ce qui apparaît en contradiction avec les objectifs affichés de la directive européenne sur les décharges. Pour toutes ces raisons nous ne retenons pas cette technologie dans le cadre de l'étude CLEANWAST.

Le sol est le produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et des échanges d'énergie qui s'y manifestent. C'est un mélange complexe de matières minérales, de matières organiques (vivantes ou mortes), d'eau et d'air. Il assure des fonctions cruciales dans les écosystèmes terrestres. Dans la Norme ISO 11074 les différentes fonctions du sol sont définies comme suit : "contrôle du cycle des éléments et de l'énergie en tant que compartiment des écosystèmes; support des plantes, des animaux et de l'homme; base des constructions et des immeubles; production agricole, rétention de l'eau et des dépôts; constitution d'une réserve génétique; conservation en tant que mémoire de l'histoire et de la nature; protection en tant qu'archives archéologiques et paléoécologiques.

Dans la proposition de directive du Parlement Européen et du Conseil (COM(2006)-0232) définissant un cadre pour la protection des sols et modifiant la directive 2004/35/CE, on retrouve une définition analogue du sol : "Ces fonctions sont la production de biomasse, le stockage, le filtrage et la transformation des éléments nutritifs et de l'eau, et l'hébergement du vivier de la biodiversité; le sol joue aussi un rôle de plateforme pour la plupart des activités humaines; il fournit des matières premières, tient lieu de réservoir de carbone et sert à la conservation du patrimoine géologique et architectural". La notion de réservoir de carbone apparaît clairement dans cette description du sol qui dès lors apparaît comme un complément aux technologies de valorisation des déchets organiques.

1.1.2. définitions des matières fertilisantes

- *Matières fertilisantes* (AFNOR NFU 44-051 - avril 2006)

Engrais, amendements et, d'une manière générale, tous les produits dont l'emploi est destiné à assurer ou à améliorer la nutrition des végétaux, ainsi que les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols.

- *Amendements organiques* (AFNOR NFU 44-051 - avril 2006)

Matières fertilisantes composées principalement de combinaisons carbonées d'origine végétale, ou animale et végétale en mélange, destinées à l'entretien ou à la reconstitution du stock de matière organique du sol et à l'amélioration de ses propriétés physiques et/ou chimiques et/ou biologiques

- *Engrais* (AFNOR NFU 44-051 - avril 2006)

Matières fertilisantes dont la fonction principale est d'apporter aux plantes des éléments directement utiles à leur nutrition (éléments fertilisants majeurs, secondaires et oligo-éléments).

- *Compost de fermentescibles alimentaires et/ou ménagers* (AFNOR NFU 44-051 - avril 2006)

"Compost obtenu à partir de la fraction fermentescible des déchets ménagers et assimilés et/ou des déchets alimentaires, collectée sélectivement ou obtenue par tri mécanique, brute ou après pré-traitement anaérobie, et ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage, avec ou sans les autres matières répondant aux dénominations de la présente norme". La teneur en Matière Organique (MO) doit être supérieure ou égale à 20 % de la matière brute.

I.2. L'unité de traitement biologique élémentaire (UTBE)

Les unités de traitement biologique élémentaires permettent à l'aide de procédés de fermentation aérobie ou anaérobie de valoriser différents flux de déchets biodégradables sous forme de compost et/ou biogaz. L'organisation de la chaîne de traitement des unités de traitement biologique élémentaire est représentée par le schéma de la Figure 1 ci-dessous.

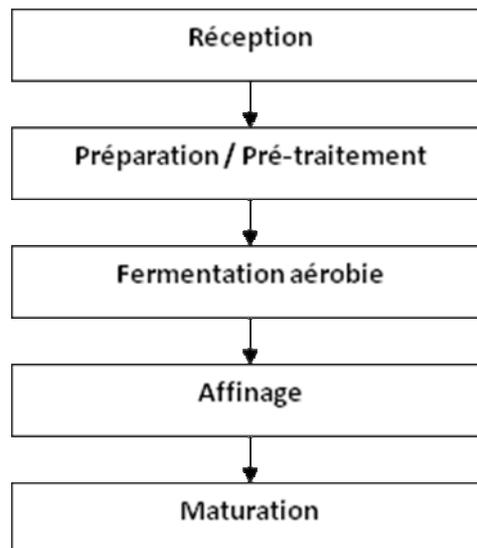


Figure 1 : Chaîne de traitement d'une UTBE

- L'étape de **réception** des déchets se fait sur une aire bétonnée ou en fosse.
- L'étape de **préparation/pré-traitement**. On parle de préparation dans le cas de déchets homogènes tels que les biodéchets ménagers, les déchets verts,... et cette étape est alors assez simple (mélange avec humidification, broyage des déchets verts,...). Par contre, dans le cas de flux de déchets en mélange (OMR), on parle plus de pré-traitement par séparation et cette étape est un peu plus développée (trommel, crible, tapis sélectionneur,...) afin de séparer certaines fractions de déchets non biodégradables ou recyclables.

- L'étape de **fermentation** est constituée par un procédé de traitement biologique aérobie ou anaérobie de transformation de la matière organique pour produire du compost et/ou du biogaz.
- L'étape d'**affinage** a pour objectif de séparer les dernières impuretés de la matière organique qui constitue, après l'étape de maturation, le compost. Comme pour l'étape de préparation/pré-traitement, l'importance de cette étape dépend de la nature des déchets traités. Cette étape peut aussi avoir lieu après la maturation ou même avoir lieu avant et après la maturation.
- L'étape de **maturation** est constituée par un procédé de fermentation aérobie (soufflage ou insufflation d'air, retournements) pour assurer l'humification de la matière organique.

I.3. Les opérations unitaires de traitement

Chacune des étapes de l'UTBE est constituée d'un ensemble d'équipements qui sert à la réalisation d'une fonction précise comme la fermentation, le pré-traitement, l'affinage ou la maturation. Cet ensemble d'équipements au service d'une fonction est défini comme une « **opération unitaire** ». Dès lors, l'unité de traitement biologique est ainsi constituée par un enchaînement d'opérations unitaires mettant en œuvre des techniques de traitement mécanique et des techniques de traitement biologique.

Les techniques de traitement mécanique rencontrées sur les unités de traitement sont :

- les opérations unitaires de réduction granulométrique visent à réduire les dimensions des déchets en vue de leur traitement. Les équipements sont les broyeurs, les déchiqueteurs,
- les opérations unitaires de séparation :
 - de flux qui mettent en œuvre des trommels, les cribles, afin de séparer les flux et les diriger vers les techniques les plus appropriées,
 - d'indésirables soit pour améliorer l'efficacité d'équipements situés en aval, soit pour améliorer la qualité d'un produit final. Les équipements sont nombreux, crible, trommel, table densimétrique, tapis sélectionneur, tapis balistique,
 - d'extraction des matériaux valorisables pour permettre leur valorisation. Les équipements sont des cribles, trommels, dispositifs d'aspiration, dispositifs d'éjection par air ou de reconnaissance par infrarouge.

Les techniques de traitement biologique mettent en œuvre la fermentation des déchets selon deux processus de dégradation de la matière organique, l'un aérobie et l'autre anaérobie, qui amène à distinguer les procédés de traitement biologique :

- soit aérobies : le compostage et la stabilisation aérobie,
- soit anaérobies : la méthanisation ou digestion anaérobie, la stabilisation anaérobie.

Selon cette distinction, les différentes techniques de traitement biologique sont rattachées à l'une ou l'autre de ces procédés selon la typologie de la Figure 2.

De plus les installations disposent de techniques de valorisation du biogaz, de traitement des émissions gazeuses.

Les techniques d'épuration et de valorisation du biogaz pour la production d'eau chaude, d'électricité ou de cogénération (vapeur et électricité) ou de carburant.

Les techniques de valorisation du compost au sol ou de stockage du stabilisat.

Les techniques de traitement des émissions gazeuses avant rejet à l'atmosphère qui consistent à un lavage des gaz suivi par un passage au travers d'un biofiltre.

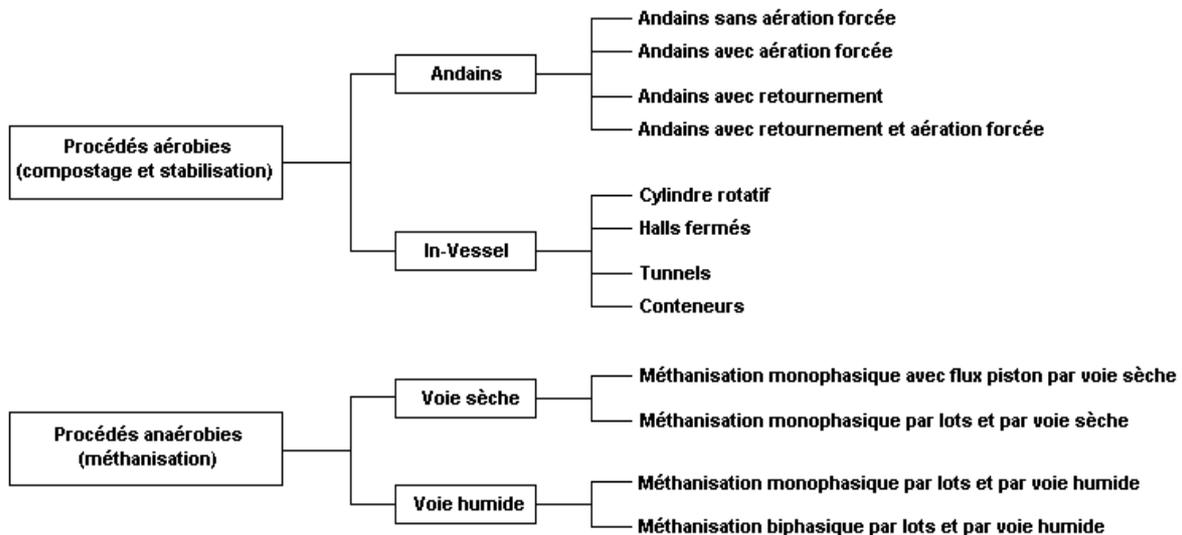


Figure 2 : Typologie des techniques de traitement biologique

I.4. Les fonctions des opérations unitaires sur les UTBE

Les opérations unitaires sont mises en œuvre sur les unités de traitement biologique afin de répondre aux grandes catégories de fonctions suivantes :

- fonction valorisation matière par la production de compost, de digestat, de matériau recyclable,
- fonction valorisation énergétique par production de biogaz ou de combustible solide (RDF, CSR),
- fonction stabilisation de la matière organique afin de réduire la quantité mise en décharge et réduire le potentiel polluant du site de stockage,
- fonction protection de l'environnement en traitant les différents rejets liquides et gazeux de l'installation.

Dès lors, le croisement des techniques de traitement mécanique et biologique identifiées ci-dessus avec ces fonctions permet d'élaborer la matrice de la Figure 3 qui présente la liaison entre les différentes opérations unitaires rencontrées sur les unités de traitement biologique et leurs fonctions. Cette matrice servira dans la suite du projet à décrire les installations de traitement retenues dans la tâche 3.

Fonctions ⇨	Valorisation matière			Valorisation énergétique		Stabilisation	Protection environnement		
	Matériaux recyclables	Compost	Digestat	Combustible	Biogaz		Air	Eau	Sol
Opérations unitaires ↴									
Traitement mécanique									
Séparation flux									
Réduction granulométrique		Compostage	Digestion anaérobie						
Séparation d'indésirables (-)		Compostage	Digestion anaérobie						
Extraction de matériaux (+)	Recyclage			Préparation Combustible					
Traitement biologique									
Pré fermentation aérobie		Compostage	Digestion anaérobie						
Fermentation aérobie		Compostage							
Digestion anaérobie			Digestion anaérobie		Digestion anaérobie				
Stabilisation aérobie						Stabilisation			
Stabilisation anaérobie						Stabilisation			
Traitement-épuration							Compostage	Digestion anaérobie	Compostage
Valorisation biogaz					Digestion anaérobie				
Stockage (CSD, Sol)							Stabilisation	Stabilisation	Compostage

Légende :

Recyclage
Préparation Combustible
Compostage
Digestion anaérobie
Stabilisation

Figure 3 : Matrice de liaison des opérations unitaires et de leurs fonctions

I.5. Les fonctions et incidences des apports de compost au sol

Le sol est essentiellement une ressource non renouvelable en ce sens que les vitesses de dégradation peuvent être rapides alors que les processus de formation et de régénération sont extrêmement lents. De nombreuses études mettent en évidence une dégradation des sols au cours des dernières décennies par perte de matières organiques et l'érosion. L'Agence Européenne pour l'Environnement estime qu'en Europe, 114,1 millions d'hectares sont touchés, à des degrés divers, par l'érosion, principalement hydrique (European Environment Agency, 2003). Quelques 45 % de l'ensemble des sols d'Europe ont une teneur faible, voire très faible, en matières organiques (0 à 2 % de carbone organique), et 45 % ont une teneur moyenne (2 à 6 % de carbone organique). La dégradation des sols a des incidences considérables sur d'autres domaines tels que la qualité des eaux superficielles ou souterraines, la biodiversité, les changements climatiques. Dans un contexte d'utilisation durable des sols, des apports raisonnés de compost de qualité présentent un intérêt pour la préservation de la quantité et de la qualité des sols.

Le compost de densité apparente et de capacité de rétention en eau respectivement plus faible et supérieure à celles du sol, est une source de matières organiques constituées pour partie de composés analogues aux substances humiques. La fonction première du compost est d'apporter des matières organiques avec, de par leurs propriétés, des fonctions dérivées multiples. La variabilité du sol est très importante. Les différences structurales, physiques, chimiques et biologiques sont importantes, non seulement entre les sols, mais également au sein des différents profils de sol. Par conséquent, les fonctions, pressions et incidences d'apports de compost doivent être analysées à plusieurs échelles d'espace et de temps. L'analyse de la littérature scientifique sur le sujet permet de dégager des tendances et lacunes dans la connaissance des processus mis en jeu (Hargreaves et al., 2008). Sont représentées schématiquement, Figure 4, les fonctions et avantages d'amendements par le compost et Figure 5 les pressions et incidences.

Stabilité structurale et érosion

Il est reconnu qu'en induisant une augmentation de la stabilité des agrégats par la formation de ponts cationiques, les apports de matières organiques compostées conduisent à des modifications des propriétés physiques des sols, en particulier à une augmentation de la stabilité structurale dont l'une des conséquences est de limiter l'érosion.

Fertilité des sols

Les modifications des propriétés physiques et chimiques des sols contribuent à une augmentation de leur fertilité. La diminution de la densité apparente et l'augmentation de la capacité de rétention en eau favorisent respectivement l'aération du sol et la biodisponibilité de l'eau. Les matières organiques du compost jouent un rôle de tampon vis-à-vis du pH, apportent des macro et micro nutriments et augmentent les sites d'adsorption et de complexation. Cette capacité à fixer des espèces ioniques et moléculaires peut, entre autre, modifier la mobilité des éléments minéraux et favoriser la nutrition minérale.

Le cycle de l'eau

A une échelle globale, une augmentation de la capacité de rétention en eau des sols a une incidence sur le cycle de l'eau.

Propriétés microbiologiques

Les apports, par le compost, de matières organiques directement biodégradables ou hydrolysables, favorisent un accroissement de l'activité microbiologique et enzymatique. Ils ne semblent pas affecter, à court terme, la structure des communautés bactériennes déterminée par des techniques moléculaires (Crecchio et al., 2004).

Les pressions

Les principales pressions sont liées aux cycles biogéochimiques des nutriments et micronutriments, à la salinité, aux apports d'Eléments en Traces Métalliques ou métalloïdes (ETM), d'Eléments en Traces Organiques (ETO) et d'organismes pathogènes.

L'ambivalence des apports de composts

L'apport de nutriments et micronutriments agit favorablement sur la fertilité des sols, cependant l'activité biologique conduit à une minéralisation en particulier de l'azote et du phosphore. Ces formes minérales solubles, si elles ne sont pas utilisées pour la nutrition végétale, peuvent être exportées vers les eaux de surface et les eaux souterraines.

L'augmentation du nombre de sites d'adsorption et de complexation par apport de matières organiques contribue à limiter la mobilité et biodisponibilité des ETM, cependant, l'apport de matières organiques solubles (compost peu humifié) pourrait, par complexation des ETM, contribuer à un transfert de ces derniers à l'eau du sol et à leur transport par la phase aqueuse vers les horizons profonds et les eaux souterraines. Ce dernier point est moins étudié, en particulier in situ, que l'accumulation des ETM dans les sols et leurs transferts aux végétaux.

La stimulation de l'activité biologique peut contribuer à la biodégradation des ETO. A contrario, un accroissement du nombre de sites de fixation favorise leur adsorption, ce qui tend à les protéger de l'activité biologique et, par conséquent, à augmenter leur durée de vie dans les sols. Les sources et conséquences des apports d'ETO sont moins documentées que celles relatives aux ETM.

Les incidences des modifications des propriétés des sols sur les changements climatiques peuvent être contradictoires : émissions de gaz à effet de serre (CO_2 , CH_4 , oxydes d'azote...) d'une part, séquestration du carbone d'autre part. Le potentiel de séquestration du carbone par les sols est limité quantitativement. Les vitesses de dégradations des matières organiques stabilisées, telles les substances humiques, sont difficiles à estimer. Le retour au sol de matières carbonées peut être considéré comme une stratégie à court et moyen terme (Lal, 2004). La contribution des apports de compost aux émissions de gaz à effet de serre et à la séquestration de carbone par le sol nécessite d'être encore étudiée.

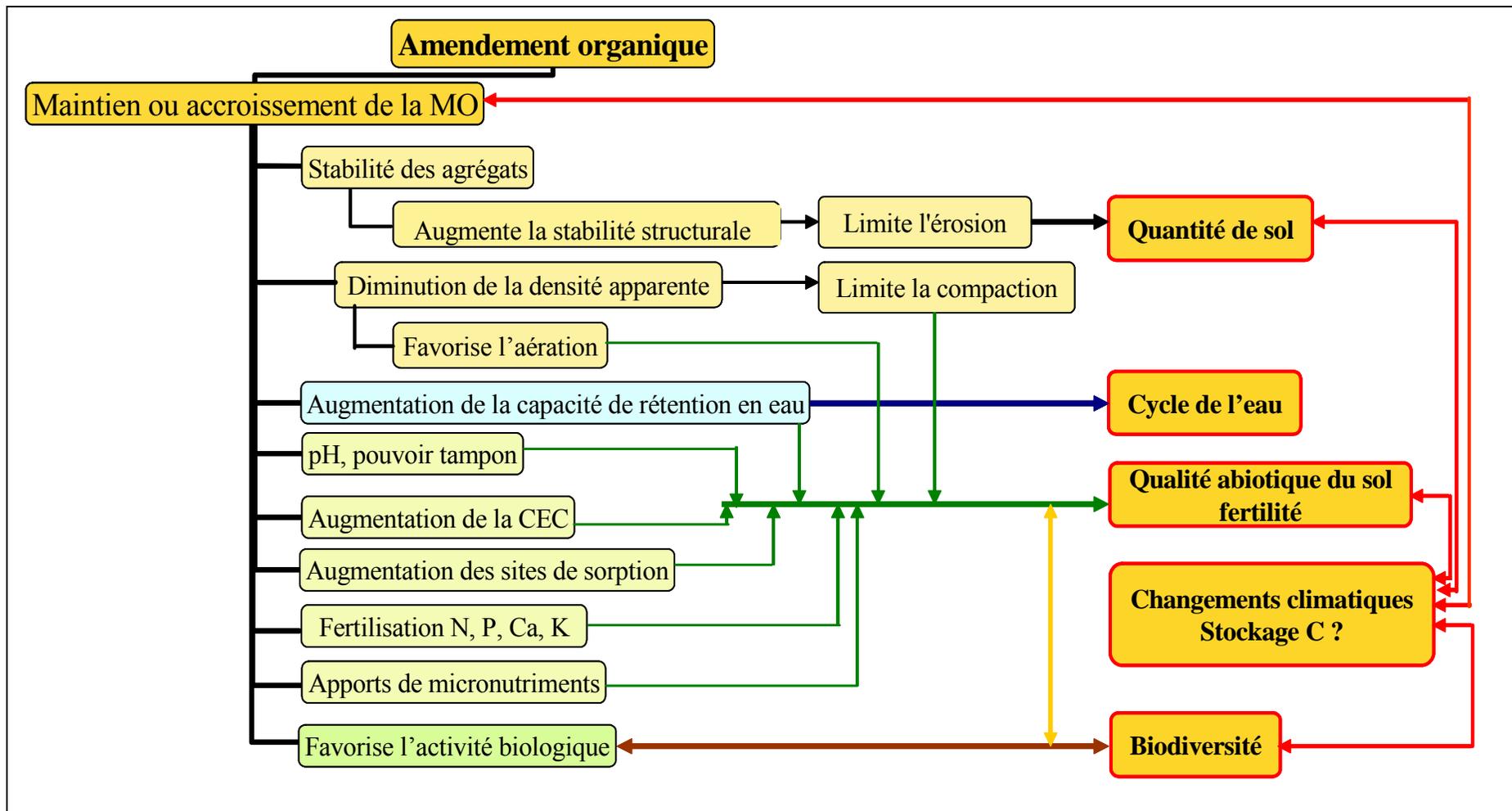


Figure 4 : fonctions des apports de compost au sol

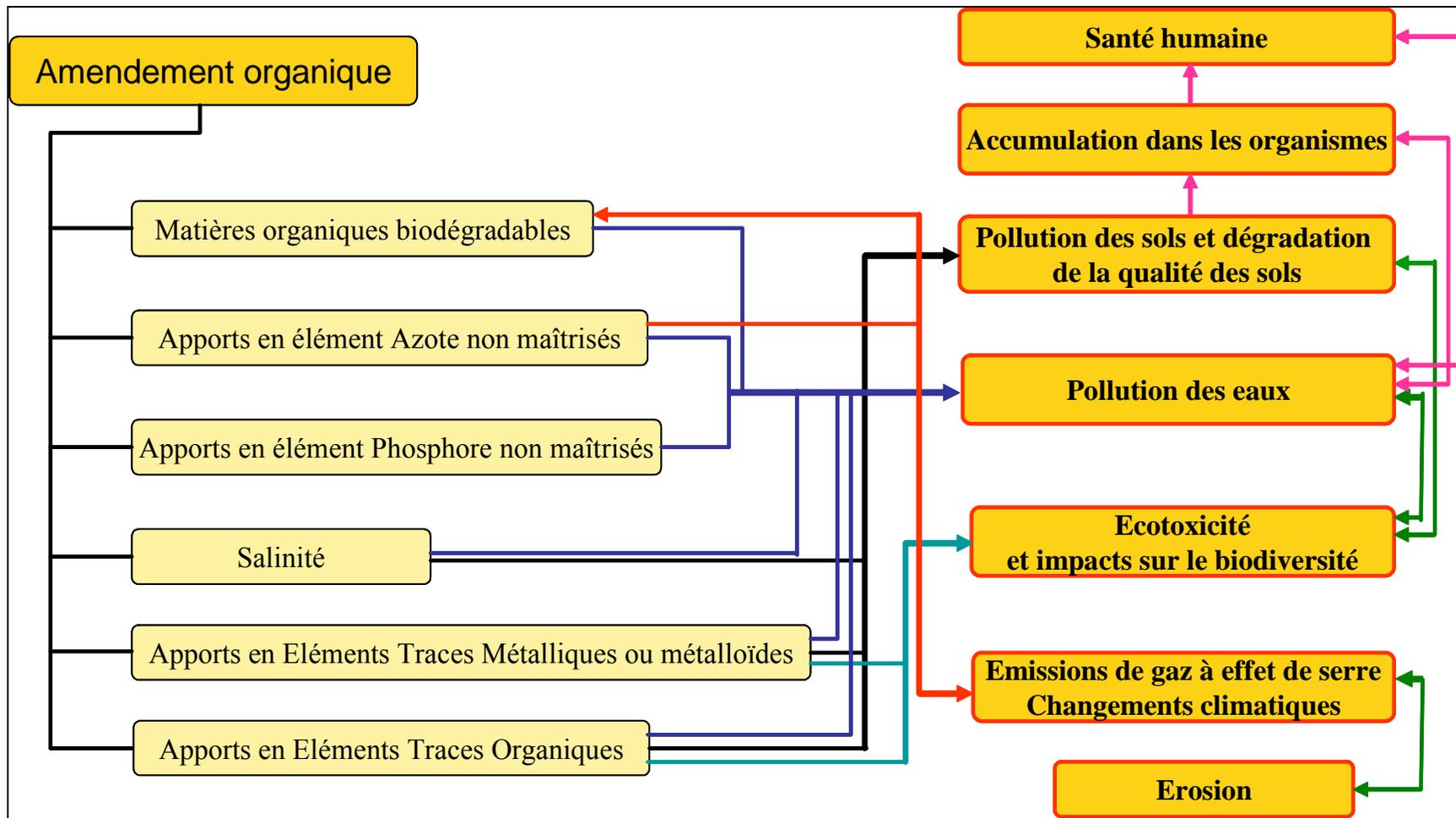


Figure 5 : Apports de compost au sol, pressions et incidences

II. Présentation des différentes techniques sur les UTB

II.1. Les Techniques de traitement mécanique

Le traitement mécanique est composé d'opérations unitaires de deux types :

- opérations de réduction granulométrique
- opérations de séparation.

Les déchets sont composés de particules hétérogènes, tant dans leur composition (catégories MODECOM, chimie, mélange de constituants) que dans leurs caractéristiques physiques (taille, forme, masse, susceptibilité magnétique, PCI, densité,...). Le rôle des opérations de traitement mécanique est de préparer des lots de matière plus homogènes vis-à-vis d'une ou plusieurs caractéristiques des particules afin d'alimenter des traitements postérieurs et de mieux exploiter les propriétés des particules.

II.1.1. Réduction granulométrique

Les opérations unitaires de réduction granulométrique visent à réduire les dimensions des déchets. On caractérise la dimension des déchets au moyen de la distribution en taille des particules. La Figure 6 donne un exemple de distribution granulométrique en passants cumulés. Sur la courbe « Entrant », on lit que 60% des particules « passent » à 100 mm (sont plus petites). La courbe « Sortant » représente un flux où les particules sont plus fines que dans le flux « Entrant », suite à une opération de broyage. On mesure l'intensité de la réduction granulométrique par l'évolution d'une taille caractéristique, par exemple la taille à laquelle 80% des particules passent, noté d_{80} sur la figure. Ainsi, la réduction granulométrique permet de réduire le d_{80} de 210 mm à 45 mm. On parle de « rapport de réduction » de 4.7, qui est une mesure de la performance de l'opération unitaire de broyage.



Figure 6 : exemple de courbes granulométriques

Le broyage a été utilisé dans le passé pour constituer des andains directement à partir d'ordures ménagères (OM), la présence de grosses particules étant susceptible de ralentir leur dégradation. Cette approche est aujourd'hui abandonnée. Les principales utilisations de la réduction granulométrique sont aujourd'hui la préparation des déchets verts (bois) comme structurant dans des opérations de compostage et la broyage de produits en fin de vie (pneus, DEEE, VHU,...).

Les équipements sont les broyeurs, les déchiqueteurs, les émotteurs, les coupeuses et trancheuses, et de manière plus anecdotique les trommels concasseurs. Une description plus précise de ces appareils peut être trouvée dans les « Techniques de l'ingénieur, Chapitre Fragmentation, J 3 051 ». De manière générale, ces appareils sont lourds, de sorte que leur fabrication et leur installation sont consommatrices de ressources (métaux, ciment). Leur utilisation demande de l'énergie en quantité liée au rapport de réduction attendu (0.1 à 50 kWh/t pour une déchiqueteuse) et consomme des pièces d'usure (blindages, marteaux, couteaux,..).

Cas particulier : la dégradation de la matière organique s'accompagne aussi d'une réduction de la taille des particules qui la composent. Cette réduction est favorisée par des opérations mécaniques de mélangeage ou de retournement.

II.1.2. Opérations de séparation

Les opérations de séparation exploitent les différentiels de propriétés physiques des particules : taille, densité, adhérence,... Dans le lot de particules, ces propriétés peuvent être distribuées de manière assez continue (cas de la taille), de manière plus discriminante (cas de la densité : certaines particules comme les organiques sont « légères », certaines comme les métaux sont « lourdes », et certaines peuvent avoir une densité intermédiaire suivant leur composition, comme par exemple des pièces composites métaux/plastique) ou absolument binaire (cas de la susceptibilité magnétique).

On caractérise une opération de séparation par un « partage » qui représente la fraction de particules de l'entrant récupérée dans un des flux sortants, suivant la propriété considérée. Sur la Figure 7, la courbe de partage granulométrique représente la fraction des particules de taille « x » récupérée dans le flux « gros ». 100% des particules de taille 0.9 et 1 sont récupérées dans les gros. Les petites particules (de taille 0 à 0.2) sont récupérées dans les gros en faible proportion (environ 10% des particules entrantes) en général par entraînement. On caractérise la performance du partage par 3 éléments :

- la taille à laquelle on récupère 50% des particules (taille de coupure)
- l'imperfection du partage (dans un partage parfait, on aurait 0% de récupération en dessous de la taille de coupure et 100% au dessus)
- le soutirage (entraînement des fines avec les gros).

Dans le cas de la séparation magnétique, on récupère dans le flux « ferreux » environ 95% des particules de fer, et 0% des autres. C'est un cas de partage presque parfait, qui tient au fait que la propriété est distribuée au départ en « tout ou rien ».

Les équipements sont les trommels, les cribles, les tables densimétriques, les tapis sélectionneurs, les tapis balistiques, des dispositifs d'aspiration, de reconnaissance par infrarouge et éjection par air, des poulies magnétiques, des dispositifs à courant de Foucault,...(Voir détails dans « Réflexions et pistes sur le traitement mécano-biologique », CNR, 2011)

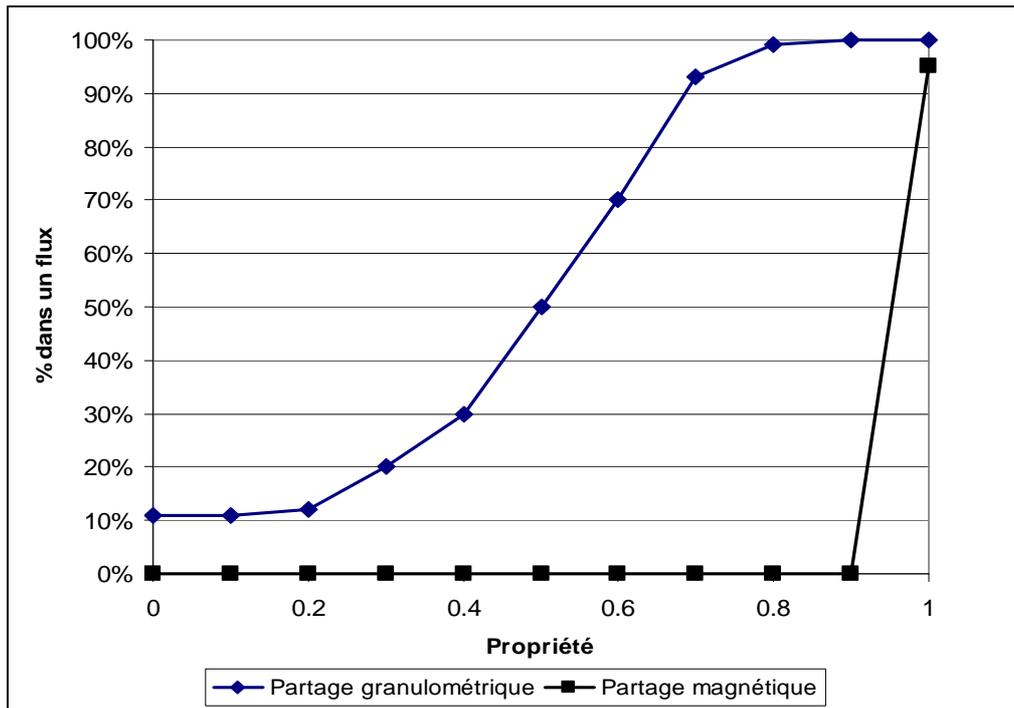


Figure 7 : exemples de courbes de partage

(la propriété, normalisée à la plus grande valeur, est la taille dans le cas du partage granulométrique et la susceptibilité magnétique dans le cas du partage magnétique)

II.2. Les Techniques de traitement biologique

II.2.1. Les opérations de pré fermentation

La pré fermentation en cylindre rotatif ou tambour tournant. Cette opération consiste à traiter les déchets dans un cylindre rotatif. Les déchets sont introduits directement dans le cylindre sans pré-traitement préalable. Ce bioréacteur, d'une longueur et d'un diamètre adaptés au tonnage à traiter, permet d'une part un traitement physique (trituration des déchets) grâce à la rotation permanente du cylindre et aux dents placées sur la paroi interne, et d'autre part, un traitement biologique (fermentation de la matière organique). Il permet en outre de bien homogénéiser les déchets entrants et de lancer la fermentation. Les déchets sont en général aérés de manière passive, mais certains systèmes utilisent également une aération forcée. Ce procédé fonctionne de façon continue, les déchets étant traités pendant 2 à 4 jours dans le cylindre. Compte tenu de cette courte durée de séjour des déchets au sein du cylindre, cette technique ne permet pas une fermentation complète des matières à composter. Cette étape permet une diminution de la granulométrie des déchets organiques et facilite les étapes de tri suivantes. Elle est donc souvent utilisée en tête de l'unité de compostage ou de méthanisation des déchets ménagers pour amorcer la fermentation qui sera conduite par ailleurs après tri des indésirables.

II.2.2. Les opérations de compostage

Le traitement par compostage est un procédé de décomposition biologique dit aérobie qui se déroule en présence d'oxygène (d'air). Le compostage vise à produire un résidu organique stabilisé riche en composés humiques, le compost. Il s'accompagne d'un dégagement de gaz carbonique et de chaleur. Le compostage doit répondre à des objectifs de production d'amendement organique ou de support de culture de qualité en adéquation avec la réglementation et les besoins des utilisateurs.

L'humification de la matière organique a lieu en trois phases :

- *Phase mésophile.* C'est l'étape de décomposition durant laquelle les sucres et autres hydrates de carbone sont rapidement métabolisés. Elle est exothermique et la température monte à 40°C.
- *Phase thermophile.* Durant cette étape la température monte à 50 à 75°C et s'accompagne de la décomposition de la cellulose et des autres substances résistantes. Il est important de mélanger et d'aérer soigneusement les déchets.
- *Phase de maturation.* La température décroît durant cette phase et les organismes mésophiles, notamment les champignons, colonisent le compost.

Deux grandes familles de procédés de compostage sont classiquement distinguées : les procédés « ouverts » traditionnels et rustiques de compostage en andains et les procédés « fermés » plus modernes et plus automatisés de compostage « In-Vessel ».

a. Les procédés de compostage en andains

Les procédés de compostage en andains sont des procédés traditionnels dans le sens où ce sont les premiers procédés à avoir été utilisés pour composter les déchets. On peut aussi les qualifier de rustique car ils ne sont pas constitués en général d'équipements automatisés. Il s'agit aussi de procédés de type « ouverts » car ils sont le plus souvent utilisés à l'air libre.

Le principe général de ces procédés est de déposer les déchets en tas triangulaires allongés, appelés andains, sur une plate-forme aménagée. Il existe alors plusieurs procédés qui se différencient par le mode d'aération de ces andains :

Le compostage en andains avec retournement : Il s'agit du procédé classique où l'on retourne les andains régulièrement afin d'accélérer la décomposition des déchets par l'aération. Le retournement se fait en général manuellement à l'aide de chargeurs ou de retourneurs frontaux, latéraux ou enjambeurs. Un retournement hebdomadaire des andains est alors réalisé les six premières semaines, puis un retournement à la huitième et à la dixième semaine. Par ailleurs et pour le maintien de l'activité biologique, un arrosage hebdomadaire est réalisé les trois premières semaines afin de maintenir un taux d'humidité du compost supérieur à 50 %. Le compostage dure de 10 à 16 semaines selon la nature des intrants.

Le compostage en andains statiques avec aération forcée : Ce procédé est un peu plus sophistiqué dans le sens où il fait intervenir un réseau de gaines et de ventilateurs pour la distribution d'air sous les andains. Ce procédé est adapté aux déchets présentant un fort taux d'humidité comme les boues ou les déchets de cuisine. De plus, il permet un meilleur contrôle des émissions gazeuses par aspiration et passage au travers d'un biofiltre.

Le compostage en andains avec aération forcée et retournement : Ce procédé associe une aération forcée des andains à des retournements réguliers permettant d'homogénéiser la masse des déchets en fermentation, d'où une décomposition plus rapide et complète des déchets.

Le temps de traitement des déchets pour ces procédés est de l'ordre de 4 à 8 semaines.

b. Les procédés de compostage « In-Vessel »

Les procédés de compostage « In-Vessel » sont des procédés beaucoup plus modernes de type « fermé », ce qui signifie que les échanges avec l'extérieur sont limités au minimum. Il s'agit de procédés automatisés qui vont optimiser le processus biologique de dégradation de la matière organique grâce à un contrôle des échanges d'air, de la température et de la teneur en eau. Les objectifs principaux de ce type de procédés sont d'accélérer le temps de traitement (de 2 jours à 5 semaines), de contrôler le déroulement du compostage et de limiter au maximum les impacts de la dégradation biologique sur l'environnement extérieur (odeurs,...).

Le compostage en hall fermé : Ces procédés consistent à traiter les déchets dans de grand bâtiment fermé où l'aération est forcée à l'aide de systèmes utilisant en général une pression négative (aspiration) afin d'éviter les fuites de mauvaises odeurs et améliorer les conditions de travail à l'intérieur du bâtiment. Les déchets sont soit étaler directement sur le sol, soit placer dans des silos-couloirs, soit dans des casiers ou alvéoles. Le retournement des déchets peut être automatisé (tambours rotatifs avec dents, vis foreuses, convoyeurs verticaux, roues pelleteuses) ou manuels (chargeurs,...). Ce type de procédé traite le flux de déchets de manière continue par déplacement dans le sens de la longueur du hall lors des retournements ou par changement de compartiment (ce qui assure en même temps le retournement). La durée de traitement varie de 3 à 5 semaines. Ce procédé est adapté au traitement de grandes quantités de déchets.

Le compostage en tunnels : Il s'agit de traiter les déchets dans de grandes structures rectangulaires fixes en béton et fermées au moyen d'une porte étanche. Ces tunnels sont alignés dans des bâtiments où l'aération est contrôlée. A l'intérieur des tunnels, le processus de traitement biologique est entièrement automatisé grâce à des systèmes d'aération (soufflage à travers des planchers à lamelles, aspiration), et de recueil du lixiviat. Le chargement et le déchargement peut se faire de façon automatisée (convoyeurs, tapis, machine d'extraction) ou manuelle (chargeur frontal). Ce type de procédé fonctionne typiquement de façon discontinue avec un chargement traité pendant une durée précise dans chaque tunnel. La durée de traitement varie là aussi de 3 à 5 semaines.

Le compostage en conteneurs fermés : Les conteneurs sont des équipements mobiles, compacts et construits de façon modulaire. Leur fonctionnement est discontinu. Un système d'aération permet l'aération et la recirculation d'air.

II.2.3. Les opérations de digestion anaérobie

La méthanisation, appelée aussi digestion anaérobie, consiste en la décomposition en milieu humide des matières organiques en l'absence d'oxygène. Ces procédés conduisent à la production d'une part de biogaz, mélange principalement constitué de méthane et de dioxyde de carbone, et d'autre part d'un résidu appelé digestat. Le contenu énergétique du biogaz peut être valorisé en produisant de la chaleur, de l'électricité ou du carburant. Le digestat doit subir un traitement complémentaire avant de pouvoir être utilisé sous forme de compost.

Au sein des différentes filières de traitement des déchets, la méthanisation permet de valoriser une part des flux de déchets (énergie et amendement agricole) tout en permettant d'atteindre les objectifs de la directive européenne « décharge² » de réduction des quantités de matière organique enfouie.

Le mécanisme de la digestion anaérobie peut être décomposé en 4 phases principales (voir Figure 8) :

- *Phase d'hydrolyse* qui permet la solubilisation des molécules organique de haut poids moléculaire, cette étape est lente et peut être limitante,
- *Phase d'acidogénèse*, au cours de laquelle les monomères issus de l'étape précédente sont transformés en acide gras volatils (AGV), alcool, acides organique, hydrogène et dioxyde de carbone,
- *Phase d'acétogénèse* transforme des molécules issues de l'étape précédente en précurseurs du méthane : acétates, hydrogène et dioxyde de carbone,
- *Phase de méthanogénèse* correspond à la formation du méthane soit à partir d'hydrogène et dioxyde de carbone ou des acétates.

D'autres réactions minoritaires mettant en jeux des hétéroatomes (S, N ...) peuvent avoir lieu et être à l'origine de molécules indésirable dont il faudra tenir compte, par exemple, pour la valorisation du biogaz.

² Directive 1999/31/CE du Conseil, du 26 avril 1999, concernant la mise en décharge des déchets. La stratégie décrite à l'article 5 prévoit que les quantités déchets municipaux biodégradable admis en décharge en 2016 correspondent à 35 % des quantités admises en 1995.

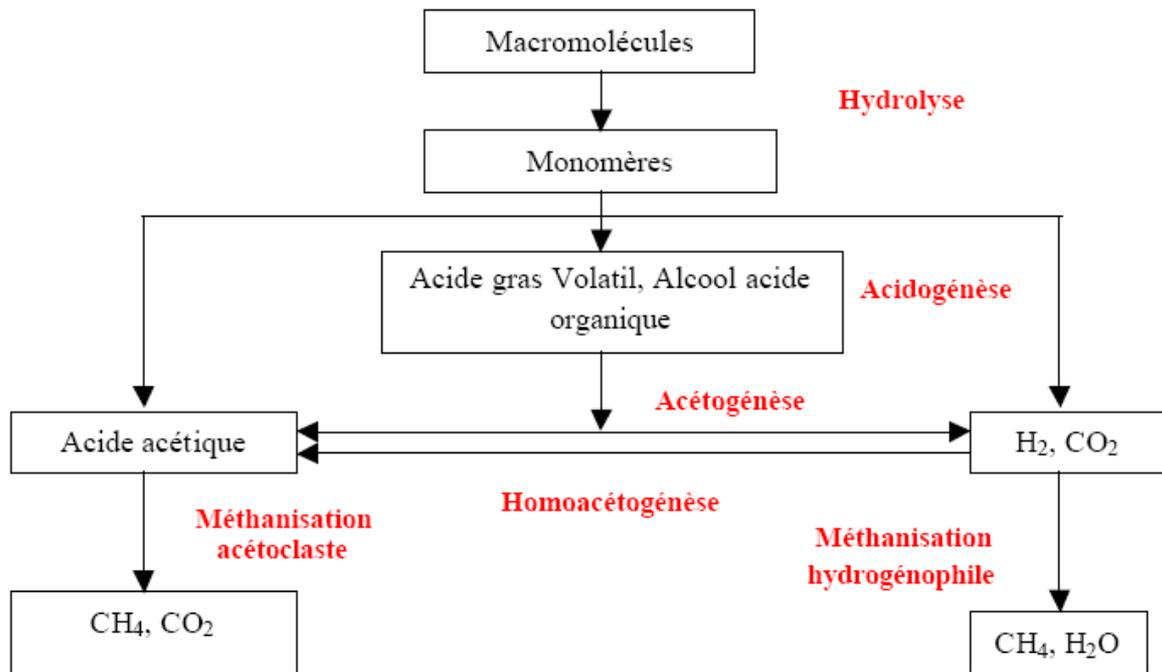


Figure 8 : flux métabolique de la digestion anaérobie (Moletta, 2003)

Caractéristiques des déchets admissibles en méthanisation

La digestion anaérobie permet de dégrader la matière organique présente dans les déchets à condition que celle-ci soit dégradabile et accessible aux microorganismes (ie à minima facilement hydrolysable) et qu'il n'y ait pas de substance toxique dans le flux alimentant le réacteur.

Différents flux de déchets d'origines urbaines, industrielles ou agricole répondent à ces critères. Le cadre de l'étude ne prend pas en compte les traitements dédiés aux boues de STEP, aux déchets agricoles et des industries agroalimentaires. Dans le cadre du traitement des déchets municipaux, les flux suivant correspondent bien aux critères décrits ci-dessus :

- les ordures ménagères brutes qui devront être obligatoirement triées avant d'envisager leur méthanisation ;
- les ordures ménagères résiduelles (déchet ménagers diminués des collectes sélectives de recyclables, qui de même devront être obligatoirement triées ;
- les biodéchets (résidus de cuisine, déchets verts) collectés sélectivement (ménages, restauration, marchés, ...) ;
- les graisses et déchets de l'industrie agro-alimentaire (boulangerie, déchets animaux et carcasses –broyées- si conformes au règlement sanitaire...) ;
- les eaux nécessaires pour le process (hydrolyse des déchets) dont une partie est recyclée au niveau du réacteur de méthanisation.

Paramètres clefs et choix technologiques

Il existe de nombreuses possibilités de mise en œuvre des traitements par digestion anaérobie. Il est cependant possible d'identifier quelques paramètres clefs qui peuvent permettre d'identifier des familles génériques de technologies de traitement :

1. la teneur en matière sèche des déchets à traiter. La limite entre les procédés humides et secs se situe autour de 20 % de matière sèche. Il peut être nécessaire d'ajuster la quantité d'eau dans les déchets à traiter et d'assurer l'homogénéisation (apport d'eau et d'énergie) ;
2. l'alimentation du digesteur en continu ou par lot ;
3. une approche en une ou deux étapes, la première étape permet de réaliser les phases d'hydrolyse et d'acidogénèse, la seconde étape, permet de réaliser les phases d'acétogénèse et de méthanogénèse ;
4. le mode d'agitation et de transport de la matière dans le réacteur : soit il y a un mélange intime assuré mécaniquement par des pales ou la recirculation du biogaz ou du digestat ; soit un écoulement piston assuré mécaniquement (piston, hélices, ...) ou par la recirculation du digestat ;
5. la température de digestion qui permettra le développement d'espèces mésophiles (entre 30 et 40°C) ou thermophiles (entre 50 et 60 °C). Une digestion thermophile favorise l'hygiénisation du digestat mais elle peut nécessiter de chauffer le méthaniseur (apport d'énergie).

Différentes technologies peuvent être distinguées en fonction des choix faits pour ces paramètres, elles sont présentées dans la Figure 9.

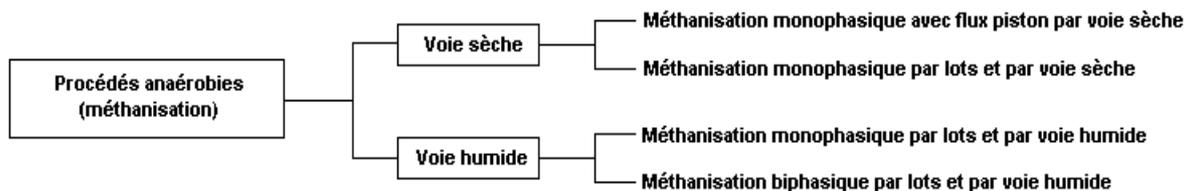


Figure 9 : technologies de mise en œuvre pour la digestion anaérobie

Sur le schéma de principe d'une installation de méthanisation, tel qu'il est présenté à la Figure 10 les flux arrivant et issus du digesteur sont identifiables :

- les déchets préparés/triés ;
- les eaux de process dont une partie provient de la déshydratation du digestat ;
- le digestat ;
- le biogaz.
- les biodéchets (résidus de cuisine, déchets verts) collectés sélectivement (ménages, restauration, marchés, ...) ;

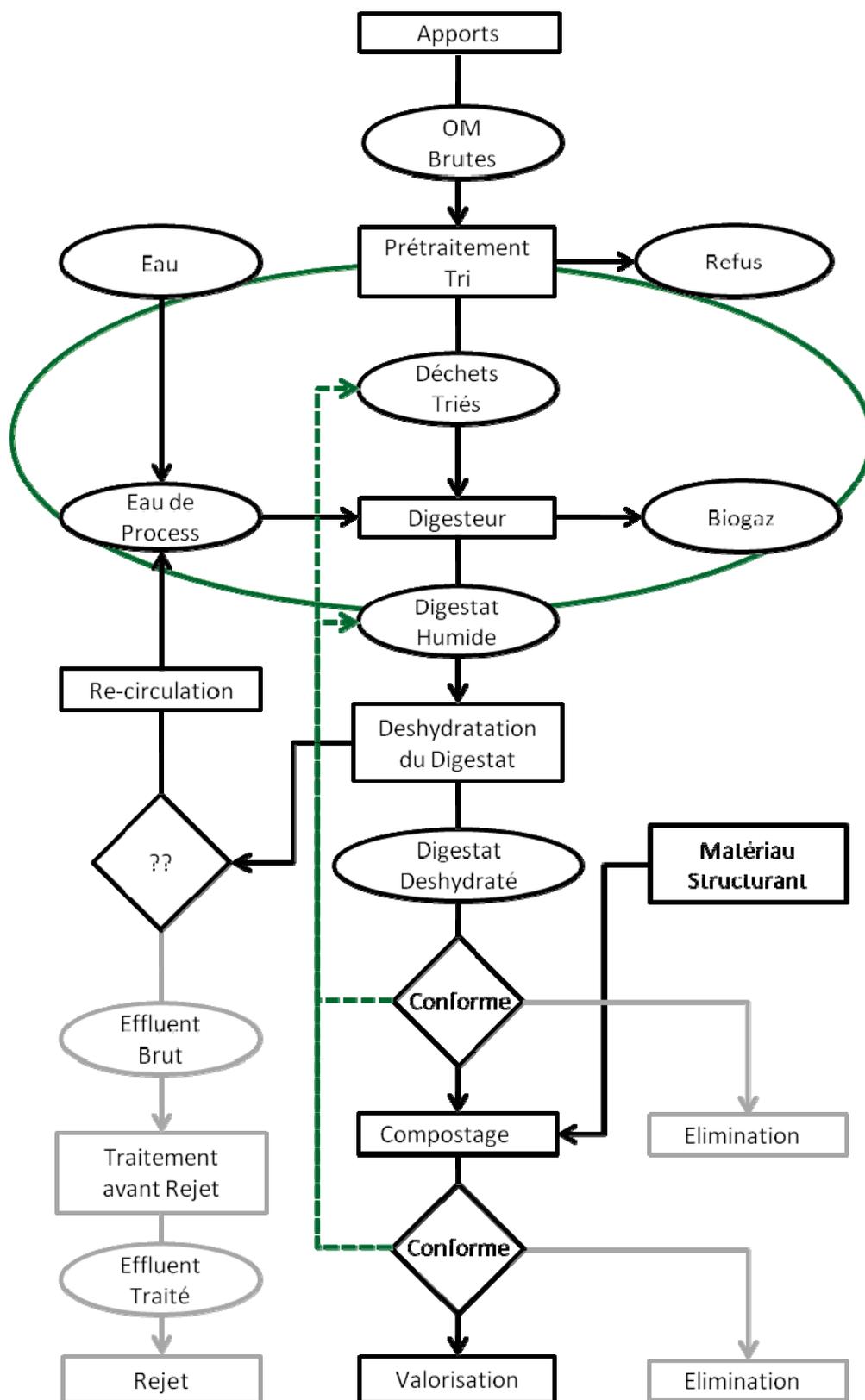


Figure 10 : schéma de principe d'une installation de méthanisation

a) Méthanisation une étape, voie sèche en continu

Le réacteur est alimenté en continu en déchets préparés (après extraction des matières inertes vis-à-vis des réactions de méthanisation). Il y a différentes possibilités de conduite des réactions : réacteur parfaitement agité ou écoulement piston.

Exemple de procédé : Valorga (Varenes-Jarcy...).

b) Méthanisation une étape, voie sèche en lot

Dans ces procédés, un lot de déchets est inoculé avec du digestat provenant d'un autre digesteur. Afin de conserver un niveau de teneur en eau suffisant au bon déroulement de la méthanisation, les lixiviats sont récupérés en pied de réacteur pour être réinjectés en haut de celui-ci. La recirculation des lixiviats permet d'homogénéiser les bactéries dans le massif de déchets.

Exemple de procédé : ARCADIS "Biocell"

c) Méthanisation une étape, voie humide

Ce procédé nécessite la transformation des déchets en boue/suspension pour alimenter le réacteur. Ce procédé peut être utilisé pour la digestion de déchets municipaux mais il est plus adapté au traitement de déchets à plus faible teneur en matières sèches tels que les lisiers, fumiers ou certains déchets industriels organiques.

Exemple de procédé : Linde BRV

d) Méthanisation en deux étapes

Dans une approche en deux étapes les phases d'hydrolyse et d'acidogénèse, d'une part, et les phases d'acétogénèse et de méthanogénèse, d'autre part, sont réalisées séparément. Le principal avantage des systèmes en deux étapes est une meilleure stabilité. Cette approche permet donc le traitement de gisements présentant une grande variabilité.

Deux stratégies de mise en œuvre sont possibles :

- hydrolyse et acidogénèse de la charge dans un premier réacteur et transfert dans un second réacteur pour la méthanisation. La première étape peut fonctionner en aérobie ce qui peut entraîner une perte de matière organique mais permet d'accélérer l'acidogénèse.
- hydrolyse et acidogénèse de la charge dans un premier réacteur et transfert de la phase liquide vers le second réacteur. Lors de la première étape, la formation d'acides gras volatiles est favorisée.

Ces procédés peuvent être appliqués au traitement de déchets municipaux ou de déchets organiques à faible teneur en matières sèches provenant des industries agroalimentaires.

Exemple de procédé : Linde (Barcelone : 4 lignes pour un total de 100 000 t/an).

II.3. Les techniques d'épuration du biogaz

L'épuration du biogaz répond à trois objectifs :

- répondre à la qualité requise par les systèmes de valorisation (moteurs à gaz, brûleurs, turbines à gaz, piles à combustible, véhicules...),
- augmenter le pouvoir calorifique du gaz,
- normaliser la qualité du gaz.

En fonction de l'utilisation prévue du gaz, les traitements se répartissent selon trois objectifs principaux : l'élimination de l'eau (et des particules) nécessaire pour toutes les voies de valorisation, l'élimination de l'hydrogène sulfuré (et des siloxanes) pour la valorisation en moteurs, l'enrichissement en biométhane (gaz contenant plus de 95 % v/v de méthane et proche du gaz naturel) pour l'utilisation en carburant ou pour l'injection en réseau de gaz naturel.

Seuls les grands principes sont décrits dans ce chapitre. Des détails sur les technologies, ainsi que des paramètres de fonctionnement et des éléments de coûts (investissements et fonctionnement) sont donnés dans le rapport émis par l'AFSSET³ en 2008 et dans une étude publiée par RECORD⁴.

II.3.1. Élimination de la vapeur d'eau

Le biogaz contient de l'eau à des teneurs variables en fonction de la température. A 35°C, le biogaz contient 5% d'eau. Afin de retirer l'eau du biogaz, différentes méthodes sont proposées basées sur la condensation de l'eau ou le séchage du gaz. En plus de l'eau, d'autres impuretés comme les particules, la mousse ou une partie de l'H₂S sont aussi éliminées. Ces types de traitement peuvent s'appliquer à différents stades de l'enrichissement du biogaz selon le type de procédé de valorisation : la technique du lavage à l'eau ne nécessite aucun séchage avant l'enrichissement, en revanche la technique d'adsorption nécessite le séchage du biogaz avant l'étape d'enrichissement. En règle générale, l'eau est normalement condensée avant que le gaz ne subisse une compression.

Élimination de l'eau par condensation

C'est une méthode très employée. Elle fait appel à la condensation le long des conduites qui présentent une faible pente. Des pots à condensats (séparateurs diphasiques) doivent être placés à chaque point bas. L'entretien des canalisations et des séparateurs doit être réalisé régulièrement.

Des méthodes plus sophistiquées font appel à :

- l'utilisation d'antibuée (demister) constitué d'un treillis métallique avec des micropores;
- l'utilisation d'un séparateur cyclonique utilisant une force de centrifugation équivalente à plusieurs centaines G;
- l'utilisation de collecteurs d'humidité dans lesquels la condensation de l'eau se fait par expansion du gaz.

³ AFSSET (2008) : « Évaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de gaz naturel » ; avis, rapport d'expertise

⁴ RECORD (2009) : « Techniques de production d'électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse », C. Couturier (Solagro), janvier 2009, 253 p, n°07-0226/1A.

Élimination de l'eau par séchage

Cette méthode est basée sur le séchage du biogaz englobant plusieurs techniques comme :

- La réfrigération du gaz qui se sursaturera en eau dans des échangeurs thermiques afin de séparer l'eau condensée du gaz. Cette méthode ne peut diminuer le point de rosée que jusqu'à environ + 5 °C à cause de problèmes de congélation sur la surface des échangeurs. L'eau condensée peut être collectée avec un pot à condensat ou un antibuée équipé de micropores.
- La réfrigération à - 25 °C permet d'éliminer 95 % de la vapeur d'eau, mais également l'H₂S dissout et les siloxanes. Cette technologie est récente et se développe aux Etats-Unis. L'efficacité est bonne y compris sur les siloxanes mais le coût énergétique est important.
- Le séchage utilise les propriétés de certains dessiccants tels que la silice, l'alumine activée ou le tamis moléculaire qui fixent ou adsorbent les molécules d'eau et assèchent l'air comprimé. Les sécheurs à tamis moléculaire sont ceux qui permettent d'atteindre les points de rosée les plus bas. Ces sécheurs sont le plus souvent constitués de deux colonnes. Le gaz est injecté dans une colonne remplie de dessiccants dans laquelle le point de rosée peut atteindre -10 ou -20 °C. La régénération du dessiccant peut être effectuée par balayage d'air sec ou par apport de chaleur dans la colonne « en repos ». Le niveau de point de rosée obtenu dépend essentiellement de la qualité de la régénération et du temps de contact entre le biogaz et l'adsorbant.

II.3.2. Élimination de l'hydrogène sulfuré

Les protéines et autres composés soufrés produisent du sulfure d'hydrogène durant la digestion. Les teneurs en H₂S dans le biogaz provenant de déchets agricoles (déjections animales) ou de déchets ménagers peuvent atteindre plusieurs milliers de ppm. Ce composé (ainsi que les mercaptans) peut être éliminé *in situ* dans le digesteur, ou avant le procédé de valorisation.

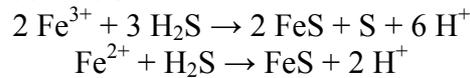
Oxydation biologique à l'air

Dans les digesteurs agricoles les moins sophistiqués, l'élimination de l'hydrogène sulfuré est réalisée par l'injection d'une petite quantité d'air dans le ciel du réacteur (1 à 5 % v/v), qui suffit à réduire l'H₂S en soufre. Cette opération peut aussi être réalisée dans une unité de nettoyage après la production du biogaz. Cette méthode est basée sur une oxydation aérobie biologique du H₂S en soufre par des bactéries spécifiques (*Thiobacillus*). Afin de développer ces bactéries dans le système, une surface mouillée remplie de digestat liquide est nécessaire. Le procédé suit la réaction suivante : $2 \text{H}_2\text{S} + \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{S} + 2 \text{H}_2\text{O}$

Les teneurs en H₂S sont réduites de 2000-3000 ppm à 50-100 ppm équivalents à une efficacité de traitement entre 80-90 %. Cependant les teneurs en H₂S restant dans le biogaz sont assez élevées et nécessitent un traitement secondaire en vue d'injecter le biogaz dans le réseau. Le coût de maintenance et d'opération de cette méthode est très faible et les produits chimiques ou équipements spécifiques ne sont pas nécessaires. L'inconvénient majeur est l'ajout d'air dans le système qui peut réduire l'efficacité de l'enrichissement du biogaz lorsqu'il y a une seconde étape d'épuration.

Élimination d'H₂S in-situ par précipitation

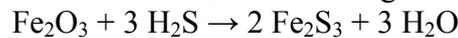
Pour les installations agricoles importantes ou les installations industrielles, l'élimination de l'H₂S est réalisée en introduisant du chlorure ferrique ou ferreux dans le digesteur. La réaction de précipitation du fer s'écrit comme suit:



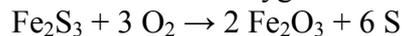
La concentration en H₂S est diminuée jusqu'à des teneurs comprises entre 5 et 200 ppm dans le flux gazeux à la sortie. Ce type de traitement nécessite peu d'investissement (opération, suivi et maintenance) sauf si les déchets organiques à fermenter contiennent des quantités importantes de soufre.

Utilisation des oxydes et hydroxydes de métaux

Cette technique consiste à remplir un réacteur circulaire avec des oxydes de fer, hydroxydes de fer ou des oxydes de zinc. Un mélange d'oxydes de fer peut être aussi utilisé (SulfaTreat). Le biogaz est ensuite injecté dans le réacteur par le haut. Cette réaction est endothermique et la température de la réaction doit être comprise entre 25 °C et 50 °C. La réaction de régénération est exothermique et de l'eau est nécessaire afin de refroidir le solide dont la température dépend de la concentration de H₂S dans le biogaz. La réaction est la suivante:



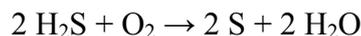
La régénération du solide s'effectue en utilisant l'oxygène :



Normalement, deux réacteurs sont utilisés en parallèle. Quand le premier est en train d'épurer le biogaz, le deuxième est en régénération. Cette méthode est peu coûteuse et facile à entretenir. Cependant les inconvénients sont : la grande quantité de chaleur générée, et l'efficacité de la méthode qui diminue si le biogaz contient une grande quantité d'eau.

Adsorption sur du charbon actif

Le sulfure d'hydrogène peut être adsorbé sur du charbon actif. Cette réaction d'adsorption est catalytique et le charbon réagit comme catalyseur. Souvent le charbon est imprégné d'iodure de potassium ou d'acide sulfurique afin d'accélérer la vitesse de la réaction qui est la suivante :



L'oxygène est nécessaire pour la réaction et est le plus souvent ajouté comme air. Cependant si les teneurs en H₂S sont faibles, les quantités d'air ajoutées sont minimales. Le charbon se régénère utilisant un gaz inerte et le soufre est vaporisé puis liquéfié après refroidissement. La régénération demandant un équipement compliqué donc est très souvent non effectuée.

Autres techniques

D'autres techniques peuvent être aussi utilisées pour épurer le H₂S. Ces techniques se basent sur de l'adsorption liquide utilisant des solutions. Cependant ces techniques nécessitent des quantités importantes d'eau et des coûts élevés pour régénérer l'adsorbant. On distingue :

- l'adsorption chimique utilisant une solution diluée de NaOH. La soude réagit avec le sulfure d'hydrogène pour former le sulfite de sodium. Le sel ainsi formé ne peut pas être recyclé.
- l'adsorption chimique utilisant une solution de chlorure de fer. La formation d'un précipité à la fin de cette réaction complique le procédé puisqu'il faut le retirer du réacteur.
- l'adsorption chimique dans un système fermé où la phase d'adsorption est suivie par la régénération comme le procédé de Gluud où l'épuration du H₂S s'effectue en

utilisant une solution de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et le Fe_2S_3 formé est régénéré par l'oxygène de l'air.

- le simple lavage à l'eau sous pression est utilisé dans certaines installations (comme Ecopark 2 à Barcelone) : la concentration en H_2S dans le biogaz lavé se situe au-dessous de 200 ppm, ce qui est suffisant pour la valorisation en moteurs.

On peut citer d'autres techniques plus sophistiquées comme :

- la séparation membranaire utilisant une membrane semi-perméable pour éliminer le H_2S et non pas le CO_2 ou le CH_4 ;
- le traitement biologique utilisant des bactéries spécifiques capables d'oxyder le H_2S qui doit subir au préalable une première étape d'absorption dans une phase liquide;
- les tamis moléculaires.

II.3.3. Production de biométhane

Adsorption par Oscillation de Pression (PSA)

Ce procédé, assez coûteux mais largement répandu, joue sur la différence d'affinité du méthane et du CO_2 avec un support de zéolithes ou de charbon actif à différents niveaux de pression. Le charbon actif ou les zéolithes adsorbent le sulfure d'hydrogène irréversiblement donc une première étape d'élimination des composés soufrés et halogénés par des charbons actifs est nécessaire. De même, ce procédé requiert un gaz sec donc le biogaz est séché avant qu'il ne soit injecté dans le système.

Le procédé d'enrichissement est constitué d'au moins 4 colonnes remplies de matériel adsorbant qui opèrent dans un cycle alternatif comme adsorbant, régénérant, ou pour augmenter ou diminuer la pression. Durant la phase d'adsorption, le biogaz entre par le bas dans l'une des colonnes remplie d'adsorbant. En traversant la colonne, le biogaz se décharge du dioxyde de carbone, oxygène et nitrogène qui sont adsorbés. Dans les conditions normales d'opération, le méthane à la sortie de la première colonne (par le haut) contient > 97 % de méthane. Avant que le matériel adsorbant ne soit complètement saturé, cette phase est arrêtée et une autre colonne remplie d'adsorbant régénéré est commutée en mode adsorbant afin d'avoir un mode continu d'opération.

La régénération s'effectue en passant par une première étape de dépressurisation de la colonne à la pression atmosphérique. Durant cette étape, l'adsorbant relargue un mélange CH_4/CO_2 contenant une quantité importante de CH_4 qui va être recyclé à l'entrée du système. La deuxième étape consiste à effectuer une régénération complète en soumettant l'adsorbant à une pression proche du vide. La dernière étape est la pressurisation de l'adsorbant afin de le préparer à recevoir le biogaz.

Absorption Physique du CO_2

Ces techniques d'absorption sont basées sur le principe de la séparation du CO_2 et CH_4 utilisant un adsorbant.

a) Lavage à l'eau avec régénération

Le CO_2 (ainsi que tous les composés polaires comme le H_2S) est dissout sans aucune réaction chimique en utilisant l'eau comme adsorbant qui est le plus commun solvant utilisé pour l'absorption du CO_2 . La régénération de l'adsorbant est possible soit par rinçage (en diminuant

la pression) ou en chauffant ainsi, l'eau (qui doit être aussi propre que possible) peut-être réutilisée dans un système fermé ou utilisée pour un simple passage.

Le biogaz est comprimé et injecté dans une colonne d'absorption (par le bas) alors que l'eau est mise à circuler du haut de la colonne (tour de lavage) pour avoir un contact contre-courant gaz liquide sous pression. L'eau circule de haut en bas et le biogaz de bas en haut. Cette colonne est normalement remplie de boules de garnissage (ring) afin d'augmenter le contact gaz liquide. Le CO₂ ainsi fixé par l'eau, le biogaz qui sort du haut de la colonne ne contient plus le dioxyde de carbone mais il est saturé en eau et doit être séché. Cependant, le méthane est partiellement soluble dans l'eau pressurisée et certaines pertes de méthane peuvent avoir lieu (< 2 %). Afin de minimiser ces pertes, l'eau contenant le méthane et le dioxyde de carbone est dépressurisée dans une autre colonne afin de récupérer le méthane restant qui est recirculé de nouveau. L'eau est dépressurisée à la pression atmosphérique (en deux étapes) et injectée par le haut dans une colonne de désorption dont le bas est équipé d'un souffleur d'air. Cette colonne de désorption, remplie de boules de garnissage, fonctionne de la même manière que celle d'adsorption, est nécessaire afin de régénérer l'eau. Une fois régénérée, l'eau est refroidie dans un échangeur thermique pour maintenir la température d'absorption et recyclée dans la colonne d'absorption. Le CO₂ obtenue est relâché dans l'atmosphère. Il peut aussi passer par un filtre afin de le déodoriser.

Le sulfure d'hydrogène est aussi absorbé avec le CO₂ dans la colonne d'absorption puisque la solubilité du H₂S est élevée dans l'eau. Cependant dans la colonne de désorption, tout le H₂S n'est pas désorbé et peut être transformé en soufre zéro qui peut s'accumuler dans le système et créer des problèmes de colmatage après un certain nombre de cycles. Ainsi, il est préférable d'éliminer le H₂S avant l'absorption.

b) Lavage à l'eau sans régénération

Le même procédé utilisant la colonne d'adsorption est employé durant ce traitement sauf que cette fois-ci l'eau n'est pas re-circulée mais utilisée une seule fois. L'eau qui sert dans ce procédé peut être celle municipale ou une eau usée (moins chère). En effet, théoriquement, une eau usée traitée est suffisante pour être utilisée dans ce procédé. Une fois l'eau dépressurisée, elle retourne dans l'usine de traitement des eaux usées.

L'eau usée peut à la longue faire développer des algues et des bactéries sur les boules de garnissage utilisées à l'intérieur des colonnes d'adsorption et de désorption (IEA, 1999; Persson, 2003). Le nettoyage de ces boules (une ou deux fois par an) serait donc nécessaire.

Ce procédé à la différence du précédent n'est pas sensible à la présence du H₂S puisque l'eau n'est utilisée qu'une fois.

c) Elimination du CO₂ utilisant le Selexol

Le Selexol est une marque déposée pour le polyglycol ether qui est un produit chimique ayant une faible pression de vapeur ainsi les pertes sont très faibles durant le procédé. Le Selexol peut éliminer le CO₂, l'H₂S ainsi que l'eau simultanément avec une grande sélectivité vis-à-vis du H₂S dont la récupération nécessite cependant une grande énergie.

Le procédé est identique à l'élimination du CO₂ utilisant l'eau avec régénération. Une colonne d'absorption, remplie de boules de garnissage est aussi utilisée : le Selexol est introduit par le haut et le biogaz comprimé par le bas. Le dioxyde de carbone est absorbé par le Selexol et le biogaz qui sort ne contient plus le CO₂. La régénération du Selexol s'effectue de la même manière que l'eau dans une colonne de désorption après dépressurisation pour d'une part récupérer le méthane et d'autre part nettoyer le Selexol du CO₂. La seule différence entre l'eau

et le Selexol est que le H₂S ne peut pas être récupéré dans la colonne de désorption : un système chauffant est nécessaire. Il est recommandé que le H₂S soit éliminé avant l'absorption ou bien considérer le Selexol comme un moyen d'éliminer le H₂S. Puisque le Selexol élimine aussi l'eau, un séchage supplémentaire n'est pas nécessaire.

Adsorption Chimique du CO₂

Ce procédé est basé sur le même principe que l'absorption physique sauf que cette fois-ci l'absorption se fait avec une réaction chimique. Le biogaz est injecté à haute pression et température dans une colonne remplie d'un certain liquide qui réagit chimiquement avec le gaz afin d'éliminer les composés comme le CO₂ et H₂S. A cause des coûts élevés de l'absorbant, ce dernier est toujours régénéré avec une réaction chimique inverse durant laquelle le CO₂ absorbé est désorbé. Les alcanamines comme la mono-éthanol amine (MEA), la diéthanolamine (DEA) sont souvent employées à cet effet. Ainsi par exemple, le MEA est une base organique incolore qui n'élimine pas l'eau mais qui a un rendement de purification de méthane proche des 100 %. Ces composés ne sont compétitifs du point de vue coûts que dans les usines à grande échelle. Aucun de ces procédés n'a la capacité d'éliminer les mercaptans. Le principe du procédé repose sur la réaction suivante:



Séparation par Membranes

Le principe de la séparation par membranes est basé sur le fait que certains composés du biogaz avant traitement sont retenus par une membrane fine (< 100 μm) alors que d'autres ne le sont pas. Cependant, en pratique un certain pourcentage de tous les composés ne sera pas retenu. Le transport de chaque molécule est contrôlé par la différence de pression partielle à travers la membrane et dépend de sa perméabilité vis-à-vis des composantes de la membrane. Afin d'obtenir un biogaz riche en méthane, la membrane doit être très sélective, donc la différence de perméabilité entre le CO₂ et le CH₄ doit être élevée. Ces membranes peuvent être constituées de modules de fibres vides (grande surface par volume) ou de polymères comme l'acétate de cellulose. Le CO₂ a une perméabilité dans l'acétate de cellulose 20 fois plus élevée que le CH₄, et le H₂S 60 fois plus élevée que le CH₄. Ainsi le CO₂ et l'H₂S passeront à travers la membrane alors que le CH₄ va être retenu. Le biogaz contenant une teneur réduite en CO₂ est retenu dans la membrane, est récupéré à pression élevée (25-40 bars) et peut être directement injecté dans le réseau de distribution.

Ce procédé doit être optimisé du point de vue rendement en méthane et pureté puisque ces deux notions ne sont pas équivalentes. La pureté du biogaz peut être améliorée en augmentant les dimensions et le nombre des modules des membranes. Cependant ceci aura un effet négatif sur le rendement puisque plus de molécules de méthane vont passer à travers les membranes. Pour accroître le rendement, le gaz qui traverse les membranes peut être recirculé. Une autre méthode à faibles coûts d'investissement et d'opération pour augmenter le rendement, est d'ajouter du propane afin d'atteindre les spécifications requises. Autres types de membranes liquides peuvent aussi être utilisées et sont, d'après la littérature, d'une grande sélectivité et opèrent à faible pression.

Élimination du CO₂ par cryogénisation

Le dioxyde de carbone peut être séparé du méthane par cryogénisation à pression élevée et éliminé sous forme de CO₂ liquide. Cette méthode a été étudiée comme un projet de recherche (Lund Institute of Technology) et n'a pas été appliquée pour un usage commercial. Le biogaz

avant traitement est compressé progressivement jusqu'à 80 bars en refroidissant entre les étapes. Le gaz compressé est séché afin d'éviter sa congélation durant l'étape de refroidissement suivante à -45 °C. Le CO₂ condensé est éliminé du séparateur et acheminé pour le recyclage du méthane.

Le biogaz obtenu est re-refroidi jusqu'à -55 °C et mis en expansion (Pression = 8-10 bar, Température = -110 °C) où un équilibre gaz-solide s'établit, le solide étant le gaz carbonique et la phase gazeuse est le biogaz. Le biogaz ainsi valorisé contient plus de 97 % de méthane et peut être injecté.

Ajout de propane

Du propane ou du gaz liquéfié (mélange propane et butane) peuvent être ajoutés à la fin du procédé pour atteindre les spécifications requises. Ces deux composés ont une valeur calorifique et un indice de *Wobbe* assez élevés. Ainsi par exemple le LGP contenant 70 % de propane et 30 % de butane a une valeur calorifique de 103 MJ/m³ et un indice de *Wobbe* de 85 MJ/m³. L'ajout du propane ou du LGP ne doit être considéré que comme une méthode complémentaire et doit être combinée avec une autre méthode d'enrichissement du biogaz. Cet ajout peut être utilisé pour régler la qualité du gaz à la sortie de la méthode d'enrichissement et dépend de la qualité du biogaz et de la méthode d'enrichissement. Ainsi par exemple, combinée avec la méthode d'enrichissement par membrane, l'énergie estimée du GPL ajoutée est autour de 8 % du flux total du gaz. Le coût de cette méthode est estimé à 10 % de l'investissement total de l'usine d'enrichissement.

II.4. Les techniques de valorisation du biogaz

Le biogaz, qu'il soit généré par la digestion anaérobie de déchets fermentescibles au sein de casiers de stockage, ou par la digestion de matières organiques triées, en conditions contrôlées au sein d'un réacteur⁵, peut être valorisé selon plusieurs voies (Figure 11), dont les principales sont listées ci-dessous :

- chaleur (utilisée pour l'installation ou revendue : se faisait à Amiens)
- électricité (revendue) : sécher, éliminer H₂S et siloxanes au minimum (il y a peu d'exemples de génération d'électricité seule sur les installations de méthanisation)
- co-génération (combinaison des deux éléments précédents ; exemples : Varennes Jarcy, installations agricoles),
- épuration (>90% v/v de méthane), compression pour production de carburant véhicules (Lille actuellement),
- épuration (>90% v/v de méthane), compression pour injection dans le réseau de gaz naturel (projet à Lille, voie existante en Scandinavie, Allemagne, Suisse...).

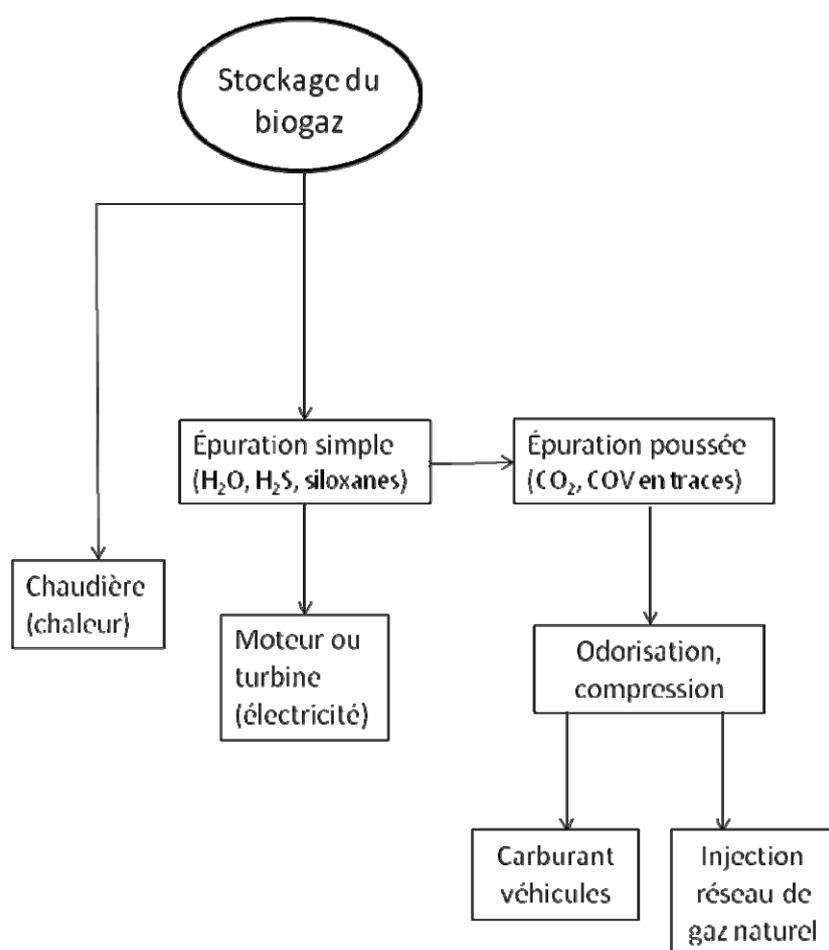


Figure 11 : schéma simplifié des voies de valorisation du biogaz

⁵ La production de méthane correspond toujours à 350 litres par kg de DCO dégradée (Demande Chimique en Oxygène (mesurant les quantités de matière dégradable chimiquement)).

L'utilisation du biogaz va surtout dépendre des conditions locales, techniques et socio-économiques et des besoins. Elle peut être très locale s'il y a un besoin d'énergie sur place (chauffage du digesteur, de locaux, électrification du site) ou à proximité (usines, réseau, habitations,...). Si le site de production est isolé, le biogaz servira à la production d'électricité qui sera revendue.

La voie de valorisation possible dépend de l'indice de Wobbe (W) atteint par le gaz selon son degré d'épuration. L'indice de Wobbe dépend du pouvoir calorifique supérieur (PCS) et de la densité du gaz.

$$W = \frac{PCS}{\sqrt{d}}$$

où d est la densité du gaz.

Remarque : en général l'indice de Wobbe est défini par rapport au pouvoir calorifique supérieur, alors que c'est généralement le PCI (pouvoir calorifique inférieur) qui est indiqué... Par exemple, pour le méthane le PCI est de 9,94 kWh/m³ à 0°C et pression atmosphérique. Pour le gaz naturel, PCS = 1,11 × PCI.

Le pouvoir calorifique du biogaz dépend de sa teneur en méthane : pour une proportion de 65 % de méthane, le PCI est de 6,46 kWh/m³. Le PCI dépend également de la teneur en eau, à ne pas négliger : un biogaz saturé en eau à 50 °C contient 100 g/m³ de vapeur d'eau, soit 12 % v/v. C'est pourquoi, pour toute valorisation, il est intéressant d'éliminer au moins l'eau.

Selon la voie de valorisation envisagée, le procédé d'épuration sera plus ou moins poussé (et donc coûteux).

- comme on l'a vu, dans tous les cas, il est préférable d'enlever l'eau (condensation dans les conduites et purges, déshydrateur, dévésiculateur et séparateur diphasique, tamis moléculaires,...).
- dans les cas les plus simples, le biogaz est utilisé directement dans des appareils résistants à l'H₂S (brûleurs, moteurs robustes, ...).
- pour les moteurs, le biogaz sera en plus épuré de l'H₂S, qui est corrosif (par de l'oxyde de fer, du charbon actif ou un lavage à l'eau sous pression), des siloxanes et quelque fois de son CO₂ (lavage à l'eau sous pression, tamis moléculaire,...).
- pour le réseau de gaz naturel ou l'utilisation comme carburant véhicules, l'eau, l'H₂S, les organo-halogénés (par charbon actif), le CO₂, les métaux (charbon actif) et l'oxygène (par traitement thermique catalytique) doivent être enlevés.

Le Tableau 1, issu d'un rapport de l'AFSSET (2008), résume les caractéristiques des biogaz bruts, issus d'ISDND (« landfill gas ») et de digesteurs (« biogas from AD »), comparativement à celles des gaz naturels de la Mer du Nord et de Hollande. Il montre bien le gain à réaliser sur la qualité du biogaz (élévation de la teneur en méthane, élimination des autres constituants) en vue de rendre ce gaz compatible avec les réseaux de transport et de distribution du gaz naturel.

➤ *Tableau 1 : Comparaison des caractéristiques des biogaz avec celles de gaz naturels*

		Landfill gas	Biogas from AD	North sea natural gas	Dutch natural gas
Lower heating value	MJ/nm ³	16	23	40	31,6
	kWh/nm ³	4,4	6,5	11	8,8
Density	MJ/kg	12,3	20,2	47	38
	kg/nm ³	1,3	1,2	0,84	0,8
Higher Wobbe index	MJ/nm ³	18	27	55	43,7
Methane number		> 130	>135	70	-
Methane	vol-%	45	63	87	81
Methane, variation	vol-%	35-65	53-70	-	-
Higher hydrocarbons	vol-%	0	0	12	3,5
Hydrogen	vol-%	0-3	0	0	-
Carbon oxide	vol-%	0	0	0	0
Carbon dioxide	vol-%	40	47	1,2	1
Carbon dioxide, variation	vol-%	15-50	30-47	-	-
Nitrogen	vol-%	15	0,2	0,3	14
Nitrogen, variation	vol-%	5-40	-	-	-
Oxygen	vol-%	1	0	0	0
Oxygen, variation	vol-%	0-5	-	-	-
Hydrogen sulphide	ppm	< 100	< 1000	1,5	-
Hydrogen sulphide, variation	ppm	0-100	0-10000	1-2	-
Ammonia	ppm	5	<100	0	-
Total chlorine (as Cl) ⁻	mg/nm ³	20-200	0-5	0	-

Les appareils susceptibles de fonctionner au biogaz sont :

- les brûleurs, cuisinières, chauffe-eau, réfrigérateurs, fours et chaudières,
- les moteurs diesels ou à essence fixes ou de véhicules, les groupes électrogènes, les moteurs spécialement conçus pour le biogaz, les moteurs à co-génération (produisant de l'énergie électrique et calorifique),
- les chaudières à vapeur pour la production d'électricité par des turbines.

Seuls les grands principes sont décrits dans ce chapitre. Des détails sur les technologies, ainsi que des paramètres de fonctionnement et des éléments de coûts (investissements et fonctionnement) sont donnés une étude publiée par RECORD⁶.

II.4.1. Valorisation thermique

La production d'énergie thermique par le biais d'une chaudière est la voie de valorisation du biogaz la plus simple à mettre en œuvre. Les contraintes techniques sont faibles. Les chaudières alimentées au biogaz ont un fonctionnement similaire à celles alimentées au gaz naturel. Des adaptations de chaudières fonctionnant au gaz naturel peuvent permettre leur alimentation en biogaz. Les brûleurs ont notamment des réglages spécifiques pour la combustion du biogaz. Dans la plupart des applications, les installations de combustion sont déjà existantes et utilisent un combustible tel que le fioul, le gaz naturel, etc. Les fours ou chaudières sont par conséquent déjà équipés de brûleurs et de leur dispositif d'alimentation. Ainsi pour plus de flexibilité des installations tout en réalisant une économie d'énergie, on double certains des brûleurs existants voire la totalité, avec des brûleurs « biogaz ». On veillera à maintenir un excès de production de biogaz par rapport à la consommation du procédé, de façon à garantir une alimentation normale des brûleurs.

⁶ RECORD (2009) : « Techniques de production d'électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse », C. Couturier (Solagro), janvier 2009, 253 p, n°07-0226/1A.

Dans une chaudière biogaz, la teneur en CH₄ du biogaz admissible peut descendre jusqu'à 20% (gaz très pauvre) et les contraintes d'épuration sont légères.

Une désulfuration peut cependant s'avérer nécessaire car la présence d'hydrogène sulfuré combinée à celle de vapeur d'eau peut être responsable de phénomènes de corrosion.

La chaleur dégagée par la combustion est récupérée sur un circuit d'eau pour produire de l'eau chaude.

Cette voie de valorisation est *a priori* intéressante lorsque des utilisateurs potentiels se situent à proximité de l'installation (c'était le cas de l'installation de méthanisation industrielle d'Amiens qui revendait la chaleur à une industrie voisine). Également, une partie de la chaleur produite est souvent utilisée sur l'installation pour maintenir le(s) digesteur(s) en température et chauffer les locaux annexes (y compris l'habitation pour les installations agricoles). La chaleur de combustion du biogaz peut alors servir pour la production d'eau chaude, de vapeur à moyenne ou haute pression...

La chaudière biogaz peut aussi servir d'élément de secours dans une installation utilisant une cogénération pour assurer la production de chaleur en cas de non fonctionnement ou d'entretien de celle-ci.

Les chaudières utilisées pour le biogaz sont semblables aux chaudières à gaz classiques (Figure 12).

Exemples d'application :

- Eau chaude sanitaire : l'Abbaye de Tamié située près d'Albertville valorise son biogaz par une chaudière et produit ainsi l'eau chaude sanitaire pour l'Abbaye (60 équivalent habitants).
- Fourniture de vapeur industrielle : usine de méthanisation d'OM d'Amiens, papeteries Emin-Leydier à Saint Vallier (26), méthanisation des vinasses chez Révico à Saint-Laurent de Cognac (16),
- Chauffage d'une piscine municipale à Bayeux (14),
- Alimentation d'un four métallurgique à Blaringhem (59),
- Séchage de fourrage en période d'été (le biogaz étant valorisé l'hiver en moteur électrique ou pour le chauffage de bâtiments),
- Evaporation de saumures de lixiviats d'ISDND (les résidus solides sont enfouis en installations de classe 1, la phase liquide brûlée en cimenterie).

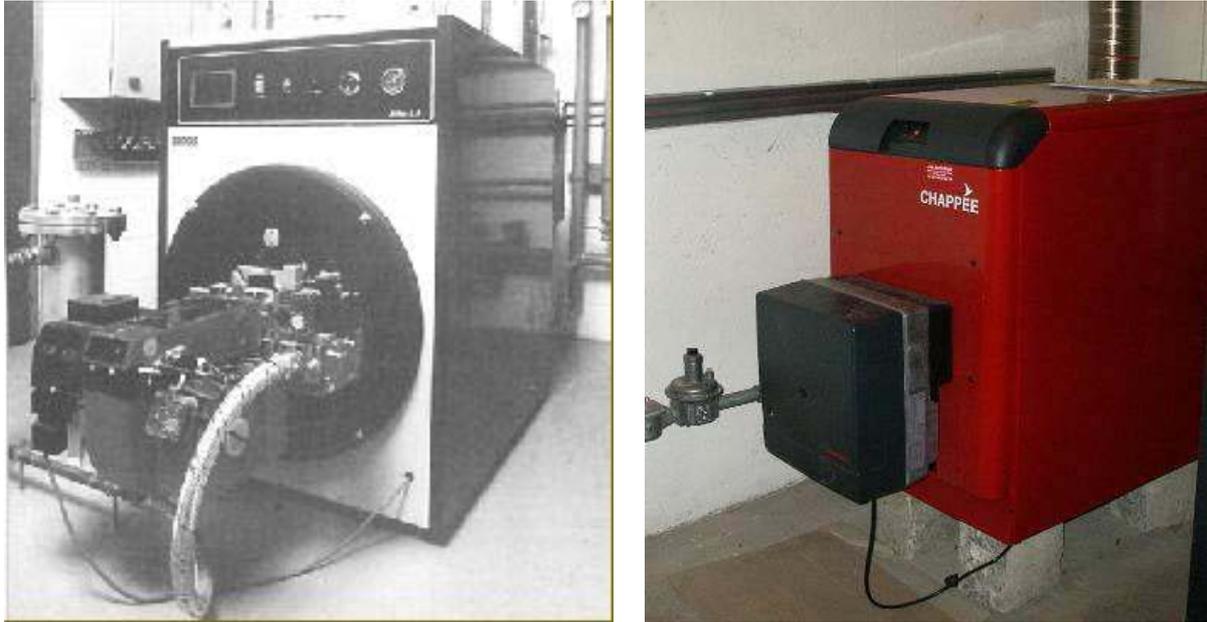


Figure 12 : exemples de chaudières à biogaz

II.4.2. Valorisation électrique

L'électricité est produite par la conversion de l'énergie mécanique du moteur ou de la turbine, au travers d'un alternateur, selon le principe du groupe électrogène. Elle peut également être directement produite par une pile à combustible. Selon la puissance concernée, l'électricité est produite à une tension allant de 220-230 V (application domestique en Europe), en passant par 400 V (réseau basse tension triphasé) jusqu'à 15 kV voire plus sur certaines très grosses unités à cycle combiné.

Suivant les besoins, la tension sera éventuellement élevée au travers d'un transformateur. La **Figure 13** représente un exemple simple (petite installation) de génération d'électricité à partir de biogaz (méthaniseur ou puits d'ISDND).

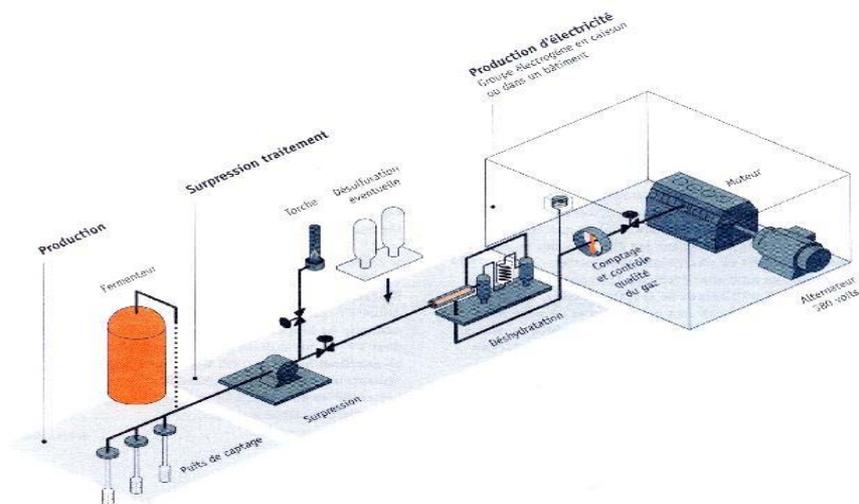


Figure 13 : exemple d'installation de production d'électricité (à partir de puits de biogaz)

Différents dispositifs permettent de générer de l'électricité à partir de biogaz :

- les moteurs à combustion interne,
- les turbines à gaz,
- les piles à combustible.

Moteurs à combustion interne

Actuellement, des moteurs de différentes tailles sont disponibles, ce qui permet d'équiper des installations, jusqu'à quelques MW (en utilisant plusieurs moteurs en parallèle). Les moteurs se répartissent entre moteurs à étincelles et moteurs dual-fioul (co-injection de gazole de l'ordre de 10 % : elle ne doit pas dépasser 20 %, d'après l'arrêté du 2 octobre 2001). Ce dernier type offre en général une grande souplesse de fonctionnement et une durée de vie plus grande que les groupes à étincelle, du fait de leur vitesse de rotation plus lente, et une meilleure stabilité qu'une alimentation en biogaz seul (l'alimentation en biogaz n'étant pas nécessairement constante).

Les rendements de ces moteurs sont de l'ordre de 35 % (ils atteignent au maximum 40 %).

Les émissions de NOx dans le cas des unités de cogénération équipées d'un moteur à gaz dépassent régulièrement la valeur limite ce qui s'avère ponctuel dans le cas des unités dual-fuel. Pour les émissions en CO, elles sont généralement plus élevées pour les moteurs dual-fuel tout en respectant la valeur limite.

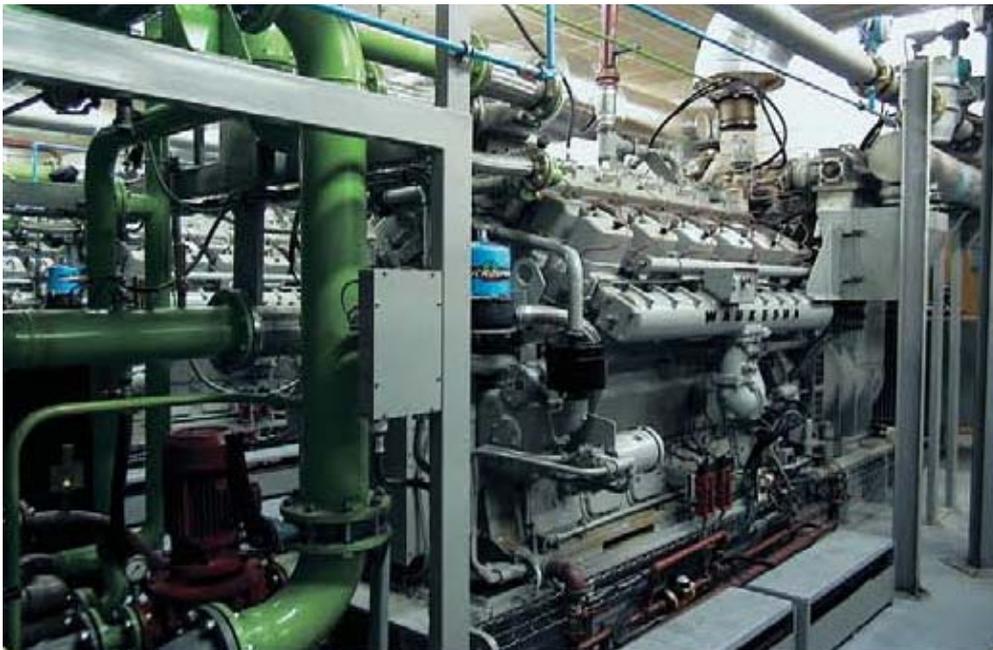


Figure 14 : un des 7 moteurs Waukesha de l'installation Biovale (Roche la Meulière, Loire)

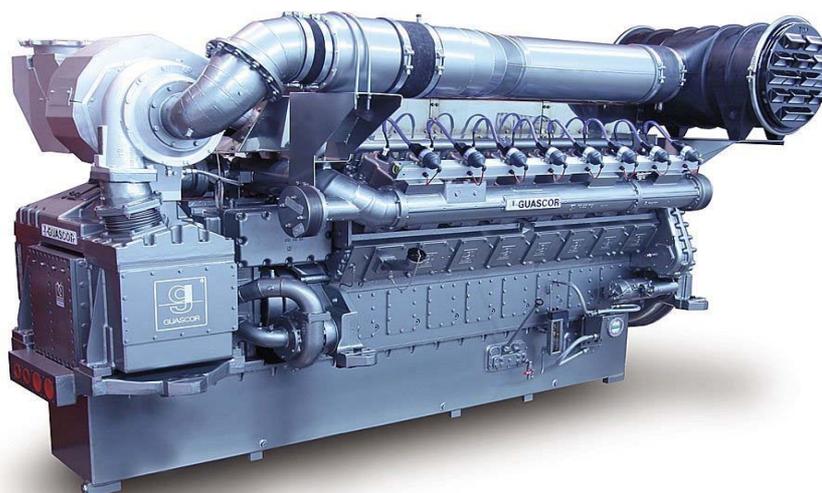


Figure 15 : moteur à gaz (documentation Guascor)

Turbines à gaz

Principe général

Une turbine à gaz comporte un étage de compression de l'air comburant (étage compresseur), et un étage de détente des gaz de combustion appelé turbine. C'est la détente des gaz qui fournit l'énergie cinétique qui actionne la turbine et produit l'énergie mécanique. La combustion gaz + air s'effectue soit en entrée de turbine, soit dans une chambre de combustion externe au corps même de la turbine.

Les turbines à gaz offrent des rendements généralement compétitifs avec ceux des turbines à vapeur. Les constructeurs de turbines ont développé, depuis plusieurs années, des matériels plus performants qui n'ont pas à utiliser les gaz d'échappement à haute température. Un meilleur contrôle de la précision dans la fabrication des aubes de compresseurs et turbines permet d'augmenter le rendement.

Les turbines utilisées pour le biogaz sont issues de l'adaptation de turbines standards sur gaz pauvres. On distingue 2 tailles d'installations : les micro-turbines (< 100 kW) et les turbines de puissance supérieure à 800 kW. Les turbines à gaz représentent un investissement élevé mais ont des coûts de maintenance faibles.

Des turbines à vapeur sont également utilisées : la vapeur est produite grâce à la combustion de biogaz dans des chaudières dédiées au biogaz (voir l'exemple ci-dessous).

Exemple du CET de Plessis-Gassot (Figure 16)

Chaque centrale est constituée de 3 chaudières (dont 1 en secours) et d'une turbine de 11MWe, dimensionnées pour traiter en continu un débit de biogaz de 9 200 Nm³/h.

- **Turbine et alternateur** : 8 étages, 11800 kW, débit 60t/h
- **Chaudières** : production : 30 t/h de vapeur 390°C/40 bar unitaire, puissance thermique : 23 MW sur PCI unitaire, rendement : 0,93 sur PCI
- **Brûleurs** : Ces brûleurs ont été spécialement développés pour le biogaz. Ils permettent d'obtenir une parfaite stabilité de flamme sans soutien dans une plage importante de variation

du PCI (même pour une valeur minimale $< 3\ 000\ \text{kcal/Nm}^3$). La variation de débit possible est de 1 à 6 malgré une pression disponible de seulement 150 mbar au brûleur. Ces brûleurs peuvent également fonctionner au fuel oil lourd afin d'assurer la continuité de la production en cas de rupture de l'approvisionnement en biogaz.

- puissance maxi : 23 MW

- débit de biogaz : maxi $9\ 500\ \text{Nm}^3/\text{h}$ (variable de $3\ 200$ à $5\ 200\ \text{kcal/Nm}^3$), mini $1\ 900\ \text{Nm}^3/\text{h}$

- Régulation :

Similaire à celle d'une régulation classique gaz naturel de type mesureuse, le débit du biogaz étant corrigé en fonction de la valeur du PCI mesurée en continu.

Le rapport air/combustible est corrigé par un facteur fonction de la teneur en oxygène dans le gaz de combustion.

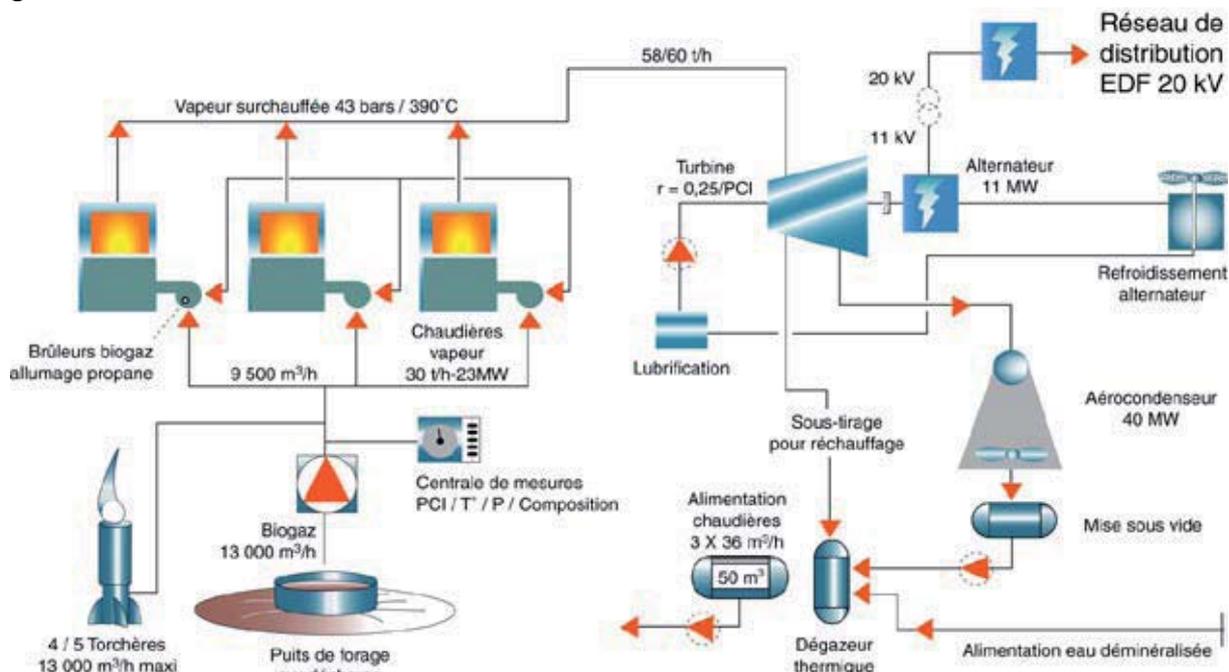


Figure 16 : Schéma général de l'installation

- BILAN DE FONCTIONNEMENT APRES 5 ANS D'EXPLOITATION

Les brûleurs n'ont nécessité aucun entretien particulier. Leur conduite est identique à celle d'une installation au gaz naturel. Aucune corrosion ou bouchage n'ont été constatés depuis leur démarrage.

Performance de combustion :

- excès d'air au nominal : 8 %
- NOx : $50\ \text{mg/Nm}^3$ à 3% O₂ sur sec
- CO : 0

- Côté chaudières : Pas de corrosion constatée à ce jour (conception particulière). La présence de silice non combustible dans le biogaz conduit à des dépôts sur le surchauffeur et sur l'économiseur qui nécessitent un nettoyage annuel.

- Exploitation : L'objectif de production électrique sur le réseau EDF de 80 millions de kWh par an est largement tenu.

Caractéristiques comparées des moteurs à gaz

Le Tableau 2 compare les rendements, puissances et coûts d'investissement et de maintenance pour les différents types de moteurs utilisables pour la production d'électricité à partir de biogaz.

Tableau 2 : caractéristiques de différents moteurs de valorisation du biogaz

	Moteur à essence, allumage par étincelle	Moteur diesel à injection	Moteur diesel à allumage par étincelle	Micro-turbine
Efficacité (%)	24 - 29	30 - 38	35 - 42	26 - 29
Coût de maintenance	Elevé	Elevé	Moyen	Faible
Coût d'investissement	Faible	Moyen à élevé	Moyen	Elevé
Puissance (kW)	5 - 30	30 – 200	> 200	< 100
Durée de vie	Faible	Moyenne	Elevée	Elevée

Piles à combustibles

Cette technique est citée à part car elle est en développement pour les applications biogaz. La technologie des piles à combustible existe depuis plus de 100 ans, mais elle requiert une qualité de gaz très élevée. Le principe est celui d'une transformation du biogaz en hydrogène biogène pour alimenter la pile. Des expérimentations sont maintenant menées pour améliorer les techniques de préparation du gaz et de "reforming" de l'hydrogène.

Les piles à combustible sont potentiellement un rendement très élevé (on cite plus de 60 %) pour de faibles émissions.

Cette technique prometteuse est expérimentée actuellement en Allemagne par l'Institut de technologie et d'ingénierie des biosystèmes du FAL en collaboration avec le constructeur d'installations Farmatic Biotech Energy AG sur le terrain de recherche du FAL. Dans ce projet soutenu par l'agence pour les matières premières renouvelables (FNR), le biogaz est tout d'abord nettoyé biologiquement et ensuite transformé en hydrogène très pur. Cet hydrogène biogène est alors utilisé de différentes manières dans les piles à combustibles à membrane électrolyte polymère (PEMFC) pour la production de chaleur et d'électricité.

II.4.3. Co-génération

L'idée de cogénération se base sur le fait que la production électrique dégage une grande quantité de chaleur à température moyenne, habituellement dissipée dans l'environnement. En réponse à une demande thermique (chauffage, process industriel, etc.), elle propose d'utiliser le cycle de génération électrique également comme source thermique.

La production d'électricité en cogénération peut s'effectuer avec une chaudière au biogaz, suivie d'une turbine à vapeur. Cette voie très classique pose peu de problèmes techniques et les contraintes d'épuration du biogaz sont celles que réclament les chaudières.

Dans le cas de la solution "turbine à vapeur", on pourra se contenter d'un traitement par simple filtre déshydrateur à l'entrée du compresseur, de façon à enlever les particules solides ou liquides en suspension dans le biogaz. La chaudière sera munie de tubes de fumées dont le matériau pourra résister aux fumées de biogaz, éventuellement à fortes teneurs en H₂S.

Alors que dans une centrale électrique, c'est le rendement électrique maximum qui est recherché (rendement électrique de l'ordre de 40 % avec un cycle simple et atteignant 55 % avec un cycle combiné), dans la cogénération, on vise un rendement global accru par l'utilisation prioritaire de l'énergie thermique, soit dans un processus industriel, soit dans une chaufferie ; la co-génération d'électricité n'est plus dans ce cas le but mais une conséquence, améliorant le bilan économique de l'équipement dont le rendement global peut alors atteindre 90 %.

Les hauts rendements affichés par les unités de cogénération sont calculés de la façon suivante :

$$\eta_{cogen} = \frac{P_{elec} + \dot{Q}_{chaleur.utile}}{\dot{Q}_{combustible}}$$

où :

- P_{elec} est la puissance électrique produite.
- $\dot{Q}_{chaleur.utile}$ est la puissance thermique extraite des gaz d'échappement.
- $\dot{Q}_{combustible}$ est la puissance thermique fournie par le combustible.



Figure 17 : moteurs de valorisation à Varennes Jarcy

Tableau 3 : exemple de la Ville de Besançon (STEP)

CARACTERISTIQUES TECHNIQUES	PRODUCTION D'ENERGIE
<p>moteur à gaz (données constructeur):</p> <ul style="list-style-type: none"> • 12 cylindres en V • 30 litres de cylindrée • alimentation turbocompressée avec échangeur • puissance mécanique à l'arbre : 630 CV à 1.500 tr/ min • puissance thermique : 567 kW • rendement électrique : 37,1% • rendement thermique : 46,3% • rendement total : 83,4% <p>génératrice électrique de STAMFORD : 450 kW sous 400 V</p>	<p>énergie électrique (arrondis) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1995 : 1.518.000 kWh • 1996 : 1.306.000 kWh • 1997 : 1.506.000 kWh • 1998 : 885.000 kWh • 1999 : 782.000 kWh • 2000 : 1.248.000 kWh • 2001 : 551.000 kWh <p>production de chaleur : 7.000 à 10.000 kWh par jour.</p>

II.4.4. Valorisation du biométhane

Les critères de purification du gaz sont assez semblables pour les voies de valorisation « carburant véhicules » et « injection en réseau de gaz naturel ».

Production de méthane carburant véhicules

Pour cette application, les spécifications de pureté du gaz sont beaucoup plus sévères que pour les précédentes, puisque le biogaz utilisable comme carburant doit contenir un minimum de 96% de méthane. Il faut en outre que le point de rosée soit inférieur à -20°C, ce qui correspond à une teneur en eau inférieure à 15 mg/(n)m³. D'autres exigences sont à respecter : teneurs en H₂S inférieure à 100 mg/(n)m³, en huile inférieure à 70- 200 ppm, en hydrocarbures liquides inférieure à 1 %, avec une taille de poussières limitée à 40 microns.

La séquence typique de préparation est la suivante : compression à 15- 20 bar désulfuration et décarbonatation par lavage à l'eau sous pression (perte de 8% du méthane environ) ; déshydratation par procédé PSA (Pressure System Adsorption) ; déshalogénéation par passage sur charbon actif, généralement perdu (incinéré) ; enfin, compression à 250-350 bar.

Exemples de réalisations

- A la station d'épuration de Chambéry, 14% du biogaz produit par le digesteur de boues de 1100 m³ sont transformés en carburant. Les 50 000 m³/an alimentent 12-15 voitures municipales équipées en bicarburant essence/biogaz. La petite taille de cette opération pilote financée par Sinerg n'atteint pas encore le seuil de rentabilité, mais il est prévu d'augmenter à l'avenir sa capacité.

- A Lille, le projet pilote européen lancé par la Communauté urbaine (CUDL) avec la DG 17 visait à expérimenter un bus fonctionnant au biogaz produit à la station d'épuration de Marquette, en banlieue lilloise. Le procédé de préparation permet d'obtenir un biogaz à 98% de méthane, soit un taux supérieur à celui du GNV classique (gaz naturel véhicules). L'expérience a été menée avec un bus Agora de Renault Véhicules Industriels et a démontré la viabilité économique et technique du projet. Le rapport des essais a été remis l'an dernier à la

Commission européenne et l'opération pilote va désormais se transformer en exploitation industrielle.

- A Sonzay, près de Tours, c'est du biogaz produit par la décharge de déchets municipaux qui est transformé en carburant. Plusieurs alvéoles ont été spécialement aménagées pour garantir sa qualité, notamment une teneur en air inférieure à 0,5%. La ligne de préparation traite 10% du biogaz émis (avec un PCI de 5 kWh/m³) et produit environ 50 m³/h de biogaz carburant, suffisamment pour alimenter une trentaine de voitures des services techniques de la ville de Tours. Le temps de retour brut de l'opération est estimé à 10 ans environ. Il existe également un pilote de démonstration sur l'ISDND de Veolia à Claye Souilly (77).

Injection de biogaz épuré dans un réseau de gaz naturel

Le biogaz épuré peut être injecté dans des réseaux transport ou de distribution de gaz naturel. De telles installations existent ou sont en projet en Europe du nord et en Suisse (la station d'épuration de Berne par exemple).

En France, le réseau de gaz naturel est constitué du réseau de grand transport qui alimente des réseaux de transport régional, puis des réseaux de distribution qui eux-mêmes desservent les utilisateurs finaux (environ 10 millions de clients particuliers dont 6 millions de tables de cuisson, audition GDF au GT « biogaz » de l'AFSSET en 2007).

Le réseau de grand transport est alimenté essentiellement en gaz naturel, provenant de Norvège, de Russie, d'Algérie, des Pays-Bas, du Royaume-Uni, d'Égypte... La pression dans ce réseau est, selon les lieux, de 67 ou 85 bars et est maintenue grâce à la présence de stations de surpressions réparties sur l'ensemble du réseau (27 stations représentant 100 compresseurs).

Les réseaux de transport régionaux sont quant à eux exploités à des pressions de 20 à 67 bars et les réseaux de distribution à 4 ou 16 bars. Avant fourniture aux particuliers, le gaz est détendu puis livré à une pression de 21 mbars au dessus de la pression atmosphérique. Des documents de prescriptions techniques ont été établis par GRTgaz (Gestionnaire du Réseau de Transport de gaz naturel) et GDF Réseau de distribution, précisant respectivement les modalités de raccordement et d'injection, au réseau de transport et au réseau de distribution. Ces prescriptions techniques précisent notamment les caractéristiques physico-chimiques des gaz livrés. Après traitement et purification, le gaz à injecter doit être mis dans les conditions de pression définies par l'opérateur du réseau (étape de compression, détente ...). Enfin une odorisation est effectuée avant l'injection en utilisant le tétrahydrothiophène (THT) et des mercaptans à une concentration de 5 à 30 mg/m³.

Les spécifications du biométhane varient d'un pays à l'autre. En France, elles sont décrites dans le décret n°2004-555 du 15 juin 2004, relatif aux prescriptions techniques applicables aux canalisations et raccordements des installations de transport, de distribution et de stockage de gaz. Ce décret reprend les prescriptions techniques de GDF. Les différentes prescriptions sont détaillées dans le Tableau 4. La prescription française est particulièrement basse pour la teneur en oxygène, et risque d'être difficile à atteindre pour le biogaz épuré. Ce point a été soulevé lors des réunions du groupe de travail sur l'injection de biométhane dans les canalisations de gaz naturel de la DGEC (Direction Générale de l'Énergie et du Climat) du Ministère de l'Écologie, qui a émis un rapport (non public) en novembre 2009.

Tableau 4 : extrait des prescriptions techniques de gaz de France pour le gaz autre que le gaz naturel (28/11/2006)

Caractéristique	Spécification
Pouvoir Calorifique Supérieur (conditions de combustion 0 °C et 1,01325 bar)	Gaz de type H ⁽¹⁾ : 10,7 à 12,8 kWh/m ³ (n) (combustion 25°C : 10,67 à 12,77) Gaz de type B ⁽¹⁾ : 9,5 à 10,5 kWh/m ³ (n) (combustion 25°C : 9,48 à 10,47)
Indice de Wobbe (conditions de combustion 0 °C et 1,01325 bar) ⁽²⁾	Gaz de type H : 13,64 à 15,70 kWh/m ³ (n) (combustion 25°C:13,6 à 15,66) Gaz de type B : 12,01 ^(1bis) à 13,0 kWh/m ³ (n) (combustion 25°C : 11,97 à 12,97)
Densité	Comprise entre 0,555 et 0,70
Point de rosée eau	Inférieur à -5°C à la Pression Maximale de Service du réseau en aval du Raccordement ⁽³⁾
Point de rosée hydrocarbures ⁽⁴⁾	Inférieur à -2°C de 1 à 70 bar
Teneur en soufre total	Inférieure à 30 mgS/m ³ (n)
Teneur en soufre mercaptique	Inférieure à 6 mgS/m ³ (n)
Teneur en soufre de H ₂ S + COS	Inférieure à 5 mgS/m ³ (n)
Teneur en CO ₂	Inférieure à 2,5 % (molaire)
Teneur en Tétrahydrothiophène (produit odorisant THT)	Comprise entre 15 et 40 mg/m ³ (n)
Teneur en O ₂	Inférieure à 100 ppmv
Impuretés	Gaz pouvant être transporté, stocké et commercialisé sans subir de traitement supplémentaire
Hg	Inférieur à 1 µg/m ³ (n)
Cl	Inférieur à 1 mg/m ³ (n)
F	Inférieur à 10 mg/m ³ (n)
H ₂	Inférieur à 6 %
CO	Inférieur à 2 %

Gaz de type H : Gaz à haut pouvoir calorifique.

Gaz de type B : Gaz à bas pouvoir calorifique.

(1) Gaz de type H : Gaz à haut pouvoir calorifique. Gaz de type B : Gaz à bas pouvoir calorifique.

(1bis) Gaz de type B : dans l'attente d'évolutions, le Distributeur peut accepter du gaz ayant un indice de Wobbe compris entre 11.89 et 12.01kWh/m³(n), dans des conditions similaires à celles évoquées au § 5.1.4.

(2) Ces valeurs sont celles discutées dans le cadre de l'association Easee-gas. Concernant la limite supérieure pour l'indice de Wobbe, des vérifications sont en cours pour déterminer à quelle date la valeur de 15.85 kWh/m³(n) (au lieu de 15.7) discutée au sein d'Easee-gas serait acceptable en France.

(3) La conversion du point de rosée eau en teneur en eau et inversement est effectuée selon la norme ISO 18 453 « Natural gas – Correlation between water content and water dew point. » (Corrélation de Gergwater).

(4) Il s'agit d'une spécification applicable au gaz naturel qui ne couvre que les hydrocarbures et pas les huiles.

II.5. Les techniques d'épuration des émissions gazeuses

II.5.1 Généralités

Pour le choix d'un procédé de traitement d'effluents gazeux il faut tenir compte du type de sources :

- sources "basse température" telles que la production, la manipulation ou la préparation de produits. Les procédés de traitement biologique font partie de cette catégorie. Les principaux polluants à traiter sont alors :
 - les particules et poussières ;
 - les composés organiques volatils ;
 - les composés inorganiques comme les halogénures et le sulfure d'hydrogène, l'ammoniac, le monoxyde de carbone ou les métaux volatils (Hg, Cd ...) ;
- sources "haute température" : telles que les procédés de combustion (incinération, oxydation thermique, chaudière ...). Pour les installations où le biogaz est récupéré et brûlé ce type de source est à considérer uniquement après combustion. Les principaux polluants à traiter sont alors :
 - les particules sous forme de poussières ou de cendres contenant des suies (résidus de combustion incomplète) et des oxydes métalliques ;
 - les gaz de combustion : monoxyde de carbone, oxydes d'azote et de soufre, halogénures d'hydrogène, dioxines ...

Deux catégories de procédés de traitement peuvent être mises en œuvre :

- les procédés permettant la récupération de tout ou partie du contenu de l'effluent gazeux traité et de le recycler sur site ou hors site ;
- les procédés de destruction des polluants.

Pour les unités de traitement biologique des déchets, les techniques permettant la récupération d'une partie des effluents sont peu adaptées car la composition des effluents est complexe et, dans la majorité des cas, il n'y a pas de réutilisation potentielle sur site ou à proximité des substances qui pourraient être récupérées.

Les techniques mises en œuvre pour le traitement d'air peuvent être déclinées en différentes familles de procédés :

- biochimiques : biofiltration, biolavage, biotriking ;
- adsorption : utilisation de différents supports solides ;
- absorption : physique ou chimique ;
- oxydation thermique : combustion, oxydation catalytique ;
- oxydation non-thermique : ozone, UV, plasma ;

De par le degré de maturité de ces différentes techniques et des spécificités des flux de gaz à traiter (COV, H₂S, humidité ...) dans une installation de traitement biologique, ce sont principalement les procédés biologiques, d'absorption et plus récemment d'oxydation catalytique ou d'adsorption sur charbon actif qui sont mis en œuvre.

Le traitement de l'air doit aussi intégrer le captage des émissions au plus près des sources avec, lorsque cela est nécessaire, la mise en place de mesures de confinement. Pour une installation de traitement biologique, les effluents gazeux à traiter proviennent :

- du hall de déchargement des camions ;
- des zones de tri et de préparation des déchets (criblage, séparation des métaux,...) ;
- éventuellement, des zones de compostage que ce soit dans les installations de compostage seul ou de méthanisation (comportant un compostage du digestat).

Le confinement doit être réalisé au plus près des sources d'émissions. Toutefois, sa mise en place ne doit pas nuire aux règles d'exploitabilité du procédé, de sécurité (plus particulièrement en ce qui concerne les limites d'explosivité), d'hygiène et de qualité des produits.

II.5.2 Les procédés biologiques

Les traitements biologiques sont basés sur l'utilisation de micro-organismes pour dégrader les polluants organiques essentiellement en CO₂ et H₂O. Différentes techniques ont été développées en fonction du mode de mise en œuvre des micro-organismes :

- biofiltration : lit solide fixe
- biolavage : suspension en phase liquide
- biotrickling : suspension en phase liquide et immobilisation sur un support inerte

Ces procédés s'adressent donc essentiellement au traitement des composés organiques.

Biofiltration

Description

Un biofiltre consiste en un lit de matière organique (tourbe, compost, chips de bois ...) ou de matière inerte (argile, charbon ...) au travers duquel l'effluent gazeux circule et est oxydé biologiquement par des micro-organismes qui se développent naturellement. Il existe des biofiltres ouverts ou fermés.

Dans un biofiltre ouvert, le lit de matériau filtrant repose sur un réseau de conduites qui permet de répartir uniformément le flux à traiter. Ces filtres nécessitent un temps de séjour long et sont donc généralement volumineux. Ils peuvent être utilisés avec des débits de gaz faibles.

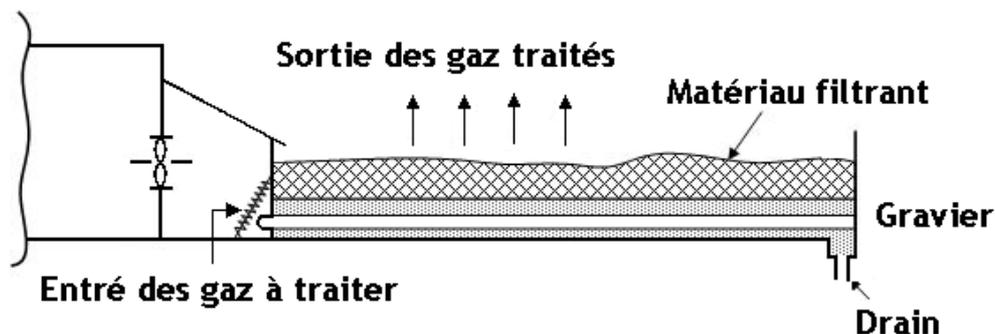


Figure II.5.1 : Schéma type d'un biofiltre ouvert (source BREF WT)

Les biofiltres ouverts sont sensibles aux conditions climatiques. Les filtres ouverts sont moins coûteux que les filtres fermés et représentent la majorité des biofiltres installés.

Un biofiltre fermé est constitué d'une couche filtrante sur laquelle une population de micro-organismes est fixée. L'effluent gazeux est uniformément réparti sur le filtre. La circulation peut être ascendante ou descendante et elle peut être forcée par des ventilateurs.

L'humidité est un facteur crucial pour le bon fonctionnement des biofiltres, une humidité relative des gaz à traiter de 95 % est généralement nécessaire au bon fonctionnement du filtre. La présence d'un laveur en amont du biofiltre, l'humidification du matériau filtrant ou l'association de ces deux mesures peuvent permettre d'atteindre cette valeur d'humidité. Cependant il faut que l'humidité du matériau filtrant reste inférieure à 60 % pour prévenir le colmatage du lit filtrant.

La température de l'effluent gazeux doit être inférieure à 35°C. Le refroidissement peut être obtenu soit par une dilution avec de l'air froid, soit à l'aide d'un laveur de gaz.

Applicabilité

La biofiltration est applicable dans de nombreux domaines dont la chimie, la pétrochimie et le traitement de l'eau et des déchets. Cette technique est particulièrement adaptée pour le traitement de

composés facilement biodégradables et solubles dans l'eau tels que les amines, les hydrocarbures, le sulfure d'hydrogène et les composés odorants. Elle convient aux faibles concentrations.

Impacts croisés

Dans le cas de biofiltres ouverts, le matériau filtrant doit être régulièrement remplacé, il peut se tasser progressivement favorisant la formation de cheminements préférentiels des gaz ce qui diminue l'efficacité globale du biofiltre. Le matériau filtrant peut être chargé en composés dangereux non biodégradables, il doit donc être orienté vers de filières de gestion adaptées telles que l'incinération de déchets dangereux.

L'eau ayant percolé au travers du matériau filtrant peut être chargée en matière organique, en général, la qualité des percolats est compatible avec une recirculation dans le biofiltre.

D'autres consommables peuvent être nécessaires au bon fonctionnement du biofiltre, tels que des nutriments ou des réactifs alcalins ou acides pour l'ajustement du pH.

Afin de vaincre la perte de charge due au matériau filtrant, un ventilateur en amont du biofiltre est généralement nécessaire. De même, la recirculation des lixiviats requiert l'utilisation d'une pompe. Néanmoins, la consommation énergétique reste faible.

Biolavage

Description

Le biolavage combine le lavage par voie humide et la dégradation biologique. L'eau de lavage contient une population microbienne capable d'oxyder les composés gazeux dangereux. Les micro-organismes sont en suspension dans l'eau. C'est pourquoi les conditions d'utilisation des biolaveurs sont les suivantes :

- les constituants à traiter doivent être solubles dans l'eau ;
- ces constituants doivent être biodégradables en aérobiose.

La figure II.5.2 présente le schéma type d'un biolaveur. Les polluants sont absorbés au niveau de la tour d'absorption et dégradés dans le bassin d'activation. Le temps de contact dans la tour est généralement d'une seconde et est adapté en fonction du type de polluant à traiter. Il est fréquent d'utiliser des boues activées provenant d'une station de traitement biologique d'eaux usées, l'efficacité optimale de traitement est obtenue quelques semaines après l'ensemencement du bassin.

Applicabilité

Le biolavage est utilisé dans l'industrie chimique et pétrochimique ainsi que dans les stations d'épuration d'eaux usées. Ce procédé de traitement est bien adapté aux faibles concentrations de composés facilement solubles dans l'eau. Le tableau II.5.1 présente les substances pour lesquelles le biolavage est plus ou moins adapté.

Impacts croisés

Les principaux consommables nécessaires au fonctionnement des biolaveurs sont :

- de l'eau pour maintenir le niveau dans l'installation ;
- des réactifs chimiques pour ajuster le pH et les nutriments ;
- des boues activées pour ensemercer de bassin.

De par l'activité biologique et l'éventuelle neutralisation de gaz acides, la concentration en sels augmente dans l'eau ce qui nécessite l'élimination d'une partie de cette eau à échéance régulière. Cette eau doit être traitée avant rejet. Le temps de séjour de l'eau peut être estimé comme étant compris entre 20 et 40 jours.

De même, il peut être nécessaire d'éliminer le surplus de boues, la filière d'élimination doit prendre en compte les contaminants présents ainsi que les produits de dégradation.

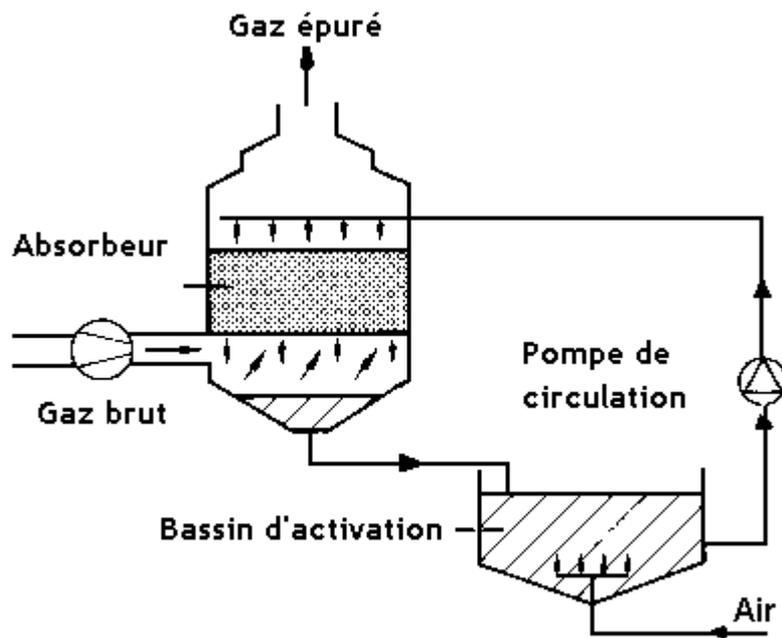


Figure II.5.2 : Schéma type d'un biolaveur

Tableau II.5.1 : Applicabilité du biolavage

Traitement bien adapté	Traitement possible	Traitement non adapté
<p><u>Alcools</u> :</p> <p>méthanol, éthanol, glycols ...</p> <p><u>Aldéhydes et cétones</u> :</p> <p>formaldéhyde, acétaldéhyde, acétone ...</p> <p><u>Acides carboxyliques et esters</u> :</p> <p>acides acétis, proprionique, butyrique ...</p> <p>acétate de n-butyle, d'éthyle, méthacrylate de méthyle ...</p> <p><u>Phénols</u> :</p> <p>phénol, chlorophénols, crésol</p> <p><u>Composés soufrés</u> :</p> <p>mercaptans, hétérocycles soufrés, H₂S</p> <p><u>Composés azotés</u> :</p> <p>Amines, hétérocycles azotés</p>	<p>Naphtalène</p> <p>Thioéthers</p> <p>Ammoniac</p>	<p><u>Hydrocarbures aliphatiques</u> :</p> <p>méthane, pentane, hexane, cyclohexane, acétylène ...</p> <p><u>Hydrocarbures aromatiques</u> :</p> <p>BTEX, ...</p> <p><u>Éthers</u> :</p> <p>tétrahydrofurane, éther diéthylique, dioxane ...</p> <p><u>Hydrocarbures halogénés</u> :</p> <p>Chlorure de Vinyle monomère, dichlorométhane, trichloréthylène, perchloréthylène, ...</p> <p>Sauf chlorophénols.</p>

Biotrickling

Description

Les conditions de mise en œuvre d'un traitement par biotrickling sont analogues à celle d'un biolaveur, la principale différence est que pour le biotrickling, les micro-organismes sont fixés sur un support au sein de la veine de gaz à traiter. La figure II.5.3 illustre le principe du filtre biologique à lit ruisselant.

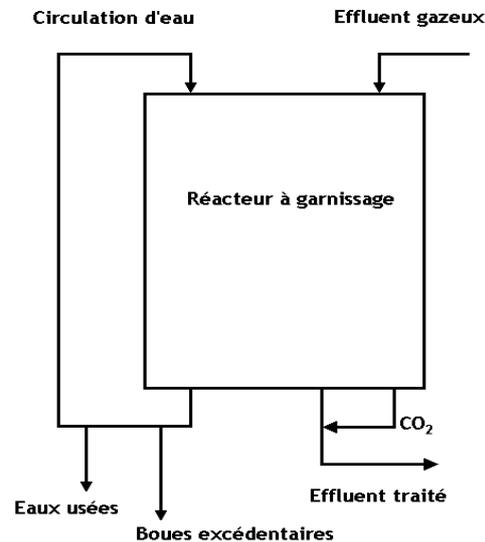


Figure II.5.3 : Diagramme de principe d'un filtre à garnissage ruisselant (biotrickling)

Un filtre biologique à lit ruisselant est constitué d'une colonne contenant un garnissage sur lequel s'écoule une phase aqueuse. Ce garnissage sert de support aux micro-organismes. Les propriétés du garnissage doivent permettre l'adhésion du biofilm. Les polluants de l'effluent gazeux et l'oxygène sont absorbés par la phase aqueuse et transportés jusqu'au biofilm, où la transformation biologique se produit. La phase liquide circule en permanence et assure le transport et les transferts de matière :

- apport de nutriment vers le biofilm ;
- absorption et transfert vers le biofilm des composés à détruire ;
- élimination de la biomasse excédentaire et des produits de dégradation.

Les conditions au sein de la phase aqueuse sont cruciales pour le fonctionnement du filtre : le pH et les concentrations en nutriments et en sels solubles doivent être contrôlés.

Applicabilité

L'application du biotrickling est comparable à celle du biolavage. Le tableau II.5.1 peut être repris pour les composés pour lesquels le biotrickling est plus ou moins adapté.

Une concentration élevée en CO₂ dans l'effluent à traiter peut entraîner la croissance rapide des micro-organismes et du biofilm et entraîner le colmatage du filtre. De même si une forte concentration d'H₂S est présente, il peut y avoir formation de soufre élémentaire du fait d'une oxydation biologique incomplète. Cette formation se traduit par l'apparition d'un voile granuleux dans l'eau pouvant aller jusqu'au colmatage du filtre.

Impacts croisés

Les consommations nécessaires au fonctionnement des filtres à garnissage sont très faibles que ce soit du point de vue énergétique ($< 1 \text{ kW}/1000 \text{ Nm}^3$), des réactifs (nutriments, ajustement du pH) ou de l'eau d'appoint.

L'activité biologique entraîne l'augmentation de la concentration en sels dans l'eau ce qui nécessite l'élimination d'une partie de cette eau à échéance régulière. Cette eau doit être traitée avant rejet. De même, il peut être nécessaire d'éliminer le surplus de boues.

II.5.3 Les procédés d'absorption

Description

Les procédés de traitement de gaz par absorption mettent en généralement en œuvre un lavage du flux de gaz à l'aide d'une phase liquide. Les mécanismes en jeux sont des transferts entre la phase gazeuse et le liquide, soit il s'agit d'un phénomène purement physique, c'est-à-dire la solubilisation d'une espèce gazeuse et il est possible de récupérer la substance solubilisée, soit il y a une réaction chimique entre un composé de la phase gazeuse et la phase liquide : il peut alors y avoir destruction et élimination du composé extrait de la phase gazeuse.

Dans l'industrie chimique, les principales applications du lavage humide pour le traitement des effluents gazeux sont :

- l'élimination des halogénures d'hydrogène (HCl, ...), des SO_x, de l'ammoniac, de H₂S ou de solvants organiques volatils ;
- l'élimination des poussières.

La solution de lavage est adaptée en fonction de la qualité de l'effluent à traiter mais surtout des propriétés des composés à extraire ou à éliminer :

- l'eau pour éliminer les halogénures d'hydrogène, l'ammoniac avec une possibilité de récupération des substances extraites ;
- des solutions alcalines pour éliminer les polluants acides tels que les halogénures d'hydrogène, le SO₂, les phénols ... Une valeur de pH trop élevée peut entraîner l'absorption de gaz carbonique et la formation de carbonates insolubles Elles peuvent être utilisées pour un traitement complémentaire après un premier lavage à l'eau. Elles peuvent aussi être employées pour la désulfuration du biogaz ;
- des solutions alcalines oxydantes telles qu'une solution aqueuse d'hypochlorite de sodium (élimination du chlore) ou de dioxyde de chlore ou de peroxyde d'hydrogène ;
- des solutions acides pour éliminer l'ammoniac ou les amines ;
- des solutions de sulfures minéraux pour éliminer le mercure ...

Pour la mise en contact se la solution avec le flux gazeux différents types de laveurs sont utilisables dont les principaux sont :

- laveur à lit fluidisé ;
- laveur à lit fixe ;
- laveur à plateaux ;
- tour de pulvérisation.
- Le choix du solvant et du type de laveur dépendent :
 - des performances exigées ;
 - des besoins énergétiques ;
 - des propriétés de l'effluent gazeux et
 - des disponibilités de réactifs.

Généralement la circulation des gaz et du liquide se fait à contre-courant. En amont du laveur il peut être nécessaire de refroidir l'effluent gazeux pour le saturer en eau et éviter une perte d'efficacité due à l'évaporation du solvant au niveau du laveur. De même, en fonction de la complexité de la composition de l'effluent il peut être nécessaire de mettre en série au moins deux tours de lavage pour atteindre le cahier des charges au point de rejet.

Laveur à lit fluidisé

Les laveurs à lit mobile sont constitués de zones de garnissage mobile, en général des billes de plastique. La cuve contient des grilles support sur lesquelles est placé le garnissage, des arrivées et des sorties pour la liqueur de lavage du gaz, et un dévésiculeur. Les laveurs à lit mobile sont utilisés pour éliminer le dioxyde de soufre, le fluorure d'hydrogène et les odeurs. Ils sont également utilisés

lorsqu'il y a un risque de colmatage (présence de poussière, formation de précipité). Un dispositif type est illustré à la figure II.5.4.

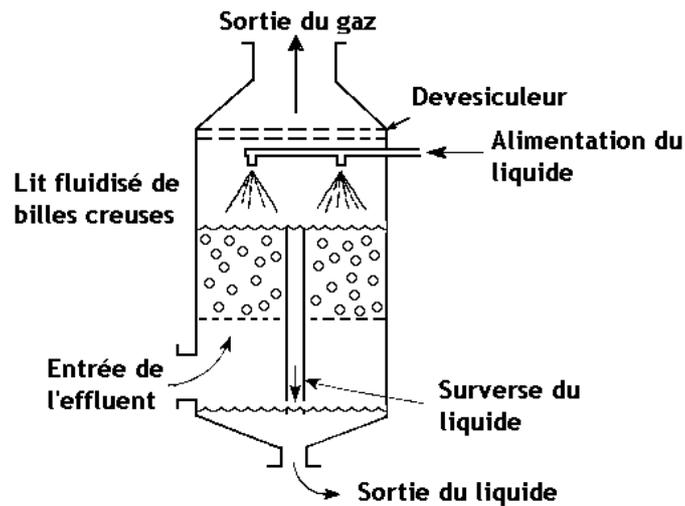


Figure II.5.4 : Schéma type d'un laveur à lit fluidisé

Les billes constituant le lit sont en polymère de faible densité et elles peuvent se déplacer librement entre les grilles. Le risque de colmatage est plus faible qu'avec d'autres technologies de lavage car les billes sont maintenues en agitation permanente, ce qui empêche d'éventuels dépôts de se former à la surface des billes.

Laveur à lit fixe

Les laveurs à lit fixe sont composés d'une cuve contenant un lit constitué d'un garnissage de disposé sur des grilles, de distributeurs de liquide, d'arrivées et de sorties de gaz et de liquide, et d'un dévésiculateur. Dans les laveurs verticaux (tours à garnissage), le flux de gaz s'écoule à contre-courant du liquide. Les laveurs à lit fixe, avec des réactifs appropriés, sont utilisés pour absorber le dioxyde de soufre, l'acide chromique, le sulfure d'hydrogène, l'ammoniac, les chlorures, les fluorures et les COV. La figure II.5.5 illustre un dispositif classique.

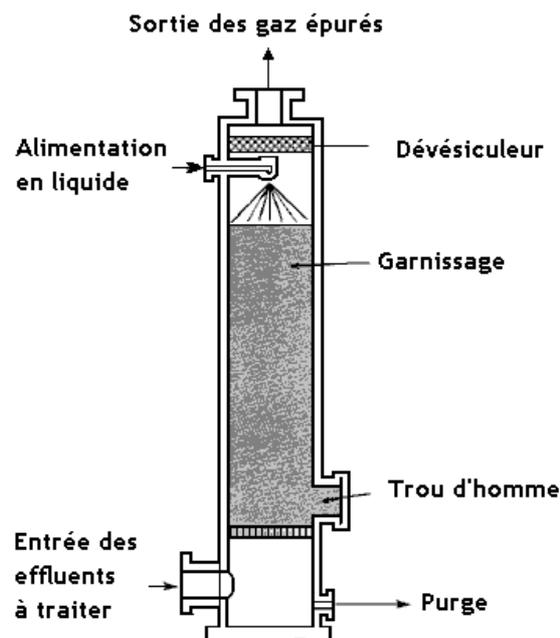


Figure II.5.5 : Schéma type d'un laveur à remplissage

Les laveurs à lit fixe ne sont pas adaptés pour collecter les particules à cause du risque de colmatage. Leur application est généralement limitée à des teneurs inférieures à $0,5 \text{ g/Nm}^3$. Le colmatage et le dépôt de tartre sont des risques réels pour les laveurs à lit fixe, car il est difficile d'accéder au garnissage pour le nettoyer. Par conséquent, un dispositif séparé d'épuration des particules peut être nécessaire en amont d'un absorbeur à lit fixe.

Les laveurs à plateaux sont généralement utilisés en raison de leur grande efficacité et de leur facilité d'entretien. Ils sont conçus de sorte que l'opérateur puisse accéder à chaque plaque, ce qui facilite leur nettoyage et leur maintenance. La hauteur de la colonne, la quantité de garnissage et/ou le nombre de plaques en métal, ainsi que la chute de pression dans la colonne, déterminent généralement l'écoulement de l'effluent gazeux. La chute de pression est un facteur déterminant dans le choix du laveur et, à cet égard, la rentabilité des laveurs à plateaux est meilleure que celle des autres méthodes de nettoyage des gaz. Pour des débits gazeux élevés, les tours à plateaux présentent des chutes de pression et des retenues de liquide plus importantes;

L'absorption chimique des polluants gazeux tels que le dioxyde de soufre, le chlore et le sulfure d'hydrogène peut être réalisée en mettant en contact le flux d'air avec des produits chimiques appropriés sur les plaques. Toutefois, les colonnes à garnissage sont privilégiées par rapport aux tours à plateaux lorsque des acides et d'autres matières corrosives sont présents, car la tour peut être réalisée en fibre de verre, en PVC ou dans d'autres matières résistantes à la corrosion et moins chères.

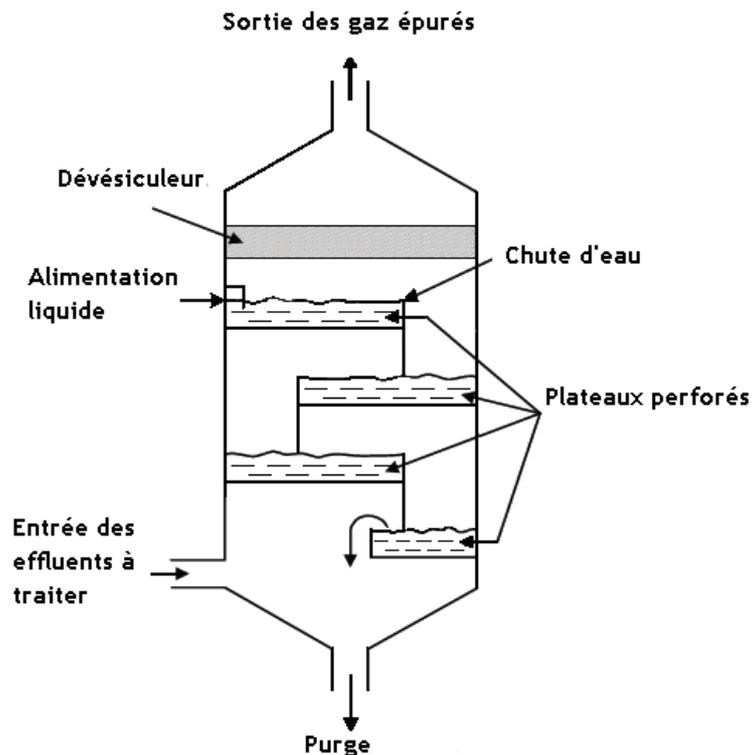


Figure II.5.6 : Schéma type d'un laveur à plateau

Tour à pulvérisation

Les tours à pulvérisation (ou laveurs à pulvérisation) sont constitués de buses de pulvérisation situées en haut de la tour et par lesquelles le liquide de lavage entre dans la tour, et d'une arrivée de gaz placée au bas de la tour. L'effluent gazeux remonte la tour à contre-courant du liquide. Une utilisation typique des tours à pulvérisation est l'élimination des gaz acides et des odeurs. Un exemple est illustré à la figure II.5.7.

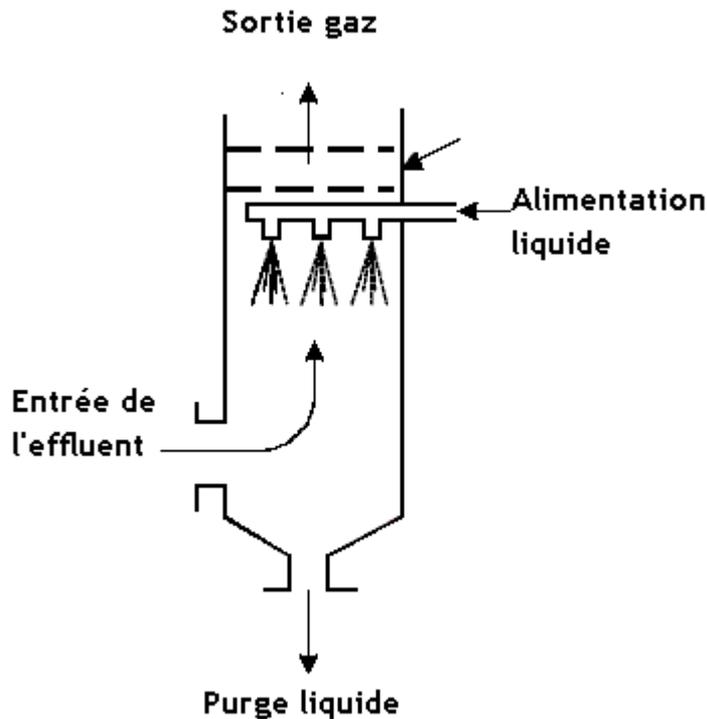


Figure II.5.7 : Schéma type d'une tour de pulvérisation

Les tours à pulvérisation constituent le type de laveur humide traditionnellement utilisé pour mettre en contact les effluents gazeux avec un sorbant. Toutefois, ce sont les systèmes dont la capacité de transfert de masse est la moins bonne, c'est pourquoi ils sont généralement limités à l'élimination des gaz hautement solubles. L'obturation éventuelle des buses de pulvérisation est un problème.

Les concentrations courantes de polluant varient entre 100 et 10 000 mg/Nm³. Les tours à pulvérisation sont moins sujettes à l'encrassement que les laveurs à garnissage, mais elles nécessitent des rapports liquide/gaz très élevés (>3 l/m³) pour capturer les particules fines.

Applicabilité

L'absorption est couramment utilisée comme technique de récupération de produit et/ou de matière première pour la séparation et la purification des flux gazeux contenant des concentrations en COV élevées, plus particulièrement des composés solubles dans l'eau tels que les alcools, l'acétone ou le formaldéhyde.

Les points suivants permettent d'améliorer l'absorption :

- des surfaces de contact plus grandes,
- des rapports liquide/gaz plus élevés,
- des concentrations plus élevées dans le flux de gaz,
- une température plus basse.

Pour atteindre des concentrations en COV faibles dans le gaz de sortie des tours d'absorption excessivement hautes, des durées de contact longues et des rapports liquide/gaz élevés sont nécessaires ce qui s'avère peu économique. C'est pourquoi les laveurs humides sont plus efficaces pour contrôler les COV toxiques lorsqu'ils sont utilisés conjointement à d'autres dispositifs de contrôle, par exemple des adsorbants au charbon actif, des incinérateurs d'effluents ou, dans des installations de traitement biologique des déchets, des biofiltres.

Impacts croisés

Il faut tenir compte de contraintes supplémentaires telles que le reconditionnement de la solution de lavage (élimination des matières dissoutes et compensation de l'évaporation) ou le traitement des eaux usées générées par le lavage).

II.5.4 Les procédés d'oxydation

Les procédés d'oxydation d'effluents gazeux peuvent être répartis en trois grandes familles selon le mode de mise en œuvre des réactions d'oxydation :

- brûlage en torchère ;
- oxydation thermique régénérative ou directe selon que la chaleur de l'effluent est récupérée pour réchauffer l'effluent à oxyder ou non. Ce type de système est largement utilisé pour le traitement de l'air des installations de méthanisation sur OM en Allemagne (RTO : Regenerative Thermal Oxidation) ;
- oxydation thermique catalytique, comparable au cas précédent mais l'utilisation de catalyseur permet de réduire la température à laquelle l'oxydation est réalisée.

Dans le cadre de la mise en œuvre des meilleures techniques disponibles l'oxydation catalytique avec récupération de la chaleur doit être préférée. Dans le cas où des substances pouvant empoisonner le catalyseur sont présentes, l'oxydation thermique régénérative peut être mise en œuvre, et finalement si les conditions de traitement de l'effluent ne permettent pas l'utilisation des procédés d'oxydation thermiques, le brûlage par une torchère peut être envisagé.

Les caractéristiques des effluents gazeux à traiter dans une installation de traitement biologique sont en adéquation avec la mise en œuvre de procédés d'oxydation thermique catalytique. Seul ce procédé sera décrit.

Oxydation thermique catalytique

Description

L'oxydation thermique est un procédé d'oxydation des gaz combustibles et des substances odorantes d'un effluent gazeux en chauffant dans un four un mélange de polluants et d'air ou d'oxygène au dessus du point d'auto-inflammation. Le gaz, après avoir traversé la flamme, traverse un lit catalytique. Le catalyseur a pour effet d'augmenter la vitesse de l'oxydation, ce qui permet une conversion à des températures de réaction plus basses que dans les installations d'oxydation thermique. C'est pourquoi l'utilisation de catalyseurs diminue l'encombrement des oxydateurs. En général, la température des gaz est comprise entre 300 et 500°C en amont du catalyseur et après celui-ci elle est de 500 à 700°C.

Le principe est illustré en figure II.5.8.

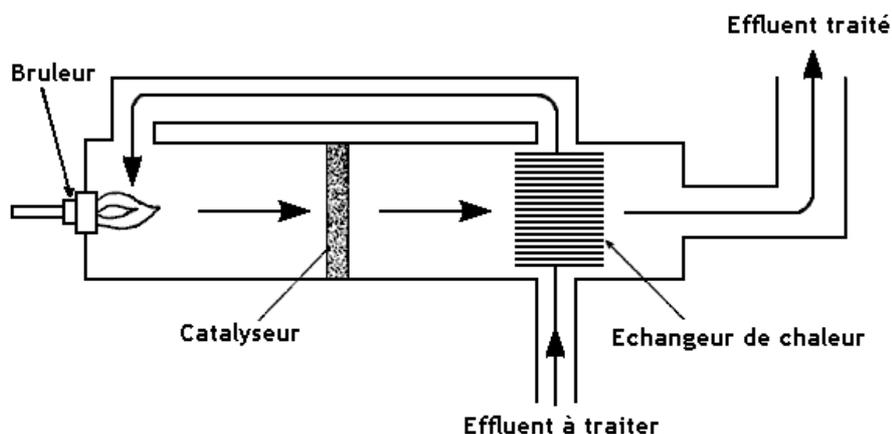


Figure II.5.8 : Schéma de principe d'un oxydateur thermique catalytique

Le catalyseur peut être disposé soit dans un lit fixe soit dans un lit fluidisé.

L'oxydateur catalytique à lit fixe peut utiliser un catalyseur monolithique ou un catalyseur à garnissage. Le catalyseur monolithique est un bloc solide poreux constitué de canaux parallèles orientés dans le sens de l'écoulement gazeux. Il offre l'avantage d'une attrition minimale lors de la dilatation/contraction thermique au démarrage et à l'arrêt, ainsi qu'une faible perte de charge. Le catalyseur à garnissage est constitué de particules placées dans un tube ou sur des plateaux rapprochés et à travers lesquels le gaz passe. Par rapport au catalyseur monolithique, la chute de pression est par nature élevée et les particules catalytiques ont tendance à se briser du fait de la dilatation thermique lorsque le lit catalytique confiné est chauffé puis refroidi au cours du démarrage et de l'arrêt.

Les oxydateurs catalytiques à lit fluidisé présentent l'avantage d'offrir des taux de transfert de masse très élevés, bien que la chute de pression globale soit légèrement plus importante que dans le cas d'un catalyseur monolithique. Un autre avantage des lits fluidisés est le transfert de chaleur élevé dans le lit comparé au coefficient normal de transfert de chaleur du gaz. Un troisième avantage est leur tolérance plus élevée à des matières particulaires dans l'effluent gazeux que dans le cas de catalyseurs monolithiques ou à lit fixe. Cela est dû à l'abrasion constante des grains de catalyseur fluidisés qui aide à éliminer en continu les particules issues de l'extérieur. Toutefois, cela induit l'inconvénient d'une perte progressive du catalyseur par attrition.

Les catalyseurs utilisés pour l'oxydation des COV sont généralement :

- des métaux précieux (Pt, Pd, Rh) fixés sur un support en céramique ou en métal, en particulier, les catalyseurs au platine sont adaptés à la destruction de COV contenant du soufre mais ils peuvent être désactivés par le chlore ;
- des métaux communs fixés sur des pastilles en céramique, oxydes métalliques simples ou mixtes, généralement fixés sur un support mécaniquement résistant, comme les oxydes de cuivre, de chrome, de manganèse, de nickel, de cobalt, etc...

Lors de la mise en œuvre de procédés catalytiques il faut être attentif à la présence de composés qui peuvent empoisonner le catalyseur de façon plus ou moins réversibles. Les principaux composés concernés sont les suivants :

- les inhibiteurs irréversibles à action rapide (P, Bi, As, Sb, Pb, Hg ...), la vitesse d'empoisonnement est variable et est fonction de la concentration en composé concerné et de la température ;
- les inhibiteurs irréversibles à action plus lente (Fe, Sn, Si ...) pour lesquels des concentrations plus élevées que pour les composés de la famille précédente sont acceptables sans observer de dégradation significative ;
- les inhibiteurs réversibles (S, Zn, halogènes ...), ils peuvent former une enveloppe à la surface du catalyseur qui peut être détruite lors de la régénération du catalyseur ;
- les agents masquants de surface (solides organiques, goudrons ...) qui peuvent s'accumuler à la surface du catalyseur mais la couche peut être détruite lors de la régénération du catalyseur ;
- les agents masquants et d'érosion (particules minérales en suspension ...) ils peuvent s'accumuler à la surface ou éroder celle-ci de façon irréversible de catalyseurs supportés sur une matrice en céramique inerte.

Trois familles d'oxydateurs thermiques catalytiques peuvent être distinguées en fonction de l'utilisation de la chaleur générée par l'oxydation des COV :

- oxydateur direct : pas de récupération de l'énergie
- oxydateur régénératif : utilisation de la chaleur pour préchauffer les effluents à traiter
- oxydateurs récupératif : utilisation de la chaleur hors du système

Applicabilité

L'oxydation catalytique est employée pour réduire les émissions d'une grande variété de sources fixes. L'oxydation catalytique est largement utilisée dans de nombreux secteurs industriels dans ce cadre. Quelques exemples issus de l'industrie chimique et des secteurs associés :

- pétrochimie ;
- chimie organique ;
- synthèse de polymères ...

L'oxydation catalytique est bien adaptée aux systèmes dont le volume d'effluent gazeux est faible, lorsque la concentration et le type de COV varient peu, et lorsque l'effluent gazeux ne contient pas de poisons catalytiques ou d'autres polluants risquant d'encrasser le système. L'utilisation de ces procédés est donc possible pour le traitement de l'air capté dans une installation de traitement biologique.

Impacts croisés

Le fonctionnement des oxydateurs catalytiques nécessite l'utilisation d'un combustible d'appoint pendant les périodes de mise en route et lorsque le PCI apporté par l'effluent à traiter est insuffisant. La fourchette de consommation de méthane est de 0 à 100 Nm³ pour 1000 Nm³ d'effluent à traiter. Les conditions de fonctionnement peuvent être considérées comme autothermiques pour des concentrations en COV dans l'effluent de 1 à 2 g/ Nm³ avec les systèmes régénératifs et de 3 à 5 g/ Nm³ pour les dispositifs récupératifs.

La présence de catalyseurs permet de réduire les quantités de CO émises. De même, la gamme de température de fonctionnement plus basse que pour les oxydateurs thermiques permet de limiter la formation de NO_x thermique. Des niveaux d'émission de 15 mg/Nm³ peuvent être atteints.

La durée de vie du catalyseur est généralement de 2 ans, et probablement plus. Il doit ensuite être régénéré ou évacué comme un déchet.

Lorsque les COV oxydés contiennent du soufre et/ou des halogènes, il peut y avoir des émissions de dioxyde de soufre et/ou des halogénures d'hydrogène (HCl ...). Ils doivent être éliminés au moyen des techniques appropriées avant le rejet à l'atmosphère des effluents.

II.5.5 Procédés d'adsorption

L'adsorption est une réaction hétérogène dans laquelle les molécules de gaz sont retenues sur une surface solide (l'adsorbant) qui retient préférentiellement certains composés à d'autres, ce qui permet de les enlever des effluents. Lorsque la surface atteint la limite de sa capacité d'adsorption, le contenu adsorbé est désorbé afin de régénérer l'adsorbant. Après la désorption, les polluants sont à une concentration plus élevée, ce qui permet de les récupérer ou de les détruire.

Il existe différents systèmes d'adsorption selon le mode de mise en œuvre de l'adsorbant :

- lit fixe
- lit fluidisé ;
- lit mobile continu ;
- variation de pression (AVP).

Les procédés d'adsorption en lit fixe sont couramment utilisés. Les effluents gazeux, l'air extrait, etc..., sont conditionnés en amont par refroidissement, par condensation partielle de la vapeur d'eau, puis par réchauffage pour diminuer l'humidité relative afin de réduire la co-adsorption de l'eau. Le gaz arrive dans l'adsorbant à environ 40°C et en ressort purifié. Pour permettre la régénération, les adsorbants utilisent plusieurs lits (2 ou plus). L'un est chargé pendant que l'autre est régénéré. Dans le domaine du traitement des déchets, incluant le traitement biologique, ce sont des lits fixes qui peuvent être utilisés car le mélange de COV adsorbé est complexe et difficilement récupérable. L'adsorbant est donc pris en charge par une entreprise spécialisée pour être régénéré hors site et les produits adsorbés sont détruits.

Les autres procédés permettent une régénération sur site de l'adsorbant sans qu'il soit nécessaire de l'extraire du dispositif de traitement d'air. Dans le cas des systèmes à lit fluidisé ou circulant, l'adsorbant circule en continu entre la zone d'adsorption et la zone de régénération. Les systèmes AVP sont constitués de deux chambres contenant l'adsorbant dans lesquelles l'effluent circule

alternativement. Quand l'effluent est en contact avec l'adsorbant, la pression augmente ce qui favorise l'adsorption des composés à extraire. Puis l'effluent purifié est extrait alors que la seconde chambre est remplie. La désorption/régénération est faite par mise en dépression de la zone à régénérer. Ces systèmes sont mis en œuvre lorsque la récupération d'un composé est souhaitée.

Il existe une large variété d'adsorbant dont les principaux sont :

- le charbon actif en grain, c'est le plus couramment utilisé de part sa large gamme d'efficacité. De plus, il peut être imprégné pour élargir le domaine d'application ;
- les zéolithes
- les polymères macroporeux
- les gels de silices ou des silicates de sodium ou d'aluminium.

L'adsorption peut être employée pour traiter les composés organiques volatils dans les émissions atmosphériques sauf si les concentrations en COV sont importantes, dans ce cas, d'autres techniques de traitement sont plus adaptées.

II.5.6 Exemples d'installations

Le système le plus largement utilisé est un couplage d'une tour de lavage suivi d'un biofiltre. D'autres solutions peuvent néanmoins être mises en œuvre telles que l'ajout de filtre à charbon actif ou l'utilisation d'un oxydateur thermique catalytique.

Varenes Jarcy

L'air du hangar de compostage et de l'ensemble des bâtiments du process, soit un débit de 90 000 m³/h, est traité par lavage à l'acide et passage sur un biofiltre (pouzzolane).

Montpellier

Le traitement d'air de l'usine Améthyste de la Communauté d'Agglomération de Montpellier comprend la captation de l'air dans l'ensemble des bâtiments et en sortie des BRS. Le débit à traiter est de 2 x 90 000 m³/h. Le dispositif de traitement est composé d'un laveur à garnissage et d'un biofiltre.

A la suite de plaintes des riverains concernant les odeurs, des caissons de filtration sur charbon actif ont été ajoutés.

Centre de Valorisation Organique de Sesquedin – Loos (Lille Métropole)

Le CVO est maintenu en dépression afin de ne pas émettre d'odeur vers l'extérieur. L'air intérieur du CVO ainsi que les gaz désorbés lors de la purification du biogaz sont traités puis filtrés sur biofiltre avant d'être rejetés dans l'atmosphère (2500 m² de surface).

Ennigerloh (Allemande)

L'usine d'une capacité annuelle de 160000 t/an met en œuvre un traitement mécano-biologique. L'air capté dans les différents secteurs de l'installation est envoyé vers différents dispositifs de traitement d'air en fonction des contaminants attendus et de leur concentration :

sécheur : filtres à et oxydateur thermique régénératif (capacité 20000-25000 m³/h)

tunnels de compostage : lavage pour éliminer les gaz acides (HCl et SO_x) (capacité 44000 m³/h) puis deux oxydateurs thermiques d'une capacité unitaire de 36000 m³/h. Les gaz d'échappement sont renvoyés vers les tunnels de compostage. Une deuxième tour de lavage doit être ajoutée car la capacité de traitement de la première tour s'est avérée trop faible.

zone de maturation : biofiltre auquel et une tour de lavage pour éliminer les gaz acides. Les gaz sortant du biofiltre sont renvoyés vers la zone de maturation.

II.5.7 Comparaison des différentes techniques

Le tableau suivant donne les avantages et inconvénients des différentes techniques de traitement d'air.

Tableau II.5.2 : Avantages et inconvénients des dispositifs de traitement d'air

Dispositif	Avantages	Inconvénients
Biofiltre	Investissements et coûts d'exploitation faibles. Construction simple. Associés à un prétraitement par adsorption ou absorption, ils peuvent traiter des composés peu solubles. Grande efficacité pour l'élimination des composés biodégradables. Faible production de déchets et d'eaux usées.	Conception volumineuse. Les lits filtrants secs sont difficile à re-humidifier. Le garnissage est très sensible aux colmatages. Les variations de l'effluent gazeux ont une grande incidence sur les performances du filtre. Peu de paramètres pour le contrôle du procédé (pH).
Biolaveur	Peut être adapté pour traiter des concentrations élevées grâce à une conversion microbienne importante. Permet un meilleur contrôle des pics d'émission que les autres procédés biologiques (biofiltration ou biotrickling)	Formation de biomasse qui doit être évacuée comme un déchet et qui peut provoquer un colmatage et le blocage de la circulation de l'eau. Les composés faiblement solubles dans l'eau sont difficiles à éliminer. Les variations (concentrations ...) de l'effluent ont une grande incidence sur les performances du laveur. L'eau provenant des purges doit être traitée.
Biotrickling	Biodégradation des composés absorbés. Peut être adapté pour traiter des effluents contenant des composés acidifiant (soufre, chlore, azote). Possibilité de faire de petites corrections de pH. Faible perte de charge. Coûts d'investissement et d'exploitation moyens. Construction compacte. Faible consommation d'énergie. Plus grande fiabilité que les biofiltres	Les variations (concentrations ...) de l'effluent ont une grande incidence sur les performances du laveur. La production d'eaux usées varie en fonction des composés traités Les composés toxiques et les fortes concentrations de substances acidifiantes doivent être évités. La formation de biomasse peut provoquer un colmatage et le blocage de la circulation de l'eau, elle doit être évacuée comme un déchet. Les composés peu solubles dans l'eau sont difficile à abattre.

Dispositif	Avantages	Inconvénients
Tour de lavage – Cas général	<p>Grande variété d'utilisation. Très grande efficacité. Installation compacte grâce à un rapport Capacité/volume avantageux. Technique simple et robuste. Facilité d'entretien. Peu de composants sensibles à l'usure. Peut traiter des gaz/poussières inflammable ou explosifs. Permet de refroidir des gaz chauds. Peut traiter les aérosols. Les gaz corrosifs peuvent être neutralisés.</p>	<p>Nécessite un complément d'eau et de réactifs chimiques pour remplacer les pertes par évaporation. Les eaux usées doivent être traitées. Des agents de conditionnement (acide, base, ...) sont souvent nécessaire. Les poussières forment des boues qui doivent être éliminées. Risque de colmatage par les poussières et les graisses. Risque de corrosion. Pas d'impact du Hg et SO₃. Des essais sont nécessaires pour évaluer l'efficacité de l'abattement des odeurs.</p>
Tour de lavage – Lit fixe	<p>Faible chute de pression. Les laveurs construits en polymère renforcé avec des fibres de verre peuvent être utilisés dans des atmosphères très corrosives. Efficacité élevée de transfert de masse. Investissement faible. Encombrement faible.</p>	<p>Risque de colmatage du lit. Coûts d'entretien élevé par rapport aux autres techniques de lavage. Sensibilité à la température (conception polymère /fibre de verre).</p>
Tour de lavage – Plateaux	<p>S'adapte aux conditions opératoires (variation de débit). Grande souplesse d'utilisation même avec de faibles débits de gaz. Absorption de gaz et collecte de poussières dans un seul appareil. Bon contact gaz/boue, en particulier pour l'élimination du SO₂. Simplicité de fonctionnement et d'entretien</p>	<p>Encrassement autour des vannes ou des plaques. Coûts plus élevés que les autres laveurs humides.</p>
Tour de lavage – Pulvérisation	<p>Faible chute de pression. Les laveurs construits en polymère renforcé avec des fibres de verre peuvent être utilisés dans des atmosphères très corrosives. Faible consommation d'énergie par rapport aux autres laveurs humides. Investissement faible. Possibilité de collecte simultanée : gaz et poussières</p>	<p>Efficacité du transfert de masse faible. Faible efficacité" pour l'élimination des particules fines. Sensible aux variations de température. Coûts d'exploitation élevés.</p>

Dispositif	Avantages	Inconvénients
Oxydateur thermique catalytique	<p>Plus compact et plus efficace pour la destruction des COV qu'un oxydateur thermique.</p> <p>Température plus basses et besoin en combustible d'appoint moindre qu'un oxydateur thermique.</p> <p>Peu de NO_x formés (20 à 30 % de ce qui aurait été formé en oxydation thermique).</p> <p>Le CO est détruit lors du passage au travers du catalyseur.</p> <p>Niveau élevé de performances et de fiabilité.</p> <p>Rendement thermique élevé pour les dispositifs récupératifs et régénératifs.</p> <p>Possibilité d'intégration dans des procédés de production de chaleur/vapeur.</p> <p>Risque d'incendie moindre que pour les oxydateurs thermiques.</p>	<p>Système sensible aux variations de PCI de l'effluent.</p> <p>Risque de formation de dioxines si des composés chlorés sont oxydés.</p> <p>Sensibilité à la présence de poisons ou de composé encrassant, en particulier la présence de siloxanes est à surveiller.</p> <p>Nécessité d'éliminer les particules en amont.</p> <p>Les catalyseurs qui ne peuvent pas être régénérés doivent être éliminés.</p>
Charbon actif granulaire	<p>Rendement d'épuration des COV élevé.</p> <p>Technique simple et robuste.</p> <p>Facilité d'installation et d'entretien.</p>	<p>La présence de particules peut poser des problèmes.</p> <p>Ne convient pas pour des effluents gazeux humides.</p> <p>Risque d'inflammation du lit.</p> <p>Risque de polymérisation de composés organiques dans le lit de catalyseur.</p>

II.6. Les techniques de valorisation du compost au sol

II.6.1 Différents usages des composts de fermentescibles alimentaires ou de déchets ménagers

Les différents usages des composts issus de fermentescibles de déchets ménagers dérivent des fonctions du compost décrites dans le paragraphe 1-5 : usages agricoles et horticoles, réhabilitation de sites en particulier post-industriels (Farrel and Jones, 2009). Les applications agricoles et horticoles représentent les débouchés principaux des composts.

Agriculture

La fonction principale des composts est d'améliorer la fertilité des sols. Les doses, fréquences, périodes et modes d'application doivent être adaptés aux types de cultures.

Horticulture

Dans l'objectif de protection des tourbières, le compost de fermentescibles des déchets ménagers pourrait se substituer à la tourbe. Cependant, la présence de petits morceaux de verre et la concurrence d'autres types de compost comme les composts de déchets verts, peuvent constituer des handicaps.

Réhabilitation de sites post-industriels

Dans les zones de dépôts de déchets minéraux non toxiques, de par leurs teneurs en éléments nutritifs et leur capacité à retenir l'eau, les composts de matières fermentescibles des déchets ménagers pourraient contribuer à créer des conditions favorables à une revégétalisation des sites. Leur utilisation présenterait plusieurs avantages : elle éviterait les prélèvements de tourbe ou de sols superficiels, éviterait, en comparaison avec des apports de d'engrais minéraux, un lessivage rapide des éléments nutritifs. En effet, tout en fournissant des nutriments rapidement mobilisables, le compost apporte des nutriments à libération lente.

Dans la réhabilitation des sols contaminés par les ETM, les objectifs sont d'éviter les transports verticaux et horizontaux pour protéger les surfaces de voisinage et les eaux, de limiter l'érosion et de minimiser les transferts aux chaînes alimentaires. De par son effet tampon sur le pH et sa capacité complexante, le compost peut contribuer à satisfaire ces objectifs. Ces applications nécessitent un compost bien humifié afin de limiter la production de composés organiques solubles susceptibles de complexer les métaux, de les transférer à la solution du sol favorisant leur transport vers les horizons profonds et les eaux souterraines. Cependant les résultats sont site et temps dépendants, à titre d'exemple, l'intérêt du compost serait plus limité en milieux calcaires pour lesquels la mobilité des ETM est fortement réduite par les réactions de précipitation des formes hydroxydes et carbonates. Il faut aussi noter que l'évolution temporelle de la matière organique peut modifier les conditions de rétention des ETM.

L'utilisation de composts pourrait s'étendre à la réhabilitation des sites contaminés par les ETO, la présence de sites d'adsorption et de complexation pouvant limiter la lixiviation et la biodisponibilité de ces derniers.

Il existe des limites à l'utilisation de compost dans le cadre de la réhabilitation de sols : une production de compost proche du lieu d'utilisation, des difficultés d'épandage, des questions environnementales telles que la contamination de l'eau, le risque de disparition des communautés floristiques et animales rares et la perturbation des zones périphériques. Ces applications nécessiteraient des essais complémentaires, en particulier sur site.

II.6.2. Techniques d'épandage et d'enfouissement des composts

Il existe plusieurs types d'épandeurs : tables d'épandages, épandeurs à deux hérissons horizontaux avec ou sans table d'épandage, à deux hérissons verticaux avec ou sans plateau, à quatre hérissons verticaux. Il semblerait que les épandeurs à deux hérissons verticaux soient conseillés pour l'épandage de compost en grandes cultures, ils permettent d'apporter des doses inférieures à 30t/ha avec des largeurs d'épandage de 5 à 0 m.

Il existe des épandeurs répondant à des contraintes spécifiques, par exemple à celles de la viticulture ou de l'arboriculture : épandeurs permettant de passer entre les pieds de vignes ou épandeurs à hérissons verticaux latéral permettant d'épandre au plus près des pieds des arbres. L'enfouissement peut se faire par l'emploi de matériel de type dent qui assure un bon mélange avec la terre ou de type disque qui optimise le recouvrement. Outre l'utilisation d'énergie, les problèmes liés aux matériels d'épandage sont relatifs au compactage des sols, aux émissions gazeuses (dont NH₃) et particulaires.

III. Les conditions de performances des techniques

Les performances des UTB dépendent d'une part, du respect de règles de l'art dans la conception et le dimensionnement des installations selon la nature du flux de déchets à traiter et d'autre part, des conditions de bon fonctionnement à respecter.

III.1. Les conditions de performances des opérations de traitement mécanique

Les opérations de traitement mécanique rencontrées sur les unités de traitement servent :

- à réduire les dimensions des déchets en vue de faciliter leur traitement,
- à séparer des flux et les diriger vers les techniques les plus appropriées,
- à séparer des indésirables soit pour améliorer l'efficacité d'équipements situés en aval, soit pour améliorer la qualité d'un produit final,
- à extraire des matériaux valorisables.

Ces équipements doivent être adaptés aux caractéristiques du flux à traiter (débit, humidité, composition,...). Leurs performances dépendent à la fois de la conception de l'installation (dimensionnement adéquat entre l'objectif et les caractéristiques du flux) et des conditions opératoires. En général, plusieurs équipements sont nécessaires pour atteindre un objectif d'une opération unitaire (voir I.3). Les imperfections des séparations (dus à la distribution des propriétés physiques dans les particules et aux conditions opératoires) imposent en effet un compromis entre les performances et la complexité de l'installation. Ce choix, courant dans les opérations industrielles, qui s'exprime en métallurgie sous la forme d'une courbe « teneur-récupération » (Figure 18), est en général assez mal formulé dans les opérations de traitement des déchets.

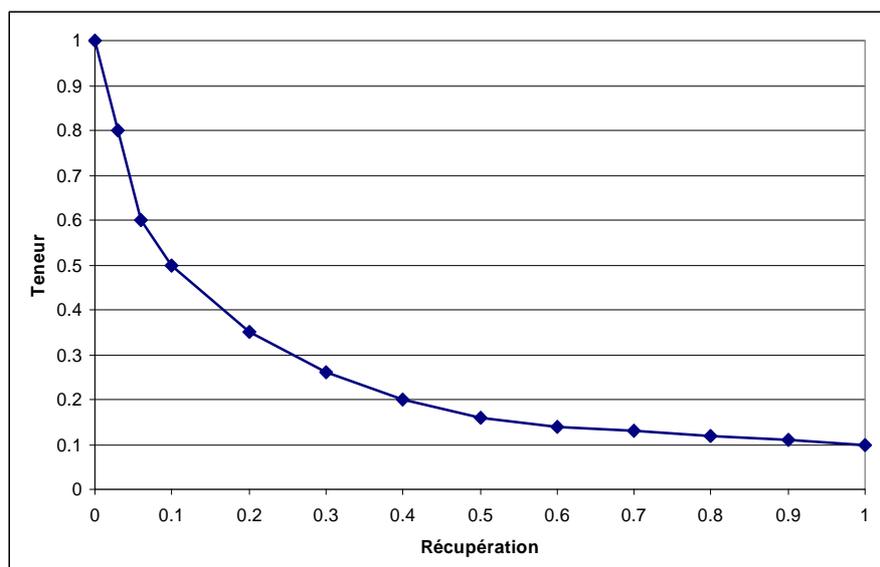


Figure 18 : courbe teneur – récupération

Pour illustrer ce concept, prenons le cas d'une installation de prétraitement mécano-biologique qui traite des ordures ménagères résiduelles. L'objectif est de stabiliser la matière organique et de récupérer des matériaux valorisables. Le schéma simplifié de l'installation est présenté sur la Figure 19 pour la partie technique du traitement mécanique.

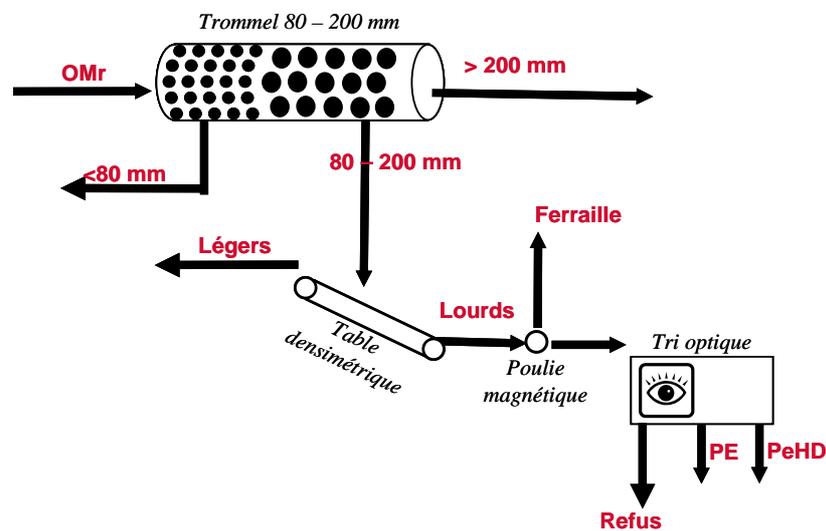


Figure 19 : Exemple de traitement mécanique

L'installation est constituée de :

- un **trommel** (crible cylindrique) équipé de couteaux ouvre-sacs dont une 1^{ère} section de la virole présente une maille ronde de 80 mm et une 2^{ème} section une maille oblongue de 180x200 mm. Le trommel sépare les OMR en une fraction grossière > 200 mm, une fraction fine < 80 mm et une fraction moyenne 80-200 mm.
- un **tapis balistique** sépare la fraction moyenne (80-200 mm) en une fraction légère et une fraction lourde.
- une **poulie magnétique** déferraille le flux de la fraction lourde.
- une **cabine de tri optique** sépare automatiquement le flux de la fraction lourde déferrillée en PET, PeHD et refus de tri optique.

Les résultats suivants sont présentés à partir de données recueillies lors d'une campagne de mesure (données réelles de débit, humidité et composition MODECOM). Si on s'intéresse à la performance d'extraction des plastiques (PE et PeHD), on obtient pour chacun des flux les débits et teneurs du Tableau 5.

Tableau 5 : performances d'extractions des plastiques

		OM	<80mm	>200mm	80-200 mm	Légers	Lourds	PET	PeHD
Débits (kg/h)	Bouteilles et flacons en PET	165	17	60	88	48.4	39.6	30.2	0.4
	Bouteilles et flacons en PeHD	69	2	17	50	20.8	29.0	0.0	13.3
Teneurs (%)	Bouteilles et flacons en PET	1.6%	0.7%	1.6%	2.1%	1.4%	6.9%	82.8%	2.0%
	Bouteilles et flacons en PeHD	0.7%	0.1%	0.5%	1.3%	0.6%	5.2%	0.0%	69.3%

On calcule ensuite la récupération des matières au niveau de chacun des appareils (voir le Tableau 6).

Tableau 6 : récupération de matière au niveau de chacun des appareils

Récupération	Trommel. 80-200/OM	Table. Lourds/80-200	Tri optique. PET/Lourds	Tri optique. PeHD/Lourds	Global
PET	53%	45%	76%		18%
PeHD	72%	58%		46%	19%

La combinaison des couples teneur/récupération pour chaque est représentée en Figure 20. L'art de la conception des installations réside dans l'optimisation de cette courbe, pour chacun des flux, matériaux ou produits concernés.

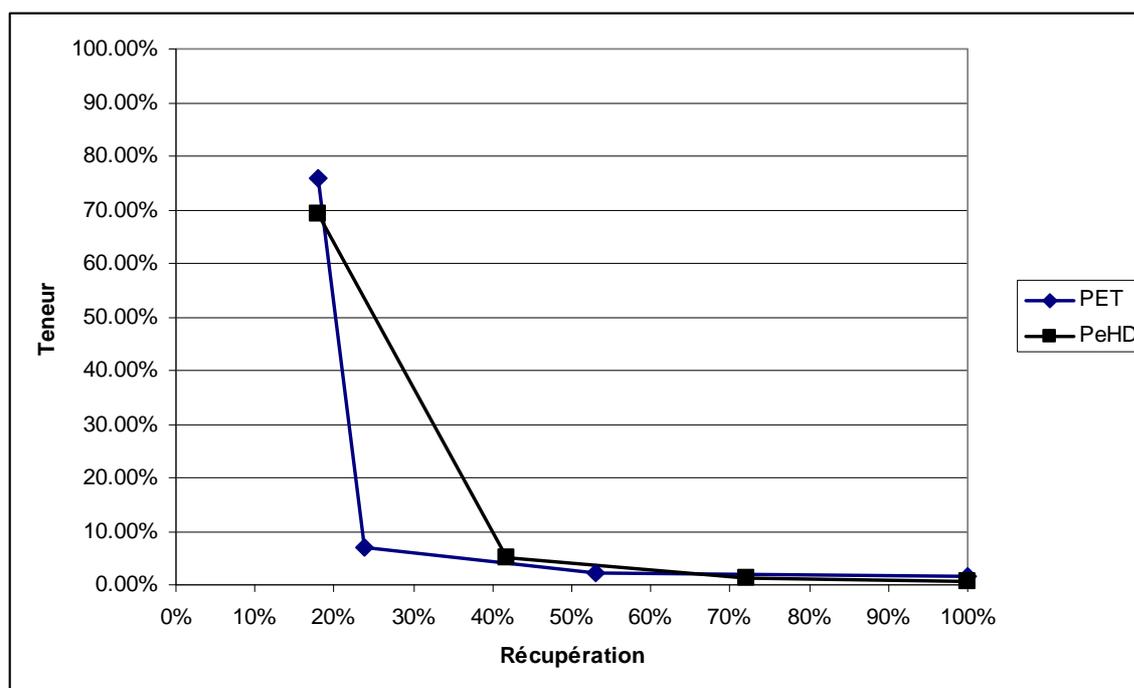


Figure 20 : Performance du traitement mécanique vis-à-vis de l'extraction du PET et du PeHD

Les opérations de traitement mécanique sont en général constituées de plusieurs équipements, et interviennent potentiellement à plusieurs étapes dans un procédé (préparation des flux, affinage, extraction de matières). Les performances de ces opérations dépendent de l'ordre d'agencement des équipements, de leur dimensionnement et des conditions opératoires. Pour expliquer la performance globale, il est nécessaire de connaître les performances individuelles de chaque équipement. La performance d'un équipement dépend par ailleurs des caractéristiques du flux à traiter (débit, humidité, etc.).

Ainsi, la conception correcte d'une suite d'équipements de traitement mécanique requiert la connaissance, pour chaque équipement :

- des taux de réduction granulométrique ou courbes de partage en fonction du flux entrant,
- des dimensions de l'équipement, notamment des dimensions utiles (ex : surface du crible),
- de l'humidité optimale, notamment pour les appareils de séparation ou d'extraction des indésirables (crible, trommel, table densimétrique, etc...),
- de leur plage de débit horaire de fonctionnement.

La plupart des constructeurs donnent des indications sur les performances de leurs appareils. L'expérience sur le terrain reste cependant le meilleur moyen de constater les performances dans des cas réels et de constituer pour chaque appareil des bases de données permettant de mieux dimensionner les circuits.

Etant donné la complexité et la multiplicité des données relatives aux appareils et la variabilité des conditions de leurs utilisations qui doivent inclure la description des flux à traiter et la réponse des appareils en fonction de leurs dimensions caractéristiques, le meilleur moyen de prédire le comportement d'une suite d'équipements reste aujourd'hui l'utilisation de simulateurs. Chaque opération est représentée par un « modèle » conçu comme une synthèse de données expérimentales. Les modèles sont élaborés à partir des données et connaissances expérimentales acquises systématiquement en usine ou en essai pilote. Il permet d'établir des bilans matières, malgré l'absence de certaines données, en chaînant les équipements et en consolidant le bilan matière à l'équilibre. Un simulateur construit sur la base de connaissances théoriques et expérimentales a été réalisé lors du projet européen AWAST⁷. Il concerne globalement les filières de la gestion des déchets ménagers. D'autres simulateurs sont plus focalisés sur certaines filières ou opérations unitaires, comme Compowaste⁸ pour le compostage, construit à partir de nombreuses données expérimentales du Cemagref..

Conclusion

Il n'est pas possible aujourd'hui de définir les « meilleures performances » d'une opération de traitement mécanique sans examiner dans le détail chacun des équipements qui la compose. Ces opérations sont souvent celles qui gouvernent en grande partie les performances des traitements avals, surtout des traitements biologiques. Cela rend particulièrement difficile l'établissement de MTD dans les traitements mécaniques d'ordures ménagères.

Du point de vue des pressions sur l'environnement, le traitement mécanique en lui-même intervient peu. Il consomme peu d'énergie (quelques dizaines de kWh/t, quelques litres de fuel/t), pas de produits chimiques, peu d'entretien et de pièces d'usure qu'il n'est pas possible

⁷ Voir <http://awast.brgm.fr>

⁸ Voir <http://www.diademe.fr/Compowaste.htm>

d'estimer pour un « cas type ». Par contre, ses performances techniques peuvent avoir des conséquences importantes sur les pressions environnementales des opérations avalées.

III.2. Les conditions de performances des opérations de traitement biologique

III.2.1. Les opérations de compostage

Le paramètre essentiel de dimensionnement de la partie fermentation est le « temps de résidence » ou « temps de séjour » qui permet le dimensionnement correct de l'enceinte de fermentation en tenant compte du « taux de remplissage ». Le temps de séjour conditionne l'exploitation correcte de l'installation et donc la qualité agronomique du compost final.

Les principaux paramètres de contrôle du fonctionnement du compostage sont présentés dans le Tableau 7. L'aération apporte l'oxygène de l'air nécessaire aux microorganismes, cet air est consommé très rapidement dans la phase mésophile au démarrage et lors de la phase thermophile. La température est extrêmement variable au sein de la masse en décomposition entre 40°C et 70°C et localement 80°C. L'ensemble de la masse doit passer à 60°C pendant au moins 4 jours pour assurer la destruction des germes pathogènes. L'humidité doit être suffisamment élevée au départ d'autant que les pertes d'eau sont importantes lors de l'aération, notamment par retournements. Pour ces diverses raisons, l'aération et les retournements sont indispensables pour assurer l'homogénéité de la masse en décomposition, pour favoriser l'hygiénisation, pour assurer l'oxygénation, pour éviter les dégradations anaérobies génératrices d'odeurs, pour faciliter l'humidification du tas.

Tableau 7 : Paramètres de fonctionnement du compostage

Paramètres	Symboles	Amplitude
Substrat	C/N	20-30
Température	T	40-75°C
Humidité	H	55-65%
Aération	Nm ³ /h	Variable

III.2.2. Les opérations de digestion anaérobie

Critères d'entrée des déchets dans le réacteur

Au niveau des déchets acceptables dans le méthaniseur, il y a une contrainte forte en terme de tri : l'alimentation doit contenir un minimum de matières inertes ou toxique (vis-à-vis du traitement) telles que verres, métaux, graviers, plastiques, piles ou Déchets Dangereux Diffus

...

Les critères en entrée de réacteur peuvent être classés en deux catégories :

- les critères permettant la conduite du processus de méthanisation dans de bonnes conditions. Certains sont génériques à une famille de procédé (présence d'éléments

lourds qui s'accumuleront en bas d'un digesteur "humide") et d'autres plus spécifiques du procédé mis en œuvre (granulométrie, teneur en matière sèche, ...) ;

- les critères permettant l'atteinte des critères d'innocuité contenus dans les spécifications relatives aux amendements organiques (NF U 44-051) ou à tout autre cahier des charges qualitatif applicable au digestat (associé à un plan d'épandage par exemple) ;

Les principaux critères pouvant faire l'objet de restrictions sont :

- teneur en eau,
- teneur en solides (totaux, volatils),
- granulométrie,
- température.
- pH,
- indésirables : métaux, inertes (verre, plastiques, graviers...),

Le pouvoir méthanogène permet d'exprimer la quantité de méthane produite pour une quantité donnée de déchet (Tableau 8, Figure 21). Il peut être exprimé par rapport à la charge en DCO de l'effluent à traiter, par rapport à la quantité de matières volatiles présentes dans le déchet à traiter ou directement par rapport à la quantité de déchets. La connaissance de ce paramètre permet d'évaluer la quantité de biogaz valorisable qui pourra être généré par l'installation.

Tableau 8 : production de biogaz selon les matières entrantes (EDEN, 2007)

Lisier de vaches	200 m ³ méthane / T de MS	20 m ³ biogaz / m ³ lisier
Lisier de porc	300 m ³ méthane / T de MS	30 m ³ biogaz / m ³ lisier
Fumier de volaille	250 m ³ méthane / T de MS	40 m ³ biogaz / m ³ fumier
Boues urbaines	300 m ³ méthane / T de MS	5 m ³ biogaz / m ³ boues
Déchets organiques	250 m ³ méthane / T de MS	100 m ³ biogaz / t déchets
Déchets gras	720 m ³ méthane / T de MS	650 m ³ biogaz / t graisse
Tontes d'herbe	480 m ³ méthane / T de MS	125 m ³ biogaz / t tonte
Résidus de silo céréalier	450 m ³ méthane / T de MS	220 m ³ biogaz / t résidus de céréale

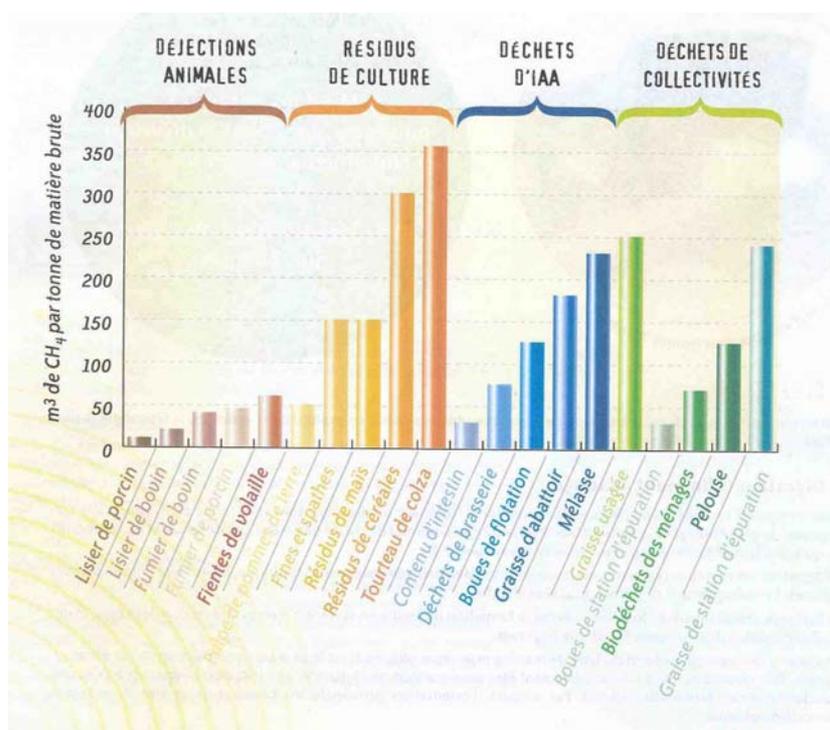
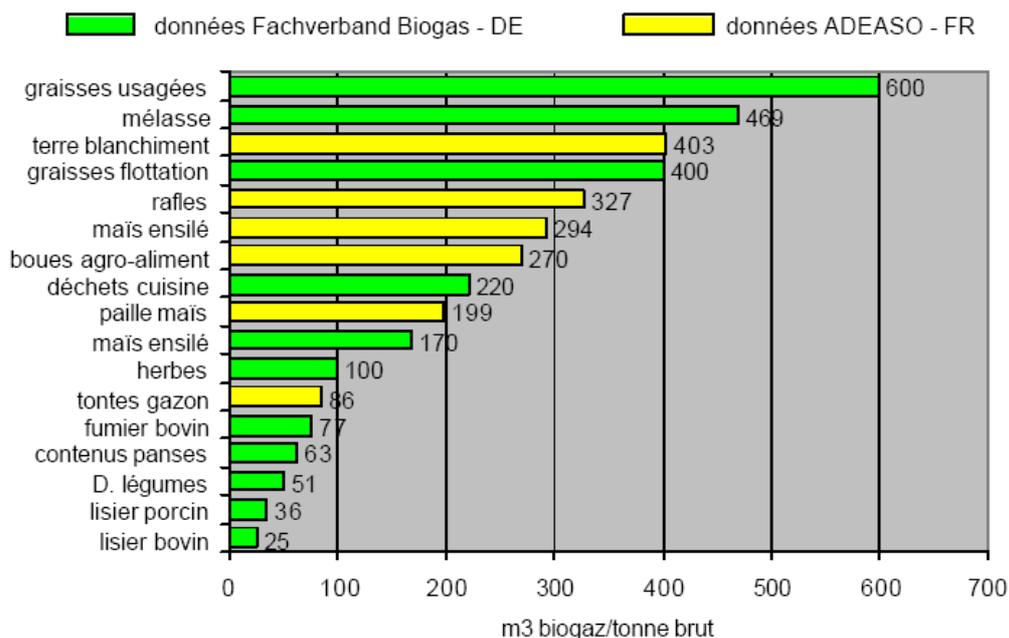


Figure 21 : potentiels de production de méthane en fonction des matières brutes (fiche ADEME, 2006)

Le temps de séjour en digesteur

Le temps de séjour des déchets (15 jours à 8 semaines en agricole) est aussi l'un des paramètres clés pour la conduite d'un méthaniseur. Sa détermination résulte des choix technologiques faits en amont et il permettra, entre autre, d'évaluer la capacité de traitement de l'installation et la production totale de biogaz.

Il est aussi nécessaire de maîtriser d'autres paramètres pour réaliser la méthanisation dans de bonnes conditions : pH, alcalinité, concentration en AGV, Demande Chimique en Oxygène (DCO), la granulométrie des déchets entrants dans le réacteur, présence de matériaux indésirables (verre, plastique, cailloux ...) ou de substances toxiques (métaux lourds, ...).

Caractéristiques des flux issus du méthaniseur

L'optimisation du procédé devra permettre de traiter le flux de déchets entrants en produisant une quantité importante de biogaz et un digestat le plus stable possible. Généralement le digestat n'est pas utilisable directement en sortie du réacteur de méthanisation, il est nécessaire de lui faire subir des traitements complémentaires tels que déshydratation et co-compostage avant une éventuelle valorisation (si les critères de la norme NF U 44-051 sont respectés) ou élimination dans une filière adaptée (stockage en décharge, ...).

On s'attache ici à l'étude des procédés conçus pour la production d'un résidu valorisable selon les critères de la norme NF U 44-051, le stockage en décharge étant alors réservé à l'élimination de "raté de production". L'objectif reste la valorisation d'une partie la plus importante possible des déchets.

Dans le cas de méthanisation visant uniquement la stabilisation des déchets avant mise en décharge, les contraintes sont moins fortes dans la mesure où les principaux objectifs sont de diminuer le volume et la quantité de matière organique à stocker, les critères qualitatifs étant actuellement inexistantes.

Biogaz

Le biogaz est principalement constitué de méthane et de dioxyde de carbone. Le débit et la qualité du biogaz produit dans un méthaniseur sont influencés par des variations de débit de l'alimentation ou de la charge organique de celle-ci. Des variations de pH induisent aussi des variations de débit et de composition du biogaz.

D'autres composés gazeux peuvent être présents dans le biogaz en fonction des déchets traités et des conditions de digestion : H₂, H₂S, NH₃, CO, AGV, siloxanes, ... De plus, en sortie de méthaniseur, le biogaz est saturé en eau. Le biogaz doit donc être conditionné avant d'être utilisé. Il n'y a pas d'autre effluent gazeux sortant d'un digesteur en fonctionnement normal.

Digestat

Une partie du digestat peut être servir d'inoculum pour recommencer un cycle de traitement, soit être pompé pour une recirculation dans le méthaniseur et en assurer l'agitation.

Compte tenu de ses propriétés, l'épandage direct des digestats n'est possible qu'au travers de plans d'épandage. Généralement il est déshydraté (pressage ou centrifugation) en sortie de méthaniseur avant maturation (tri et compostage) et utilisation en tant qu'amendement organique. Cette voie a été retenue par une majorité d'installations industrielles.

L'eau issue de la déshydratation est généralement utilisée pour ajuster le taux d'humidité des déchets bruts.

Eaux de process

Les eaux de process ne sont pas mélangées avec les eaux de ruissellement et sont en tout ou partie recirculées en tête de digesteur.

III.2.3. Les installations de TMB

En France, l'analyse de projets réalisés ou en cours de réalisation (Mollaret M-E, Le Bozec A, 2009) aboutissent au bilan matière moyen, attendu après traitement mécano-biologique des OMR, suivant le Tableau 9.

Tableau 9 : Bilan matière moyen d'une unité TMB en France, avec ou sans digestion anaérobie

BILAN France	% de déchets entrants en préparation/tri
Refus à enfouir	45 à 60 %
Pertes matière	20 à 30 %
Biogaz	0 à 10 %
Compost	15 à 25%
Métaux	1 à 5 %

En Allemagne, le rapport du groupe de travail ASA⁹ (Doedens H, Fricke K, et al., 2006) dresse un bilan matière moyen des installations de traitement des OMR (Tableau 10).

Tableau 10 : Bilan matière moyen d'une unité TMB en Allemagne, 2006

BILAN Allemagne	% de déchets entrants en préparation/tri
Stabilisat à enfouir	30 à 40 %
Combustibles haut PCI	30 à 50 %
Pertes matière	10 à 25 %
Biogaz	0 à 10 %
Eléments grossiers (valorisation matière)	5 à 10 %
Métaux	2 à 5 %

Les bilans matière des installations de TMB reflètent les particularités des chaînes de traitement françaises et allemandes. Alors que la France met l'accent sur la production de compost d'OMR, qui représente 15 à 30% du tonnage entrant, l'Allemagne récupère sur l'étape de préparation/tri de 30 à 50% de fraction à haut PCI valorisable. Cela permet d'abaisser la quantité des déchets à enfouir et leur PCI.

III.2.4. Les apports de compost de fermentescibles alimentaires et/ou des déchets ménagers au sol

Dans la suite de ce rapport, nous nous intéresserons aux applications en agriculture qui représentent actuellement le principal débouché des composts.

Une logique de produit

Une des conditions de la valorisation des composts de fermentescibles alimentaires et/ou des déchets ménagers réside dans l'intégration d'une logique de produit (et non de traitement de déchets) dans la gestion du procédé de compostage; le sol ne peut être considéré comme un exutoire de déchets pré-traités. Cette logique passe par une gestion des flux, une maîtrise du procédé et une homologation du produit. Au niveau procédé, le profil température/temps semble significatif non seulement pour le contrôle des pathogènes pour l'homme mais aussi pour les phytopathogènes (Noble et al., 2009). La durée du processus d'humification ne doit pas prendre comme critère principal la disponibilité de l'espace. Le niveau d'humification agit

⁹ Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung

sur la disponibilité des éléments nutritifs, sur la mobilité et biodisponibilité des ETM et ETO. Le niveau d'humification doit permettre de répondre à des besoins différenciés : un compost bien humifié pour une minéralisation lente, un compost plus jeune pour stimuler l'activité microbienne (Houot, 2009).

Le plan de fertilisation

Il est nécessaire de prendre en compte les résultats des analyses de sol et la composition des composts dans les plans de fertilisation.

Seule une fraction de l'azote est disponible pendant la première année d'application, il ne faut pas augmenter la dose d'apport de compost pour répondre aux besoins immédiats de la plante, de telles pratiques conduiraient à apporter des indésirables, à augmenter la salinité ainsi que les concentrations en éléments lixiviables, tel le phosphore. Un ajustement peut se faire par l'ajout d'engrais minéral ou d'urée.

Il est nécessaire d'adapter les périodes d'apports à la nature des cultures et aux conditions climatiques.

L'épandage

Un épandage bien conduit nécessite :

- un bon réglage des doses,
- une régularité longitudinale par avancement régulier de l'épandeur à plat et adapté dans les pentes,
- une régularité latérale, pour cela la parcelle peut être jalonnée afin de respecter les distances entre passages,
- d'épandre de préférence par temps calme, en l'absence de vent latéral fort ou irrégulier, ceci afin d'éviter les envolements et de limiter les émissions gazeuses (stripping de l'ammoniac) et les odeurs.

III.3. L'évaluation environnementale des technologies de traitement biologique

III.3.1. Unicité de la méthode d'évaluation environnementale des technologies

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode d'évaluation des impacts sur l'environnement d'un produit, procédé ou service, et ce, de l'extraction des ressources naturelles jusqu'à l'élimination des déchets, en passant par l'utilisation du produit. L'ACV a été développée pour répondre aux besoins spécifiques rencontrés par des entreprises désireuses de respecter la protection de l'environnement dans le développement et l'amélioration de leurs produits. La méthodologie de l'ACV est régie par l'organisation internationale des standards (ou ISO pour « International Standards Organisation ») avec la série de normes environnementales 14040 :

- ISO 14040 : 2006 Management environnemental- Analyse du cycle de vie- Principes et cadre
- ISO 14044 : 2006 Management environnemental- Analyse du cycle de vie- Exigences et lignes directrices

L'ACV permet de comparer, d'un point de vue environnemental, différents systèmes sur la base d'une fonction commune ou différentes étapes du cycle de vie d'un système.

Depuis quelques années, des travaux scientifiques portent sur l'élaboration et la mise en place de cette méthodologie, appelée en anglais "*Life Cycle Assessment*" (LCA). Elle comporte quatre grandes phases :

- Définition de l'objectif et établissement des limites du cadre d'analyse du cycle de vie;
- Analyse de l'inventaire du cycle de vie (Life Cycle Inventory; LCI) comprenant des bilans matière-énergie et une analyse des flux de matières polluantes sur le système considéré;
- Évaluation des impacts environnementaux des étapes du cycle de vie et comparaison avec des indicateurs globaux (Life Cycle Impact Assessment; LCIA);
- Interprétation des résultats et analyse de substitution.

Devant la somme considérable de données nécessaires et la complexité des processus en cause, une ACV ne peut être réalisée sans le support de banques de données et de logiciels d'analyses et d'interprétation. Ces logiciels permettent, à partir d'une analyse des flux de matières premières, d'énergie et d'émissions de polluants dans l'air, les eaux et les sols, de pondérer l'impact de chacune des étapes de la vie d'un produit. Ces logiciels permettent aussi d'évaluer des scénarios de substitution. Une partie importante du travail de l'ingénieur impliqué dans l'évaluation environnementale sera donc l'utilisation de ces outils informatiques et l'acquisition de données.

La fonction du système est la base à laquelle les flux de matières et d'énergie sont rapportées dans l'ACV, elle nécessite de déterminer « l'unité fonctionnelle » et les « limites du système ». L'unité fonctionnelle est la grandeur qui qualifie la fonction du système, il s'agira ici de la tonne de déchets. Le système est défini comme un ensemble d'opérations unitaires reliées par le flux de déchets ménagers et organisé selon la fonction du système. Les limites du système étudié déterminent les opérations prises en compte dans l'analyse. Il a été considéré, dans le projet Cleanwast, d'étendre les opérations unitaires constitutives de l'unité de valorisation au compartiment du devenir du compost dans le sol. Cette méthode d'évaluation des impacts environnementaux est donc applicable à l'ensemble des technologies envisagées pour le traitement des déchets biodégradables. Tout au plus, la classification des technologies présentées au point I.4 peut conduire à identifier des flux matières et d'énergie spécifiques aux technologies.

L'analyse du cycle de vie est développée dans la tâche 2 du projet.

III.3.2. Extension fonctionnelle

L'analyse environnementale des unités de traitement biologique pose la question des limites du système à considérer pour l'analyse des impacts environnementaux. Selon les techniques de traitement biologique, les impacts environnementaux dépassent le seul cadre de l'unité de traitement biologique.

- Les techniques de compostage permettent certes d'obtenir des bénéfices de part la production de l'amendement organique, le compost.

- Les techniques de méthanisation produisent un biogaz qui permet de réduire d'autant le prélèvement sur les ressources fossiles (fuel) ou sur la production d'électricité d'origine nucléaire, mais aussi un digestat pouvant être valorisé après compostage.
- Les techniques de stabilisation des déchets avant mise en centre de stockage conduisent assez naturellement à la prise en compte des impacts environnementaux sur le site de stockage. Outre la moindre quantité de déchets à stocker, le bilan environnemental doit prendre en compte le différentiel des émissions gazeuses entre les situations avec ou sans stabilisation préalable des déchets. De la même manière, le bilan hydrique, notamment le potentiel polluant du lixiviat, s'en trouve modifié. Ces techniques correspondent à une perte de matière organique et d'énergie dans le cas d'une stabilisation aérobie et de matière organique dans le cas d'une stabilisation anaérobie.
- Les apports de compost permettent de restituer au sol des matières organiques qui lui avaient été prélevées soit directement par les activités humaines, y compris agricoles, soit par érosion. L'analyse des fonctions, pressions et incidences des apports de compost devra être abordée à différentes échelles. Les modifications des teneurs en matières organiques, quantités et qualités des sols devront être prises en compte. Les apports de compost au sol en changeant les propriétés physiques, chimiques et biologiques. Ils permettent de lutter contre l'érosion, améliorent la fertilité, assurent des économies d'engrais, de ressources naturelles, telle la tourbe, mais apportent des ETM et ETO pouvant à long terme induire une perte de qualité des sols et une contamination des eaux. Les modifications des propriétés des sols peuvent avoir des incidences sur le cycle de l'eau, sur les changements climatiques. Des points restent moins étudiés, dont le rôle des matières organiques solubles sur les transferts des ETM aux horizons profonds des sols et aux eaux, ainsi que les émissions de gaz à effets de serre, tel le méthane. Ces deux points feront l'objet de l'approche expérimentale du projet.

Les travaux prévus dans la phase 3 du projet devraient chercher à quantifier ces impacts et bénéfices environnementaux afin de répondre à ces questions.

Références

- AFNOR NFU 44-051, Amendements organiques, dénominations, spécifications et marquages, avril 2006.
- AFSSET (2008) : « Évaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de gaz naturel » ; avis, rapport d'expertise collective, annexes, 174 p, octobre 2008 (www.afsset.fr)
- CNR (2011), « Réflexions et pistes sur le traitement mécano-biologique », 57p, Juin 2011, (www.cercle-recyclage.asso.fr).
- Crecchio C., Curcy M., Pizzigallo M., Ricciuti P., Ruggiero P., 2004. Effects of municipal solid waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and bacterial genetic diversity. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 1595 – 1605.
- De La Farge.B., 1995. Le biogaz. Masson Ed., ISBN 2-225-84257-4, 237 p
- Doedens H, Fricke K, et al. (2006). MBA und das Ziel 2020, wissenschaftlicher Beirat der ASA. Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung. 26p.
- Farrel M, Jones D.L., 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology* 100, 4301 -4310.
- Environment Agency (2004) : « Guidance on gas treatment technologies for landfill gas engines ». Report LFTGN06, 68 p (www.environment-agency.gov.uk)
- European Environment Agency. Report 94, Assessment and reporting on soil erosion, Copenhagen, 2003.
- Hargreaves J.C., Adl M.S., Warman P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123, 1-14
- Houot S., Les produits résiduaux organiques : qualité, impact et devenir. *Le Sol*, dossier INRA janvier 2009, 106 -113.
- Lal R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- MEEDDM (2009) : « Rapport du groupe de travail sur l'injection de biométhane dans les canalisations de gaz naturel », 95 p, version 2 (18-11-2009)
- Mollaret M-E., Le Bozec A., 2009. Approche comparée du développement du traitement mécano-biologique des déchets ménagers entre la France et l'Allemagne, *TSM N°5*, 2009, 81-98.
- Noble R., Elphinstone J.G., Sansford C.E., Budge G.E., Henry C.M., 2009. Management of plant health risks associated with processing of plant-based wastes: a review. *Bioresource Technology* 100, 3431-3446,
- Persson M., Wellinger A., 2006. Biogas upgrading and utilisation. Rapport IEA Bioenergy, 32 p
- Pertl A., Mostbauer P., Obssteiner G., 2010. Climate balance of biogas upgrading systems. *Waste Management*, vol 30, pp. 92-99
- Petersson A., Wellinger A. (2009) : « Biogas upgrading technologies –developments and innovations ». IEA Bioenergy, Task (www.iea-biogas.net)

RECORD (2009) : « Techniques de production d'électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse », C. Couturier (Solagro), janvier 2009, 253 p, n°07-0226/1A.