

Freins et développements de la filière biogaz : les besoins en recherche et développement



**FREINS ET DEVELOPPEMENTS
DE LA FILIERE BIOGAZ :

LES BESOINS EN RECHERCHE
ET DEVELOPPEMENT**

RAPPORT FINAL

décembre 2009

P. BUFFIERE, R. BAYARD, P. GERMAIN - LGCIE – INSA de Lyon

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :

RECORD, Freins et développements de la filière biogaz : les besoins en recherche et développement, 2009, 134 p, n°07-0418/1A.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

RESUME

Les freins au développement de la filière biogaz ont été étudiés en vue de dresser des perspectives de Recherche et Développement. Cette étude est basée d'une part, sur une analyse bibliographique et d'autre part sur une enquête auprès des acteurs de la filière. Les principaux axes de recherche prioritaires peuvent être répartis en trois catégories :

- Ceux qui sont bien couverts (ce qui ne signifie pas forcément qu'ils sont bien connus) par l'offre de R&D : caractérisation des gisements de matière organique et des digestats, mécanismes fondamentaux de la méthanisation, modélisation ;
- Ceux qui sont couverts mais dont l'effort de recherche pourrait être mieux coordonné : instrumentation des procédés, préparation de la charge, prétraitements.
- Ceux qui sont très peu couverts par l'offre de R&D : la **valorisation du biogaz** (volet analytique, volet purification, et développement des piles à combustibles), les aspects **mécaniques, le mélange et la rhéologie** (digestion des solides) et les **transferts couplés** (pour le stockage et la méthanisation par voie sèche).

D'autres besoins sont également identifiés sur les aspects sociaux et la sécurité des installations. De manière générale, il existe une demande importante pour des sites expérimentaux en vraie grandeur.

MOTS CLES : biogaz, recherche, énergie, valorisation, procédés, stockage.

SUMMARY

Perspectives of Research and Development on biogas have been identified based on an analysis of the scientific and technological limits. This study is based on two pillars: bibliography analysis and enquiry among experts and actors of the biogas world. The most urgent research orientations that have been identified can be distributed in three categories:

- Research topics well covered by the R&D: organic matter characterization, fundamentals of anaerobic digestion mechanisms.
- Research topics that could receive more attention by a better coordination between the research centers: process instrumentation, solid waste pretreatments.
- Research topics that are poorly studied: energy from biogas (analytical problems, biogas purification, fuel cells), mechanical problems, mixing and rheology (especially for waste digestion), hydraulic and mass transfer (especially for landfilling and dry digestion).

Other requirements have been identified: social aspects and process safety. The need for full size experimental investigations is also clearly expressed.

KEY WORDS : biogas, research, energy, valorization, processes, landfilling.

SOMMAIRE

1	ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE	6
1.1	Introduction de la partie bibliographique	7
1.2	Processus de transformation de la matière organique en biogaz	8
1.2.1	Les processus élémentaires de la méthanisation	8
1.2.2	Connaît-on vraiment les processus de méthanisation ?	11
1.3	Gisement et production de méthane.....	17
1.3.1	Le biogaz comme source d'énergie.....	17
1.3.2	Le gisement et son évaluation.....	19
1.3.3	Limitations à l'exploitation des gisements	30
1.3.4	Les perspectives en recherche et développement associées aux matières premières....	34
1.4	Les procédés.....	35
1.4.1	Les installations de stockage des déchets	35
1.4.2	La méthanisation en réacteur	48
1.4.3	Les perspectives en R&D associées aux réacteurs	59
1.4.4	Conclusion : quels procédés pour la production de méthane demain ?	64
1.5	L'utilisation du biogaz : les filières de valorisation	65
1.5.1	Aspects réglementaires et législatifs	65
1.5.2	Facteurs de qualité d'un biogaz en vue de valorisation	65
1.5.3	Principaux modes de valorisation énergétique.....	67
1.5.4	Procédés de traitement avant valorisation énergétique	69
1.5.5	Les perspectives en recherche et développement associées à la valorisation énergétique des biogaz	76
1.6	Les sous produits : nature, flux, traitements et impacts.....	78
1.6.1	Les sous produits liquides	78
1.6.2	Sous produits solides : digestats	79
1.7	Bilan de l'analyse bibliographique : les questions de recherche	82
1.7.1	Les principales questions en recherche	82
1.7.2	La structuration de la recherche au niveau international	82
2	ENQUÊTE	87
2.1	Mise en place de l'étude	88
2.1.1	Elaboration du guide d'entretiens	88
2.1.2	Constitution du panel d'experts	88
2.2	Résultats de l'enquête	89
2.2.1	Taux de réponse	89
2.2.2	Analyse qualitative des réponses	89
2.2.3	Analyse quantitative des réponses « besoins en recherche »	94
3	SYNTHESE DE L'ETUDE	104
3.1	Portée et limites de l'étude.....	104
3.2	Adéquation entre recherche et besoins	105
3.2.1	Les processus microbiens de la méthanisation.....	105
3.2.2	Le gisement : connaissance et exploitation.....	105
3.2.3	Production de biogaz : réacteurs et centres de stockage (ISDND).....	106
3.2.4	Produire de l'énergie à partir du biogaz	106
3.2.5	Les sous-produits de la filière biogaz	107
3.2.6	Structuration de la communauté scientifique	107
3.3	Les freins au développement de la filiere biogaz.....	107
3.4	Conclusion : les axes prioritaires en R&D	109
4	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	110

INTRODUCTION

Le biogaz est produit naturellement, et sans doute depuis plusieurs centaines de millions d'années, par des micro-organismes qui se sont organisés pour tirer partie de l'énergie disponible dans la matière organique, et ce sous la forte contrainte d'absence d'oxygène. Le biogaz est également, aujourd'hui, considéré comme une contribution intéressante à l'autonomie énergétique vis-à-vis des énergies fossiles, et ce d'autant plus qu'il peut être produit à partir de nos résidus. La domestication d'un processus naturel tel que celui-ci nécessite de combiner des connaissances qui vont sans doute bien au-delà du savoir scientifique actuellement mobilisé : biologie, écologie, énergétique, ingénierie des procédés, mécanique, sciences de l'homme et de la société,...

Ce travail a pour objectif d'identifier les freins au développement de la filière biogaz au niveau scientifique et technique, et de contribuer à la réflexion prospective sur les besoins en recherche actuels.

Le présent rapport propose tout d'abord une étude bibliographique actualisée sur les freins au développement de la filière biogaz. Nous avons choisi de présenter cet état des lieux de la filière dans un sens qui soit orienté vers l'objectif de production d'énergie. Nous avons également choisi de balayer la filière « du producteur au consommateur », c'est-à-dire depuis l'origine des matières premières jusqu'à la production d'énergie :

- Les matières premières « éligibles » pour la production de biogaz ;
- Les modes de production du biogaz (ou « procédés ») ;
- La valorisation énergétique
- Les sous-produits de la filière et leur gestion.

Nous avons ensuite proposé à de nombreux acteurs et experts de la filière biogaz de participer à une enquête sur les freins au développement et les besoins en recherche. Cette enquête a permis d'identifier des verrous scientifiques et techniques, et de positionner l'offre actuelle de R&D par rapport à ces besoins.

Dans une dernière partie, nous avons regroupé les principaux éléments de l'étude afin de cibler les axes de recherches clés pour l'avenir de la filière.

1 ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 INTRODUCTION DE LA PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

Le biogaz est l'objet d'une activité intensive en termes de publications : près de 4000 occurrences annuelles sont relevées dans les moteurs de recherche courants. Comment, dès lors, parvenir à une synthèse pertinente, puisque l'assimilation de ces informations doit être le fait d'un collectif de travail conséquent...

Les auteurs de ce rapport ont donc choisi de cibler leur travail en effectuant des choix restrictifs : établir un état de l'art sur des points précis, lister les principaux obstacles de recherches, et tenter de comprendre quelles seront les recherches de demain dans le domaine.

Les points précis que nous avons détaillés concernent tout d'abord quelques éléments sur les aspects fondamentaux du processus de méthanisation. Nous abordons ensuite les questions associées au gisement de matière organique au sens large : quel est-il, comment peut-il être converti en méthane, selon quels mécanismes ? Une troisième partie est consacrée aux dispositifs dans lesquels le biogaz est produit et à l'identification des pistes de recherche associées à leur optimisation. Nous avons enfin abordé la question de la valorisation énergétique du biogaz, ainsi que les nombreuses questions associées.

Dans le cadre de notre étude, ce support bibliographique nous sert également de base pour poursuivre nos investigations, afin de tenter dans la suite de nos travaux, de mettre en adéquation les questionnements posés par les chercheurs avec ceux posés par les acteurs de terrain. De cette confrontation naîtront sans doute les « beaux projets de recherche » dont nous rêvons tous : ceux qui, en faisant avancer les connaissances fondamentales, permettent aussi le développement d'activités innovantes (et, dans notre cas, à caractère fondamentalement écologique) !

1.2 PROCESSUS DE TRANSFORMATION DE LA MATIERE ORGANIQUE EN BIOGAZ

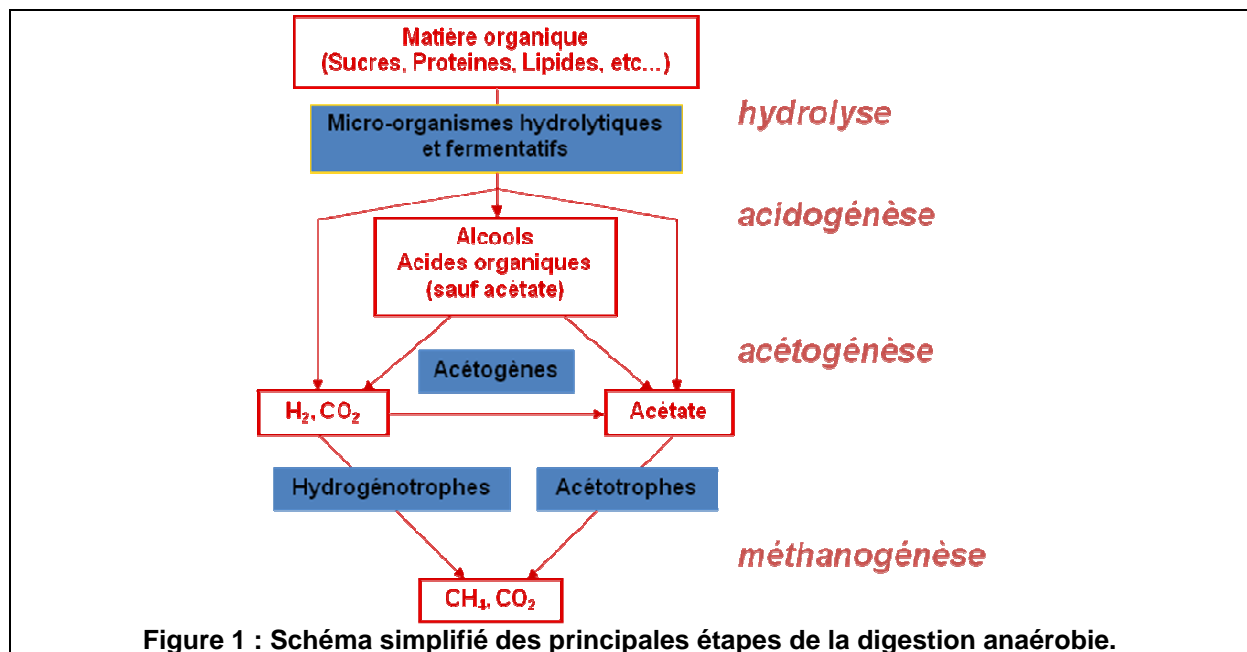
1.2.1 Les processus élémentaires de la méthanisation

La minéralisation de la matière organique en dioxyde de carbone et méthane est le résultat d'une succession de réactions biochimiques réalisées en conditions anaérobies dans un milieu très réducteur. Ce processus se retrouve dans de nombreux écosystèmes naturels : sols, sédiments, rizières, tube digestif de divers animaux (Braumann et coll., 2008). Dans les systèmes de méthanisation contrôlée, des communautés microbiennes complexes, dont la diversité et la variabilité est importante, se mettent en place (Leclerc et coll., 2004). Les organismes qui composent cet écosystème sont de natures très diverses : eubactéries, archæ, eucaryotes (protozoaires, ciliés, etc.), virus. Ces espèces ont chacune, comme nous allons le voir, des fonctions précises dans le processus de dégradation du carbone organique. La connaissance de la structure dynamique de ces populations est un objet de recherche encore largement ouvert en microbiologie, sur lequel différentes approches peuvent être utilisées (cultures, séquençage de l'ADN ou identification de l'ARN, métagénomique,...) dans le but de mieux savoir de quelles espèces se composent les populations et quel est le rôle de chaque acteur (Godon, 2008). A titre d'exemple, un récapitulatif des principales réactions conduisant à la minéralisation du glucose illustre la complexité du processus (Tableau 1).

Tableau 1 : Principales réactions de digestion anaérobie du glucose (THIELE et ZEIKUS, 1988).

	Réaction	ΔG^0 (kJ/mol) à pH 7
(1)	$C_6H_{12}O_6 + 3 H_2O \rightarrow 3 CH_4 + 3 HCO_3^- + 3 H^+$ <i>Bactéries Fermentatives</i>	-403,6
(2)	$C_6H_{12}O_6 + 3 H_2O \rightarrow 2 \text{ Ethanol} + 2 HCO_3^- + 2 H^+$	-225,4
(3)	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2 \text{ Lactate}^- + 2 H^+$	-198,1
(4)	$C_6H_{12}O_6 + 2 H_2O \rightarrow \text{Butyrate}^- + 2 HCO_3^- + 3 H^+ + 2 H_2$	-254,4
(5)	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3 \text{ Acétate}^- + 3 H^+$	-310,6
(6)	$C_6H_{12}O_6 + HCO_3^- \rightarrow \text{Succinate}^{2-} + \text{Acétate}^- + \text{Formiate}^- + 3 H^+ + H_2O$	-144,0
(7)	$3 \text{ Lactate}^- \rightarrow 2 \text{ Propionate}^- + \text{Acétate}^- + HCO_3^- + H^+$	-164,8
(8)	$\text{Lactate}^- + 2 H_2O \rightarrow \text{Butyrate}^- + HCO_3^- + H^+ + 2 H_2$ <i>Bactéries Acétogènes Syntrophes</i>	-56,2
(9)	$\text{Ethanol} + 2 HCO_3^- \rightarrow \text{Acétate}^- + 2 \text{ Formate}^- + H_2O + H^+$	+7,0
(10)	$\text{Ethanol} + 2 H_2O \rightarrow \text{Acétate}^- + 2 H_2 + H^+$	+9,6
(11)	$\text{Lactate}^- + 2 H_2O \rightarrow \text{Acétate}^- + 2 H_2 + HCO_3^- + H^+$	-3,96
(12)	$\text{Butyrate}^- + 2 H_2O \rightarrow 2 \text{ Acétate}^- + 2 H_2 + H^+$	+48,1
(13)	$\text{Succinate}^{2-} + 4 H_2O \rightarrow \text{Acétate}^- + 3 H_2 + 2 HCO_3^- + H^+$	+56,1
(14)	$\text{Propionate}^- + 3 H_2O \rightarrow \text{Acétate}^- + 3 H_2 + HCO_3^- + H^+$ <i>Bactéries Homoacétogènes</i>	+76,1
(15)	$4 H_2 + 2 HCO_3^- + H^+ \rightarrow \text{Acétate}^- + 4 H_2O$ <i>Bactéries Méthanogènes</i>	-104,6
(16)	$\text{Acétate}^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$	-31,0
(17)	$4 H_2 + HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 3 H_2O$	-135,6
(18)	$4 HCO_2^- + H^+ + H_2O \rightarrow CH_4 + 3 HCO_3^-$	-130,4

D'un point de vue purement phénoménologique, il est possible de considérer un schéma simplifié des principales étapes de la méthanisation (Figure 1). Cette représentation a été proposée en 1980 à l'occasion du premier congrès mondial sur la digestion anaérobie à Cardiff (Zeikus, 1980). Cette représentation considère 4 étapes : l'hydrolyse, l'acidogenèse, l'acétogenèse et la méthanogenèse. Cependant, chacune de ces étapes peut potentiellement faire intervenir un nombre important de transformations biologiques ou biochimiques, et, par voie de conséquence, de micro-organismes acteurs de ces transformations.



1.2.1.1 Hydrolyse

Cette phase concerne la dégradation de molécules organiques complexes en monomères. Les substrats tels que les polysaccharides, les protéines, les lipides sont hydrolysés en sucres simples, en acides aminés et en glycérol et acides gras respectivement. Cette transformation est assurée par des enzymes extracellulaires. La plupart des molécules solubles sont facilement hydrolysables. Mais cette étape peut s'avérer délicate dans le cas des composés peu solubles ou solides (composés gras, celluloses, lignines,...).

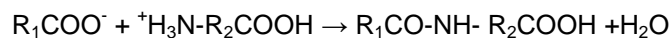
Les principales réactions d'hydrolyse :

Les sucres :

Dans le cas général, les osides sont hydrolysés en oses simples des monomères qui les composent. Ainsi, la cellulose est hydrolysée par voie enzymatique en monomères comprenant 6 ou 12 atomes de carbone (glucose et cellobiose).

Les protéines :

Les protéines sont des macromolécules regroupant des centaines d'acides aminés polymérisés. Les acides aminés sont des acides carboxyliques ($R-COOH$) comportant une fonction amine ($-NH_2$) sur un des atomes de carbone. L'arrangement de ces acides aminés entre eux est effectué par des liaisons peptidiques, c'est à dire la formation d'une amide entre la fonction acide et la fonction amine :



L'hydrolyse des protéines est la rupture des liaisons peptidiques. Elle conduit à la production de polypeptides (molécules comprenant 20 à 100 acides aminés), puis de peptides (moins de 20 acides aminés) jusqu'aux acides aminés eux-mêmes. L'hydrolyse des protéines et des peptides naturels conduit à la formation de 20 acides aminés différents. Dans les systèmes anaérobies, les protéines sont hydrolysées en peptides et en acides aminés, qui sont à leur tour dégradés principalement en acides gras à chaîne courte ou longue, ammonium, CO_2 et, parfois, hydrogène (Orlygsson et coll., 1994).

Les lipides :

Les formes les plus courantes de lipides rencontrées dans la nature sont les triglycérides. Il s'agit de molécules de glycérol (une molécule à 3 carbones comprenant chacun une fonction alcool) sur laquelle chacune des fonctions alcools est reliée à un acide gras par une liaison ester. Les acides gras sont des acides organiques à longue chaîne linéaire. Le nombre de carbone des acides gras varie de 4 à 22. L'hydrolyse d'une molécule de type triglycéride produit donc une molécule de glycérol et trois molécules d'acide gras.

1.2.1.2 Acidogenèse

Cette phase, également appelée phase fermentative, transforme les différents monomères issus de l'hydrolyse en acides organiques à courte chaîne (2 à 6 carbones) ou en composés neutres (éthanol). Comme son nom le suggère, la phase d'acidogenèse se traduit donc souvent par une acidification du milieu. D'autres co-produits sont également générés comme le carbonate et l'hydrogène (Cf. équations 2 à 8, Tableau 1), ou de l'azote ammoniacal (dégradation des acides aminés).

1.2.1.3 Acétogenèse

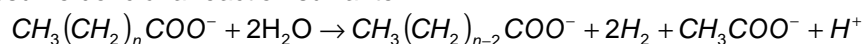
L'étape d'acétogenèse recouvre la transformation d'un petit nombre de composés simples en acétate, bicarbonate et hydrogène (JAIN *et coll.*, 1990). Les bactéries qui réalisent cette étape sont désignées comme les bactéries productrices obligées d'hydrogène (OHPA, Obligate Hydrogen Producing Acetogens). Comme nous le voyons sur le tableau (Cf. équations 9 à 14), la variation d'énergie libre standard des réactions de ce groupe est majoritairement positive : elles ne peuvent donc avoir lieu que dans des conditions où la pression partielle en hydrogène est très basse. Leur occurrence dépend donc de l'élimination des métabolites finaux (principalement l'hydrogène). Cette élimination est réalisée soit par les bactéries méthanogènes consommant l'hydrogène, soit par les bactéries sulfato-réductrices (réduction des sulfates en sulfures). Ces espèces sont désignées sous le nom de bactéries **syntrophes**, car elles ont besoin d'être associées à une espèce consommant l'hydrogène pour se développer.

Exemple d'une transformation acétogène : la β -oxydation des acides gras :

Le seul mécanisme identifié à ce jour pour la dégradation des acides gras à longue chaîne est celui de la β -oxydation. Pour simplifier, il s'agit d'un processus qui conduit, à partir d'une molécule d'acide organique à N atomes de carbone, à la production d'une molécule d'acide organique à (N-2) atomes de carbone, d'acide acétique et d'hydrogène. Nous n'entrerons pas dans le détail des mécanismes enzymatiques qui permettent cette transformation, mais elle se décompose globalement en 4 étapes :

- déshydrogénation : la liaison C-C précédant la fonction acide se retrouve sous forme d'une liaison double, une molécule d'hydrogène est produite ;
- hydratation : la fonction -OH est alors liée à l'atome de carbone situé en position -2 par rapport à la fonction acide ;
- Oxydation de cette fonction en cétone (C=O) ;
- Coupure de la liaison (O=C-CH₂COOH) et hydroxylation.

Ce cycle se résume donc à la réaction suivante :



Il est répété jusqu'à la dégradation complète de l'acide gras en acide acétique et hydrogène (cas des acides gras à nombre pair de carbone) ; dans le cas de molécules avec un nombre impair de carbone, la dernière étape conduit à la production d'une molécule de propionate.

L'homoacétogenèse à partir de l'hydrogène

Un autre mécanisme de formation d'acétate est connu dans les milieux anaérobies, à savoir l'homoacétogenèse, qui a lieu à partir de l'hydrogène et du bicarbonate (réaction 15 du tableau) ; bien que cette transformation ne semble pas être dominante lors du déroulement normal de la méthanisation, il semble cependant qu'elle contribue à la régulation d'un niveau bas en hydrogène dans le milieu (Siriwongrungson *et coll.*, 2007).

1.2.1.4 Méthanogenèse

Les espèces méthanogènes utilisent principalement comme substrats l'acétate, le dioxyde de carbone et l'hydrogène. Leur taux de croissance est plus faible que celui des bactéries acidogènes. Classées parmi les *archæ*, elles présentent des différences importantes avec les bactéries, tant du point de vue de la structure que du matériel génétique. D'un point de vue général, il existe deux groupes de méthanogènes :

- Les méthanogènes qui consomment l'acétate (acétotrophes) sont responsables de 70 % de la production de méthane dans les digesteurs (réaction 16).
- Les méthanogènes hydrogénotrophes qui utilisent l'hydrogène et le dioxyde de carbone ou le formate (réactions 17 et 18).

1.2.1.5 Le devenir du soufre : la sulfato-réduction

Un certain nombre de molécules organiques produites par l'acidogénèse (en particulier les acides organiques comme l'acétate, le propionate ou le butyrate, ainsi que l'hydrogène) sont consommées en présence de sulfate, qui joue le rôle d'accepteur d'électron. Cette voie métabolique, la sulfato-réduction, est plus énergétique que l'acétogénèse, avec laquelle elle est en compétition pour les mêmes substrats : c'est pourquoi la sulfato-réduction se produit toujours à partir du moment où du sulfate est présent (Fedorovich et coll., 2003) au détriment de la production de méthane.

La réduction des sulfates conduit à la production d'ions sulfures HS^- , de sulfures métalliques MHS (formant les précipités noirs responsables de la couleur caractéristique des milieux anaérobies), et d'hydrogène sulfuré H_2S , qui n'est pas sans effet sur les procédés à différents niveaux :

- Inhibitions : il semble que la molécule d' H_2S agisse comme un composé toxique qui affecte l'ensemble de la chaîne trophique ;
- Contamination du biogaz : la présence d' H_2S dans le biogaz a des conséquences particulièrement néfastes sur les systèmes de valorisation (voir partie 1.4).

1.2.1.6 Devenir de l'azote

Lorsqu'il est présent sous forme organique (protéines), l'azote se retrouve sous forme ammoniacale (NH_3 ou NH_4^+). En revanche, lorsqu'il est présent sous forme oxydée (nitrite NO_2^- ou nitrate NO_3^-), il peut également servir d'accepteur d'électron et contribuer à la compétition pour les acides organiques au même titre que la sulfato-réduction, pour donner du diazote N_2 : c'est ce qu'on appelle la dénitrification.

Ici encore, le flux de matière organique est en quelque sorte détourné de la production de méthane. Ici encore, il semble que cette voie métabolique soit préférée à l'acétogénèse lorsque des formes oxydées de l'azote sont présentes.

1.2.2 Connaît-on vraiment les processus de méthanisation ?

1.2.2.1 Les acquis

Si nous considérons la méthanisation d'un point de vue global, les principales étapes de la dégradation de la matière organique sont connues. Nous savons en particulier qu'un certain nombre de **fonctions métaboliques** sont réalisées selon un enchaînement bien particulier : chaque transformation biologique est liée au développement d'un ou plusieurs micro-organisme(s) spécialisé(s). Nous savons également que les transformations intervenant dans le processus peuvent être sensibles à des composés inhibiteurs ou à certains facteurs environnementaux. A l'issue d'un projet collaboratif très large, un modèle de connaissance général de la digestion anaérobie a été proposé par le groupe de travail spécialisé sur la digestion anaérobie de l'association internationale de l'eau (IWA, voir encadré).

Pour ce qui concerne les composés inhibiteurs, les plus connus sont l'azote ammoniacal et les acides organiques car ils interviennent très souvent comme composés intermédiaires dans le processus de dégradation (Chen et al., 2008 ; Kayhanian, 1994 ; Siegert et Banks, 2005). Cependant, bien que la bibliographie soit très riche d'études générales ou spécifiques sur les inhibitions, il est rare que les auteurs s'accordent sur les mécanismes explicatifs : nous trouvons en particulier de nombreuses études contradictoires sur la nature ou les niveaux des seuils d'inhibition dans les milieux de méthanisation. Certains auteurs détectent même des phénomènes d'acclimatation des milieux biologiques à des conditions inhibitrices sévères (De Baere et al., 1984).

Les facteurs environnementaux importants et souvent cités sont le pH et la température. Le pH joue naturellement sur les équilibres chimiques des molécules d'acides et de bases (tels que les acides organiques et l'ammoniac), et qui, de plus, interviennent dans le processus de dégradation. Les conditions classiques de pH pour la méthanisation sont comprises entre 6,5 et 8,5. Il est à noter que le pH peut être amené à varier lors du processus de méthanisation proprement dit, en raison notamment de l'étape acidogène. Lorsque cette dernière est trop rapide par rapport aux réactions de consommation d'acide (méthanogénèse), le pH peut fortement baisser et stopper l'activité biologique. Ce phénomène est souvent rencontré dans les milieux concentrés, comme les centres de stockage de déchets (Borzacconi et al., 1997), mais aussi dans les réacteurs de digestion anaérobie industriels fonctionnant à des charges élevées, ce qui a donné lieu à de nombreuses études sur les systèmes de contrôle des procédés dans les années 1980-1990 (Bull et al., 1982 ; Smith et McCarthy, 1990 ; Pauss et Guiot, 1993 ; Moletta et al., 1994 ; Steyer et al., 1999).

La température est un facteur qui a longtemps été (et demeure encore) peu étudié, non pas en raison de son influence sur le processus de méthanisation, mais plutôt parce qu'il est réputé comme avoir été déjà étudié. Or, s'il est vrai que les microbiologistes ont systématiquement analysé

ce paramètre pour le fonctionnement des systèmes enzymatiques de micro-organismes en culture pure, cela est beaucoup moins clair dans des systèmes microbiens complexes tels que celui de la digestion anaérobie. Chaque enzyme possède une température de fonctionnement optimale, correspondant à celle du micro-organisme qui la fabrique. A partir de là, il est fréquent de considérer qu'il existe, en digestion anaérobie, deux zones de fonctionnement « optimal », l'une mésophile (autour de 35°C), l'autre thermophile (autour de 55 °C). Cependant, cette représentation ne semble pas correspondre à la logique du fonctionnement de milieux microbiens complexes, ni à celle de la thermodynamique chimique. S'il est possible de comprendre qu'un grand nombre d'espèces anaérobies puissent fonctionner de manière optimale en régime mésophile (températures voisines de celles régnant dans le tube digestif des mammifères), il est en revanche moins aisé d'expliquer pourquoi le régime thermophile serait également favorable. Par ailleurs, certains auteurs ont montré que la température améliore favorablement les vitesses de réaction anaérobie selon la loi classique d'Arrhénius à condition de laisser le milieu microbien s'adapter à ces nouvelles conditions. Certaines activités microbiennes (en particulier la méthanogenèse) sont maintenues à des températures très élevées dans des conditions dites hyperthermophiles (au-delà de 70°C, Lee et al., 2008).

La synthèse des connaissances fonctionnelles au travers du modèle ADM1

La modélisation mathématique de la digestion anaérobie a été étudiée de manière très intensive au cours des 30 dernières années. L'un des modèles les plus sophistiqués et des plus avancés est le modèle de digestion anaérobie n°1 (ADM1), publié par le groupe de travail pour la modélisation de la digestion anaérobie (Batstone et al., 2002). L'intérêt de ce modèle est qu'il présente une vue condensée des principales connaissances du moment sur les mécanismes de la digestion anaérobie.

Il s'agit d'un modèle structuré comprenant une étape de désintégration et d'hydrolyse, d'acidogénèse, d'acétogénèse et de méthanogénèse (Figure 2). La solubilisation extracellulaire est divisée en une étape de désintégration et une étape d'hydrolyse. La désintégration convertit la « matière organique complexe » en composés particuliers : matière inerte, glucides, protéines, lipides. L'hydrolyse enzymatique transforme ces composés en sucres simples, acides aminés (AA) et acides gras à longue chaîne (LCFA) respectivement. Deux « groupes acidogènes » sont considérés, l'un qui dégrade les sucres, l'autre les acides aminés, en acides organiques, CO₂, hydrogène et NH₃ (dans le cas des acides aminés). Les acides organiques sont ensuite convertis en acétate, hydrogène et CO₂ par trois groupes acétogènes (un groupe pour la consommation du propionate, un groupe pour la consommation du butyrate et du valérate, un groupe pour la consommation des acides gras à longue chaîne issus de l'hydrolyse des lipides). L'hydrogène produit est ensuite consommé par le groupe méthanogène hydrogénotrophe, et l'acétate est converti en méthane par le groupe méthanogène acétotrophe.

Les étapes de désintégration et d'hydrolyse sont représentées par des cinétiques du premier ordre par rapport au substrat. La consommation des composés est représentée à partir d'une loi de Monod pour toutes les réactions biologiques (7). La mort cellulaire est représentée par une cinétique du premier ordre par rapport à la concentration en biomasse. Des fonctions d'inhibition sont incorporées au modèle pour le pH (affectant tous les groupes), l'hydrogène (affectant uniquement les acétogènes) et l'ammoniac libre (affectant principalement les méthanogènes qui consomment l'acétate). La fonction d'inhibition du pH est purement empirique, tandis que les inhibitions par l'hydrogène et l'ammoniac sont représentées par des fonctions non-compétitives.

Les mécanismes physico-chimiques associés aux équilibres acido-basiques et aux équilibres gaz-liquide (transfert de matière) sont également inclus. Au total, le modèle constitue un système d'équation différentielles et algébriques comprenant 26 variables d'état, 19 processus biochimiques et cinétiques, 3 équilibres de transfert gaz-liquide, et 8 équations algébriques implicites.

Le modèle peut également être rendu plus complexe, en intégrant en particulier des mécanismes liés à la dégradation de certains composés, comme les nitrates ou les sulfates (Fedorovich et al., 2003).

L'avantage de ce modèle est son caractère universel quant aux principales étapes importantes permettant de comprendre le déroulement de la digestion anaérobie. Son principal inconvénient est la difficulté à caler tous les paramètres cinétiques et biochimiques associés aux vitesses de réaction : taux de croissance, rendements, constantes d'inhibition, taux de mortalité. Les mesures expérimentales ne permettent que partiellement de répondre à ce défi. En particulier, il n'est encore pas possible de quantifier expérimentalement l'importance de tel ou tel « groupe » de micro-organismes par rapport aux autres dans des milieux biologiques aussi complexe.

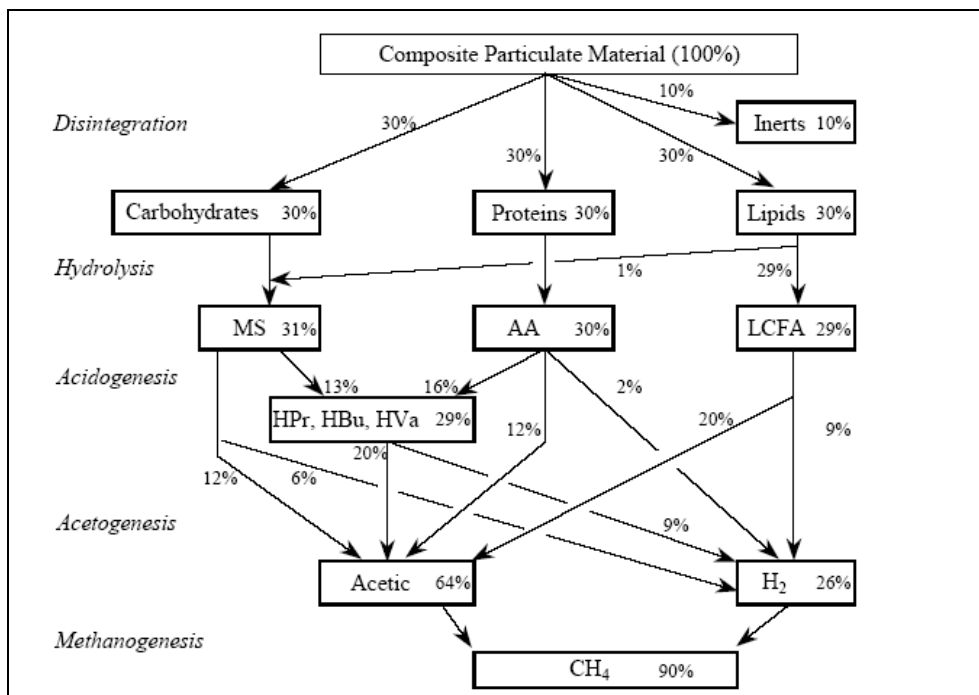


Figure 2 : Processus de dégradation de la matière représenté par le modèle ADM1 (d'après Batstone et al., 2002).

1.2.2.2 Les questions

1.2.2.2.1 Connaissances des populations microbiennes

Les inventaires de bactéries effectués sur des digesteurs anaérobies font état de la présence de plusieurs centaines de micro-organismes différents. On peut se poser la question de savoir si l'ensemble de ces espèces joue un rôle actif dans le processus de la dégradation, ou si seulement certaines sont actives à un moment donné. Le problème se pose donc en terme d'écologie microbienne : en dehors de savoir qui est là (rôle des inventaires), il est également intéressant de savoir qui fait quoi (et selon quelle organisation?). La problématique de la fonction doit donc être posée ! Dans la pratique, la totipotence de ces systèmes est souvent un paradigme permettant d'expliquer leur adaptation à différents types de substrats. Cependant, il peut arriver que certaines fonctions disparaissent ou deviennent indétectables. Nous voyons donc que des phénomènes associés à la dynamique des populations jouent un rôle important...

Enfin, ces systèmes sont généralement composés de bactéries, mais également de protozoaires et de virus, qui ont sans doute un rôle fortement perturbateur, et dont les effets n'ont, à notre connaissance, été peu étudiés en digestion anaérobie.

1.2.2.2.2 La syntrophie et le contrôle thermodynamique des réactions biologiques

Par opposition à l'oxydation aérobie, la conversion anaérobie est une réaction qui libère beaucoup moins d'énergie. C'est pourquoi les micro-organismes anaérobies se sont, en quelque sorte, spécialisés dans une coopération inter-espèces de manière à profiter au maximum du faible rendement global (Schink, 1997). La syntrophie (du grec *trophein* – manger et *syn* – ensemble) est un cas particulier de coopération symbiotique entre deux bactéries dont le métabolisme est différent qui dépendent l'une de l'autre pour la dégradation d'une source de nourriture. Dans les milieux produisant du méthane, le cas typique d'association de syntrophie est l'acétogénèse : les bactéries acétogènes sont des productrices obligées d'hydrogène, dont l'accumulation rend la réaction thermodynamiquement impossible (voir encadré).

Les bactéries syntrophes jouent un rôle clé dans le déroulement global du processus de méthanisation. En effet, les bactéries acidogènes produisent assez rapidement des acides organiques et de l'hydrogène. Or, comme les acides organiques ayant un nombre d'atomes de carbone supérieur à 2 sont oxydés avec production obligatoire d'hydrogène par les syntrophes, et que, de plus, les espèces hydrogénotrophes peuvent être inhibées lorsque le pH diminue, il s'en suit dans certains cas de « surcharge organique » un ralentissement, voire un arrêt complet de l'acétogénèse, dû principalement à l'accumulation d'hydrogène à l'impossibilité thermodynamique de la réaction. La conséquence est un arrêt de la production de méthane car aucune des deux voies ne fonctionne.

D'un point de vue pratique, la mesure d'hydrogène a été utilisée comme facteur d'alerte de la déstabilisation des systèmes anaérobies, ce qui a donné lieu dans le domaine du traitement des effluents à de nombreuses propositions dans le domaine du contrôle des procédés (Archer et al., 1986 ; Harper et Pohland, 1986 ; Mathiot et al., 1992 ; Pauss et Guiot, 1993 ; Moletta et al., 1994). Ces mesures sont pour la plupart réalisées à partir de capteurs capables de mesurer des concentrations faibles d'hydrogène au niveau de la phase gazeuse ; cependant, il ne faut pas oublier que l'hydrogène est produit dans les cellules, donc en phase liquide, et que la détection ne se fait que dans le gaz. Certains auteurs ont montré que les concentrations d'hydrogène dissout sont bien supérieures aux concentrations d'équilibre (Pauss et coll., 1990). Une mesure directe d'hydrogène dissout serait donc bien plus efficace. Des avancées plus récentes, notamment pour ce qui concerne la production d'hydrogène par digestion anaérobie, permettront sans doute de faire avancer cette problématique.

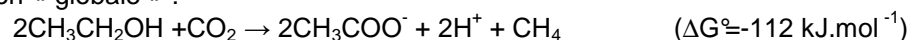
Signalons enfin, toujours sous l'angle pratique, que la dégradation des graisses et de certaines protéines passe par des réactions de syntrophie (voir l'encadré sur la β -oxydation page 10). Or, les graisses constituent des substrats particulièrement intéressants du point de vue de la production de méthane (voir **Tableau 2**, page 17).

Une des étapes clés de la digestion anaérobie, l'acétogénèse, est donc une étape contrôlée par la thermodynamique. Cette connaissance théorique n'est cependant pas traduite en pratique dans les études que nous connaissons sur la modélisation, le dimensionnement, la conduite et le suivi des installations. Il s'agit sans doute d'un champ de recherche à explorer pour l'avenir. Certains auteurs ont proposé des approches dans ce sens, mais traduire en équations des concepts thermodynamiques associés à la biologie est une tâche encore incertaine nécessitant de nombreuses hypothèses de travail, dont certaines sont difficilement vérifiables (Rodriguez et al., 2005).

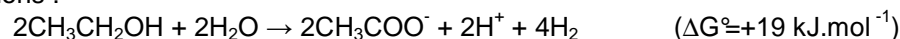
Une association syntrophe célèbre : Methanobacterium Omelianskii.

Un exemple classique de syntrophie est la culture de *Methanobacterium Omelianskii*, bactérie « isolée » dans les années 40 et supposée dégrader l'éthanol en méthane et acétate, et qui s'est révélée être une association syntrophe de deux micro-organismes :

Réaction « globale » :



En réalité, deux transformations successives sont réalisées par 2 micro-organismes différents selon les réactions :



Nous voyons que la première réaction n'est pas réalisable dans les conditions standard (10^5 Pa pour les gaz, 1 mol.l^{-1} pour les substances dissoutes, $\text{pH}=7$) ; il faut une pression partielle d'hydrogène inférieure à 100 Pa pour que la valeur de ΔG devienne négative (et la réaction possible). Il faut donc une espèce partenaire qui consomme l'hydrogène. Cette dernière, qui convertit l'hydrogène en méthane, a besoin de la première pour le lui fournir. En résumé, aucune des deux espèces n'est capable de dégrader seule l'éthanol, c'est seulement cette propriété collaborative qui permet aux deux partenaires de se développer.

1.2.2.2.3 Stœchiométrie et flux de matière

Les représentations classiques des flux de matière et de la stœchiométrie des multiples réactions biologiques de la digestion anaérobie sont généralement basées sur des paramètres de valeur fixée. Dans le modèle ADM1 par exemple, une mole de sucre soluble est systématiquement fermentée en un certain nombre de moles d'acides organiques, CO_2 et hydrogène dans des proportions fixées.

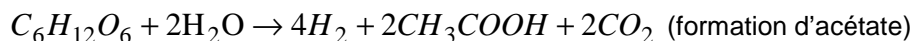
Or, il semble clair que les flux métaboliques sont particulièrement sensibles au mode de fonctionnement des micro-organismes, comme le montrent les études théoriques et expérimentales sur les aspects énergétiques des transformations anaérobies (Thauer et al., 1977). Ainsi, certains auteurs introduisent des coefficients « pseudo-stœchiométriques », c'est-à-dire liés aux conditions opératoires, en particulier dans le domaine de la production d'hydrogène (Aceves-Lara, 2007). D'autres considèrent qu'il est plus correct d'introduire des stœchiométries variables sur la base de l'analyse énergétique (en particulier thermodynamique) des réactions (Rodriguez et al., 2005).

Nous voyons donc que les aspects énergétiques associés aux transformations microbiennes doivent, à un moment donné, venir compléter les approches globales de bilans de masse. Il

s'agit en pratique d'un vaste champ de recherches sur lequel la communauté internationale de la digestion anaérobie s'est encore peu mobilisée, malgré l'intérêt fondamental et pratique des questions qui y sont associées.

1.2.2.2.4 La production de biohydrogène par digestion anaérobie

La fermentation anaérobie des molécules organiques s'accompagne d'une production d'hydrogène quasi inévitable : les électrons produits lors de l'oxydation de la matière organique en l'absence d'oxygène ne trouvent que les protons comme accepteur. Les deux exemples ci-dessous sont les plus connus : il s'agit des deux voies de fermentation du glucose en acétate ou en butyrate.



La production de biohydrogène par digestion anaérobie est un sujet traité par de nombreuses équipes de recherches à travers le monde ; cependant, il faut signaler que le gain « énergétique » brut de cette filière n'est pas évident par rapport à la voie de fermentation allant jusqu'au biogaz.

Dans les essais pratiques, la plupart des auteurs ont travaillé avec des cultures anaérobies obtenues à partir d'inoculum prélevés dans des digesteurs, parfois soumis à des traitements permettant soit de favoriser l'émergence des espèces du type *Clostridium*, soit de bloquer l'activité méthanogène par des méthodes chimiques (Zhu et Béland, 2006 ; Kraemer et Bagley, 2007). Nous ne reviendrons pas ici sur les conditions pratiques de la mise en œuvre de ces fermentations. Signalons cependant que les principaux paramètres évoqués pour réussir à produire de l'hydrogène par fermentation de sucres, sont :

- la préparation de l'inoculum : sélectionner un maximum d'espèces produisant de l'hydrogène, éliminer ou bloquer les méthanogènes.
- le pH : favoriser les réactions produisant l'acétate et le butyrate au détriment des autres voies métaboliques moins favorables à la production d'hydrogène (propionate, lactate, alcools) ; ralentir les méthanogènes ;
- le temps de séjour (favoriser les réactions rapides et limiter le retour et l'installation des méthanogènes) ;
- l'agitation ou le bullage (favoriser l'évacuation de l'hydrogène du milieu et éviter les inhibitions).
- Hawkes et coll. (2002, 2007) relèvent dans la littérature des rendements **ne dépassant pas 2,5 moles d'hydrogène par mole de glucose**, même en conditions optimisées. Sur substrat réel (amidon de blé ou pulpe de betterave sucrière), la même équipe obtient des **rendements proches de 2** (Hussy et coll., 2003 et 2005).

Lay et coll (1999) obtiennent, à partir de fractions fermentescibles d'ordures ménagères, des rendements plus modestes (180 mL H₂ par g de solide volatile, soit environ **1,3 molH₂/mol d'hexose** équivalent). Il semble cependant clair que ces valeurs constituent une gamme haute des rendements obtenus à partir de l'acidogenèse des sucres. La plupart des auteurs obtiennent en effet des rendements qui se situent autour de **1 mol d'hydrogène par mole d'hexose**.

1.2.2.2.5 Les milieux extrêmes

Un certain nombre de milieux particuliers sont généralement peu étudiés du point de vue des processus de dégradation anaérobie. Nous citerons brièvement les principaux :

Milieux hypersalins : L'étude de ces milieux est spécifiquement liée à la production de méthane à partir d'un certain nombre de substrats riches en sels, tels que les effluents de tannerie, les effluents issus de l'industrie de transformation des produits marin, ou certains effluents pétroliers. La présence de concentrations élevées en sels est généralement considérée comme inhibitrice pour la digestion anaérobie. Cependant, il semble que, dans certains systèmes, une tolérance à des concentrations élevées puisse se développer. (Lefebvre et Moletta, 2006). Savoir ici s'il s'agit d'une acclimatation d'espèces existantes à ces conditions, ou du développement de micro-organismes halophiles spécifiques reste encore une question ouverte.

Milieux hyperthermophiles : La méthanisation à forte température peut, en théorie, présenter deux avantages : d'une part, permettre d'accélérer la vitesse du processus ; d'autre part, permettre une meilleure élimination des germes pathogènes. Le petit nombre d'études existantes montre qu'à forte température (70°C et plus), la digestion anaérobie semble possible, bien que les procédés soient moins efficaces qu'en conditions mésophiles ou thermophiles, notamment pour ce qui concerne la

dégradation des acides organiques (Lepistö et Rintala, 1996). Il semble également que certaines fonctions ne puissent plus être assumées au-delà de 75°, en particulier la dégradation des acides organiques (Lee et al., 2008).

1.2.2.2.6 Compétences des communautés anaérobies

Nous concevons de manière assez naturelle que les molécules organiques telles que les sucres, les protéines ou les graisses puissent être facilement assimilées par digestion anaérobie (par analogie, en quelque sorte, avec l'alimentation animale). Qu'en est-il cependant des molécules plus complexes, telles que la biomasse cellulosique ou les xénobiotiques ? Les communautés microbiennes anaérobies sont-elles capables de tout dégrader, ou existe-t-il des impossibilités d'ordre métabolique à ces dégradations ?

1.2.2.2.7 La dégradation de la cellulose et de la lignine

Les déchets municipaux, les produits issus des cultures ou la biomasse forestière ont en commun que l'étape limitante de leur dégradation est l'hydrolyse de la cellulose. La dégradation de la cellulose est un phénomène déjà relativement complexe, en raison de la structure variable de ce polymère (voir Lynd et al., 2004). De plus, à l'état naturel, la cellulose est protégée par de la lignine, qui est un polymère complexe, tridimensionnel et aromatique (Bayer et al., 2007), et fort peu dégradable biologiquement. La rupture de cette « carapace » ligneuse est un enjeu majeur de la valorisation de la biomasse, qu'il s'agisse de digestion anaérobie ou d'autres modes de valorisation comme la production de biocarburants (Mosier et al., 2005). Selon certains auteurs, seuls les organismes capables de produire des peroxydases (enzymes produisant du peroxyde d'hydrogène H_2O_2 pour oxyder la matière organique) peuvent attaquer la lignine, ce qui est le cas de certains champignons en présence d'oxygène (Malherbe et Cloete, 2002). Cependant, l'impossibilité d'une dégradation anaérobie de la lignine n'a jamais été clairement démontrée. De plus, certains écosystèmes naturels méthanogènes, comme le tube digestif des termites xylophages, parviennent à produire du méthane à partir du bois (Braumann et al., 2008).

Nous reviendrons dans la suite sur les stratégies utilisées pour rendre la cellulose plus accessible à la dégradation, en particulier à partir des prétraitements physico-chimiques qui sont utilisés.

1.2.2.2.8 La digestion des substances xénobiotiques

Un certain nombre de substances, comme par exemple les molécules aromatiques ou les hydrocarbures, sont réputées n'être dégradables que dans des conditions très oxydantes. A ce titre, elles ont longtemps été considérées comme inertes dans la digestion anaérobie.

Cependant, ce dogme a été battu en brèche ces 15 dernières années, comme nous l'apprennent Schink (2002) et Field (2002). Certains composés aromatiques (benzène, toluène, phénanthrène) ainsi que certains hydrocarbures aliphatiques peuvent être dégradés en anaérobiose, en particulier avec l'aide de réactions d'oxydo-réduction associées (comme la sulfato-réduction ou la dénitrification). Ces astuces métaboliques, identifiées pour la plupart dans des sols pollués aux hydrocarbures, entraînent que la liste des composés « non biodégradables » en anaérobiose se réduit chaque jour, et qu'il n'existe pas à proprement parler de frontière qui ne puisse être franchie dans le domaine de la biodégradation. Cependant, ces mécanismes, même s'ils existent, sont loin d'être des phénomènes majoritaires ou rapides.

Ainsi, et même si cela demeure à un niveau plutôt restreint, la dégradation de micropolluants organiques « classiques », comme les HAP et les PCB, semble possible en anaérobiose ; d'autres polluants, comme les composés assimilés aux disrupteurs endocriniens tels que les nonylphénols ou les œstrogènes, sont également partiellement décomposés (Patureau et Hernandez-Raquet, 2008).

1.3 GISEMENT ET PRODUCTION DE METHANE

1.3.1 Le biogaz comme source d'énergie

C'est en 1776 que VOLTA met en évidence et isole le «gaz des marais», composé inflammable. Ce gaz, appelé plus tard méthane, provient de la décomposition de la matière organique par des bactéries en absence d'air ; ce phénomène est connu aujourd'hui sous le nom de méthanisation ou digestion anaérobie. Dès la fin du XIX^{ème} siècle, le biogaz est utilisé comme source d'énergie en particulier en Angleterre (éclairage public à Exeter en 1895 à partir d'un biogaz de fosse septique). Par la suite, la digestion anaérobie a été surtout utilisée pour la stabilisation des boues. Vers la fin des années 70, la digestion anaérobie redevient un domaine de recherche actif. Les deux moteurs de ce regain d'activité sont d'une part le premier choc pétrolier, et les besoins exprimés d'explorer de nouvelles sources d'énergie, et d'autre part les contraintes environnementales imposées en traitement des eaux résiduaires industrielles. C'est surtout ce deuxième « moteur » qui fonctionnera jusqu'au tournant du millénaire et l'émergence des problématiques énergétiques et du changement climatique.

Aujourd'hui, la méthanisation (ou digestion anaérobie) est une solution alternative séduisante : il s'agit en effet, dans des conditions technologiques maîtrisées, de produire une énergie renouvelable à partir de matière organique pour la plupart résiduelle, et donc de réduire dans le même temps les flux de polluants. C'est également le principal phénomène responsable de la dégradation de la matière organique dans les installations de stockage des déchets.

Récemment, la production croissante de déchets et de résidus organiques, ainsi que l'émergence de la problématique énergétique à l'échelle mondiale, a donc entraîné un engouement croissant pour cette technologie. La matière organique constitue en effet un réservoir potentiel d'énergie (Tableau 2). Il est par ailleurs possible d'estimer ce potentiel à partir de l'équation théorique de BUSWELL, connaissant la formule brute du composé organique considéré :

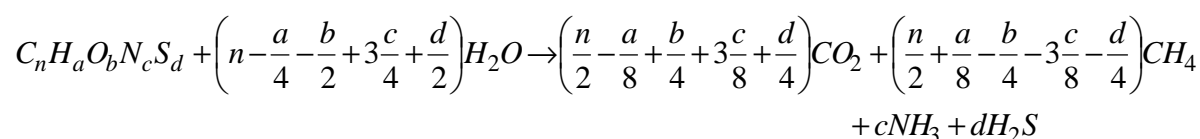


Tableau 2 : Potentiel énergétique maximal lors de la méthanisation de la matière organique.

1 tonne de...	de formule	fournit x Nm ³ de CH ₄ ¹	En TEP ²
Sucres	C ₆ H ₁₂ O ₆	373	0,325
Protéines	C ₅ H ₇ N ₀₂	496	0,432
Graisses	C ₅₇ H ₁₀₄ O ₆	1014	0,882

Cependant, ces chiffres sont obtenus à partir de calculs théoriques. Ils doivent être pondérés compte tenu des points suivants (voir aussi Figure 3, d'après Bernet et Buffière, 2008) :

- Premièrement, ils correspondent à des quantités de matières organiques effectivement dégradées en méthane. Dans la réalité, toutes les substances organiques ne sont pas « dégradables », en particulier certains sucres complexes, les produits ligneux ou les plastiques.
- Deuxièmement, une certaine partie de « l'énergie » contenue dans la matière organique est utilisée par les micro-organismes pour leur croissance et leur maintenance (ce chiffre est de l'ordre de 5 à 10%).
- Enfin, ces chiffres se réfèrent à des substances organiques pures. Dans la réalité, la matière organique se trouve soit sous forme dissoute, soit sous forme particulaire ou solide. La production de méthane à partir d'un produit réel sous forme « brute » va donc dépendre de la concentration en matière organique dégradable dans ce produit et de sa teneur en eau.

¹ Un Nm³ est une notation pour un mètre cube de gaz exprimé dans les conditions normales de température et de pression (1 atm, 0°C).

² TEP : Tonne équivalent pétrole.

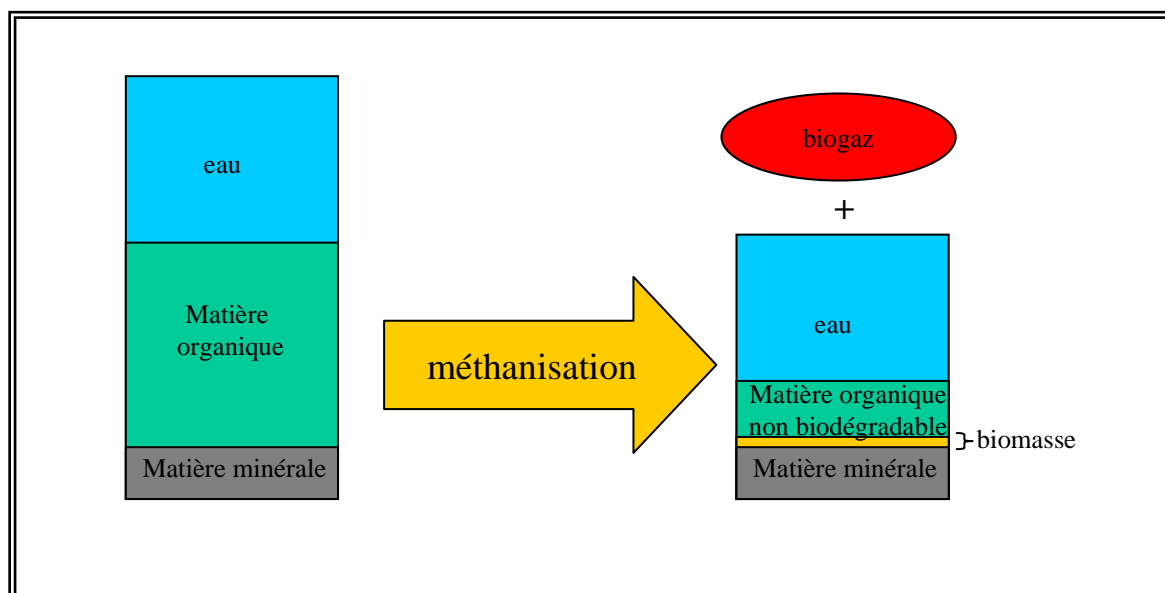


Figure 3 : Seule la fraction biodégradable de la matière organique est concernée par la méthanisation. La croissance des bactéries (biomasse) représente 5 à 10% de la matière organique dégradée.

La production brute d'énergie à partir du biogaz (baromètre Européen du biogaz 2007)

- La production d'énergie primaire ex-biogaz en Europe est de 5,35 MTEP en 2006, soit une progression de 13,6% en un an.
- La production européenne se situe en deçà des limites fixées par le livre blanc des énergies renouvelables (15 MTEP d'ici 2010). La marge de progression est donc encore importante.
- 58% de cette énergie provient des centres de stockage, 18% de la digestion des boues d'épuration, et 24% d'autres filières (digestion d'effluents, méthanisation de déchets ménagers ou agricoles,...), ces répartitions étant très variables selon les pays.
- L'Allemagne produit à elle seule près de 2 MTEP, d'origine diversifiée (centres de stockage, stations d'épuration, méthanisation agricole).
- Le Royaume-Uni produit 1,7 MTEP (principalement à partir du biogaz de centres de stockage).
- La France arrive en 5^{ème} position (0,2 MTEP), le biogaz produit étant principalement issu du stockage.
- Ramené au nombre d'habitants, la France occupe la 16^{ème} position en Europe ; les meilleurs élèves sont l'Allemagne, le Royaume-Uni, le Luxembourg, le Danemark et l'Autriche.

1.3.2 Le gisement et son évaluation

Le gisement global de matières premières aptes à être traité par méthanisation recouvre l'ensemble de la matière organique biodégradable. Il est très difficile de connaître les chiffres exacts de production de tel ou tel produit, mais nous pouvons considérer que le gisement de matière organique est très important, comme en témoignent les chiffres fournis à l'échelle européenne (Tableau 3). Dans cette partie, nous avons souhaité donner quelques éléments permettant de prendre la mesure du potentiel énergétique des différents gisements mobilisables pour la production de biogaz.

Tableau 3 : Production annuelle de déchets organiques en Europe (Bidlingmaier et coll., 2004).

Déchets Agricoles	1000 millions de tonnes
Boues de stations d'épuration	500 millions de tonnes
Fraction organique des ordures ménagères	200 millions de tonnes
Déchets verts et forestiers	550 millions de tonnes
Déchets des industries alimentaires	220 millions de tonnes

1.3.2.1 Les différentes sources de gisement organique

1.3.2.1.1 Gisements éligibles et potentiels méthanogènes

Parmi les sources de matière organique « éligibles » pour la digestion anaérobie, nous considérons tout type de substances pouvant être converties en méthane selon le processus biologique décrit plus haut. Parmi ces substances, nous trouvons des produits dits facilement dégradables, comme par exemple les sucres simples, les alcools simples, les acides organiques à courte chaîne. Mais d'autres composés moins facilement biodégradables sont également concernés, comme les solides complexes, la cellulose, les graisses. Certains composés réputés toxiques peuvent également, dans certaines conditions, être dégradés par méthanisation (Steffen et coll., ADNETT 1998).

Afin de connaître l'aptitude d'un produit à la dégradation par méthanisation, il est nécessaire de caractériser son potentiel méthanogène. Pour cela, des tests permettent de déterminer ce potentiel (BMP, pour Biochemical Methane Potential), c'est-à-dire la quantité maximale de méthane qu'ils sont susceptibles de produire lors de leur dégradation (Angelidaki et Sanders, 2004). Cette mesure permet également, sous certaines conditions, d'accéder à la biodégradabilité du déchet considéré (Buffière et coll., 2006).

Le potentiel méthanogène d'un produit s'exprime à partir d'un volume de méthane (en conditions normales de température et de pression) par rapport à une certaine quantité du produit considéré : unité de masse lorsqu'il s'agit d'un solide, unité de volume lorsqu'il s'agit d'un liquide, matière sèche ou matière volatile, demande chimique en oxygène (DCO)³. Il est donc important de comparer de manière attentive les données bibliographiques, car l'unité utilisée diffère souvent.

L'unité la plus pratique pour comparer des potentiels méthanogènes est la DCO. En effet, il existe une correspondance entre la DCO et le potentiel méthanogène maximal théorique calculé à partir de l'équation de BUSWELL (voir 1.3.1) : le rapport méthane sur DCO est le même lorsque toute la matière organique est convertie (ce rapport est égal à 350 Nm³ de méthane par tonne de DCO dégradée). Tous les produits auront donc un potentiel méthanogène inférieur ou égal à 350 Nm³CH₄/t_{DCO}. L'écart à cette valeur maximale représente la fraction non biodégradable de la DCO.

Dans la réalité, la mesure de la demande chimique en oxygène n'est pas réalisée de manière systématique sur tous les produits, en particulier les solides, pour lesquels il n'existe pas de protocole normalisé fiable. C'est pourquoi nous trouvons dans de nombreux cas des potentiels méthanogènes exprimés par rapport à d'autres unités caractéristiques, comme la teneur en matière sèche ou en matières volatiles.

1.3.2.1.2 Quelles sont les matières premières ?

Dans un premier temps, nous considérons les différentes sources de « matière première » de la méthanisation selon un découpage par origine (et non par utilisation). Il s'agit simplement ici d'établir un aperçu global de la ressource, dont nous détaillerons l'utilisation dans la suite.

Les matières premières éligibles pour produire du méthane par voie biologique sont principalement des matières organiques résiduelles :

³ La matière sèche est le résidu d'un produit après séchage à 105°C ; la matière volatile est la déperdition de matière sèche lors de la calcination à 550°C ; la demande chimique en oxygène est la masse d'O₂ nécessaire pour oxyder complètement un produit.

- Les déchets ménagers et assimilés : il s'en produit environ 47 MT par an en France, une fraction seulement est organique et peut générer du biogaz.
- Les déchets des industries : la quantité produite est estimée à 4 MT par an en France.
- Les eaux résiduaires urbaines et industrielles : les eaux résiduaires contiennent une quantité importante de matières organique facilement biodégradable.
- Les boues de station d'épuration : elles constituent le produit le plus couramment valorisé sous forme de biogaz (production annuelle française : 9 MT).
- Les déchets des cultures et de l'élevage : dans de nombreux pays, les déchets agricoles constituent une part importante de production d'énergie à partir de biogaz.
- Les cultures dédiées : certains pays expérimentent les cultures énergétiques dédiées à la production de méthane plutôt que de biocarburants.

1.3.2.2 Les déchets ménagers et assimilés

Un suivi de la production des déchets ménagers et assimilés est mis en place en France depuis 2000 par l'ADEME. Il apparaît que la production annuelle de chaque français a doublé en 40 ans (de 175 kg/an en 1960 à 350 en 2000 pour les déchets ménagers hors tri sélectif). Il semble cependant, au vu des derniers chiffres, que la production soit en passe de se stabiliser autour d'un tonnage de 46,8 MT (www.ademe.fr, enquête ITOM 2006). Parmi ces déchets, la fraction apte à la production de biogaz (c'est-à-dire la fraction fermentescible, les papiers et les cartons) représente environ 40-45% de la masse brute d'ordures ménagères.

Près de la moitié de ce flux est destiné à être placé en centre de stockage, et donc de produire du biogaz (en 2004, le biogaz de décharge a produit 387 GWh électrique et 61 GWh thermique). La valorisation énergétique du biogaz de décharge est désormais la norme en France et en Europe. En Amérique du Nord, cette pratique semble également répandue, bien que peu documentée (nombre de sites valorisant le biogaz estimé à 300 aux Etats-Unis, Couturier, 2004).

La méthanisation en digesteur est également une solution de plus en plus considérée pour les ordures ménagères. En France, elle ne représentait en 2004 que 1% du flux, mais ce chiffre va augmenter considérablement suite à la mise en service des installations de Lille et Montpellier en 2007 et 2008. En Europe, de nombreuses installations produisent du méthane à partir des fractions organiques des ordures ménagères ou biodéchets (issus du tri à la source) ou à partir des ordures ménagères mélangées ou résiduelles (après tri à la source), comme c'est le cas en Espagne et en France. Aujourd'hui, les installations de méthanisation d'ordures ménagères mixtes ou résiduelles constituent près de la moitié du parc européen des installations de méthanisation d'ordures ménagères, qui était estimé en 2006 à 4 MT/an (De Baere, 2006). Selon le même auteur, la croissance annuelle moyenne du secteur entre 1995 et 2005 est de 15%. Nous pouvons ajouter que cette croissance se poursuit actuellement en raison de l'éclosion des projets français (Lille, Montpellier, Marseille, Paris notamment) dont la capacité cumulée prévue avoisine 1 MT/an.

La production de méthane à partir de déchets ménagers dépend de leur composition et de leur provenance, mais également du mode collecte (Tableau 4) : les ordures ménagères résiduelles contiennent encore beaucoup d'éléments faiblement biodégradables (plastiques, bois), et ont donc un potentiel énergétique plus faible (en terme de méthanisation) que les déchets fermentescibles, comme les biodéchets ou les déchets de cuisine. Signalons également que le tri mécanique des biodéchets ne permet pas vraiment d'en séparer la fraction la plus biodégradable (Macé et coll., 2003).

Pour ce qui concerne les ordures ménagères brutes et résiduelles, il faut souligner que la dégradation biologique ne permet qu'une faible réduction de volume en raison de l'importance des fractions inertes. C'est pourquoi certaines données se réfèrent davantage à la fraction fermentescible des ordures ménagères (ou biodéchets).

Parmi les déchets ménagers et assimilés, seule la partie fermentescible est apte à la production de biogaz. En Europe, la production de déchets ménagers fermentescibles est évaluée à 200 MT (Bildingmaier et coll., 2004). Selon les éléments de composition moyenne donnés par Davidsson et coll (2007), le potentiel récupérable sous forme de biogaz serait proche de 18 millions de TEP. Il s'agit bien sûr d'un scénario dans lequel l'intégralité de cette fraction serait convertie en méthane.

Tableau 4 : Potentiels méthanogènes de déchets ménagers et assimilés (rapportés en Matières Volatiles).

	Potentiel méthanogène	Référence
	$\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg}_{\text{MV}}$	
Papier bureau	0,37	Owens et Chynoweth, 1993
Carton	0,34	Owens et Chynoweth, 1993
Déchets de cuisine	0,54	Chynoweth et coll., 1993
Ordures ménagères brutes	0,2 – 0,24	Chynoweth et coll., 1993
Ordures ménagères résiduelles	0,15 – 0,2	Buffière et coll., 2007
Biodéchets (collecte sélective ou tri manuel)	0,36 – 0,4	Macé et coll., 2003
Biodéchets (tri mécanique)	0,23 – 0,26	Macé et coll., 2003

Le stockage et la méthanisation sont deux voies possibles permettant de valoriser les déchets ménagers et assimilés sous forme de biogaz. A l'heure actuelle, la majorité de la valorisation est réalisée au niveau des centres de stockage. Cependant, la méthanisation avant mise en décharge (Espagne) ou avant incinération et/ou valorisation matière (France) se développe, à la fois pour des raisons législatives (directive « Décharge » de 1999) et pour des raisons liées à la meilleure maîtrise de la mise en œuvre et de la valorisation d'énergie.

1.3.2.3 Les déchets organiques solides des industries

Les industries de transformation des produits agricoles ou d'élevage génèrent également une certaine quantité de déchets organiques bien spécifiques. Nous n'englobons pas dans cette catégorie les déchets banaux issus des entreprises, mais les déchets spécifiques liés à la production.

D'après l'ADEME, les déchets organiques des Industries Agroalimentaires (IAA) désignent l'ensemble des déchets générés par les industries agroalimentaires de transformation et de conditionnement de produits alimentaires animaux ou végétaux. Ils présentent une variabilité saisonnière marquée ainsi qu'une grande diversité : pulpes de betteraves, lactosérum, marcs de raisin, vinasses, déchets de légumes en conserverie, déchets de la viande, sang, os. Les chiffres fournis par le site internet de l'ADEME datent de 1994 : 43 millions de tonnes de déchets seraient produits par les industries agro-alimentaires (Tableau 5).

Tableau 5 : Répartition des 43 Mt de déchets organiques des industries agro-alimentaires françaises en 1994.

Secteur	
Sucrierie, distillerie, betterave	52%
Laiterie, fromagerie	21%
Viande	9%
Meunerie	4,2%
Viticulture	4%
Oléoprotéagineux	4%
Fruits et légumes	3%
Autres	2,8%

La plupart de ces productions sont très facilement biodégradables et génèrent une quantité importante de méthane (voir quelques exemples Tableau 6). Cependant, nous pouvons confirmer les chiffres donnés par Couturier (2004) concernant le potentiel énergétique national en la matière, qui est de l'ordre de 1 million de TEP.

Tableau 6 : Quelques potentiels méthanogènes de déchets organiques d'IAA (données personnelles)

	%MS	%MV/MS	BMP⁴
Marc de raisin	20,0%	75,0%	0,270
Marc de bière	19,9%	95,3%	0,337
Drêche de brasserie	24,0%	96,0%	0,313
Lactosérum	5,6%	89,8%	0,500
Abattoirs (matières stercoraires)	15,0%	82,0%	0,248
Abattoirs (graisses de découpe)	36,7%	99,0%	0,407
Poussière de céréales	87,0%	65,0%	0,360
Tourteaux de colza	91,0%	93,0%	0,428
Terres de décoloration usagées¹	91,5%	36,0%	0,330
Drêche de pommes (fruit)	14,9%	95,6%	0,371
Racine d'endive	15,0%	89,0%	0,266

⁴ BMP : potentiel méthanogène exprimé en Nm³CH₄/kg_{MV}.

1.3.2.4 Les eaux résiduaires urbaines et industrielles

La production moyenne d'eaux résiduaires urbaines se situe autour de 150 L/hab/jour. En termes de charge polluante, on estime que la pollution produite se situe autour de 100 grammes de DCO par habitant et par jour. En France, on estime également que la production d'eaux résiduaires industrielles génère une pollution équivalente à celle des eaux résiduaires urbaines.

Au total donc, nous pouvons estimer très grossièrement que la matière organique dans les eaux usées françaises représente un potentiel de 10 à 12000 tonnes de DCO par jour (soit un potentiel méthanogène « idéal » de 1500 millions de m³ de méthane, ou 1,2 millions de TEP...).

Cependant, les pratiques de gestion des eaux usées ne sont pas fondées sur la valorisation, contrairement aux déchets, mais sur le respect de contraintes de rejets. C'est pourquoi la digestion anaérobie n'est appliquée aux eaux usées que dans certains cas particuliers pour lesquels la production de biogaz n'est généralement pas le moteur principal. Nous abordons dans cette partie certains éléments spécifiques associés à la nature des rejets liquides pouvant faire l'objet d'un traitement avec récupération de méthane.

D'après Jules van Lier (président du groupe spécialisé sur la digestion anaérobie de l'IWA, International Water Association), les mentalités évoluent sous l'influence croissante des pressions écologiques, énergétiques, économiques et législatives : la digestion anaérobie, jusqu'alors réservée à des cas particuliers (dépollution d'eaux chaudes ou très chargées) pourrait devenir une alternative énergétique crédible à l'échelle Européenne dans le domaine du traitement des eaux (Van Lier, 2008).

1.3.2.4.1 Eaux Résiduaires Industrielles

Il est relativement difficile d'obtenir des informations concordantes concernant la mise en œuvre de la digestion anaérobie des eaux résiduaires industrielles. Un rapport datant de 1999 faisait état, à l'époque, d'environ 1400 réacteurs dans le monde (Totzke, 1999). Plus récemment, le nombre d'installations était estimé à près de 2300 (Van Lier, 2008). A l'échelle française, un rapport de 2001 répertorie 95 installations (Bogdan et Servais, 2001). Les industries concernées sont principalement associées à l'alimentation et à la production de boissons, à la production de levures, à l'amidonnerie, à la papeterie et à la chimie.

Parmi les installations françaises, seulement quelques sites valorisaient le biogaz en 2001 (à hauteur de 15 000 TEP), le reste du biogaz étant majoritairement brûlé en torchère. Ce résultat illustre bien que le moteur du développement de la filière biogaz était différent il y a 10 ans : il s'agissait, avant tout, de dépolluer des effluents concentrés en matière organique avant rejet en station d'épuration. Encore récemment, les procédés de traitement aérobies étaient préférés en raison de leur plus grande souplesse d'utilisation, et ce malgré leurs désavantages structurels classiques (forte production de boues, forte quantité d'énergie nécessaire pour l'aération).

Le marché d'équipement actuel n'est pas considéré comme très dynamique du point de vue des constructeurs d'installations ; en effet, la majorité des installations importantes sont équipées, il ne s'agit donc surtout d'un marché de renouvellement. La bonne surprise pourrait provenir de petites installations agro-alimentaires, telles que des petites laiteries ou fromageries, qui pourraient voir dans la digestion anaérobie un mode de traitement élégant des eaux résiduaires leur permettant d'assurer leur autonomie énergétique.

1.3.2.4.2 Eaux Résiduaires Urbaines

Le mode de traitement privilégié des eaux résiduaires urbaines est le traitement aérobique (boues activées). Il associe en général deux étapes : une étape biologique, au cours de laquelle la pollution dissoute est oxydée par les micro-organismes aérobies, et une étape de décantation (clarification) qui permet de séparer l'eau traitée des micro-organismes (ou boues biologiques).

Dans ce mode de traitement, la moitié de la matière organique dépolluée est transformée en boues biologiques (contre 5 à 10% en anaérobie). Il est de plus particulièrement vorace en énergie (près de 80% de la consommation énergétique des stations d'épuration est due à l'aération). Devant ces deux problèmes de taille, certains pays se sont résolument lancés vers les traitements anaérobies plus économiques et écologiques.

Au Brésil, dans certains états (et principalement ceux où la température de l'eau dépasse les 20°C toute l'année), le traitement anaérobie est une solution privilégiée (Foresti et al., 2006 ; Chernicharo, 2006). La principale technologie utilisée est l'UASB (réacteur à lit de boues, voir Van Haeft et al., 2006). Elle permet un abattement primaire de pollution de l'ordre de 60 à 80% selon la nature des eaux à traiter. Il faut donc signaler que cette technologie ne permet pas d'atteindre les normes de rejet souhaitées. Dans la plupart des cas, un post-traitement (aérobie ou autre) permet d'effectuer une « finition » de l'épuration (Van Lier, 2008).

En Inde, différents plans d'actions ont été mis en place depuis 1985 pour le traitement des eaux urbaines. Il s'agit tout d'abord d'un plan d'action sur le GANGE (**GAP**), puis d'un plan national pour la conservation des rivières (**NRCP**). Les essais entrepris dans le cadre du GAP ont été réalisés

sous l'égide d'un projet bilatéral (Inde - Hollande) à KANPUR et MIRZAPUR entre 1987 et 1995. C'est la technologie UASB suivie d'une lagune de polissage fonctionnant avec 24 à 48h de temps de séjour qui a été identifiée comme étant la plus à même de répondre au problème en terme social, environnemental et technologique. Le NRCP est doté d'un budget de 670 M\$, concerne 149 villes de 16 états différents soit une population de 54 millions d'habitant (KHAN et coll., 2001).

Notons cependant que dans le contexte énergétique actuel, la digestion anaérobie des eaux résiduaires urbaines n'est plus seulement le lot de pays « émergents » ou « en développement ». Les recherches actuelles, dans lesquelles les Pays-Bas sont fortement impliqués, ainsi que l'Inde, le Mexique et le Brésil, sont toujours focalisées sur l'optimisation de la chaîne de traitement et la mise au point d'une filière viable de « méthanisation de l'eau ». Mais certains pays développés, comme les Pays-Bas ou le Canada (qui, pourtant, ne figurent pas parmi les pays où la température de l'eau dépasse 20°C) consacrent des programmes de recherche à cette technologie. Cependant, il est également à noter que de faibles températures ne sont pas seulement défavorables du point de vue des vitesses de dégradation. Elles jouent aussi un rôle négatif en augmentant de manière importante la solubilité du méthane dans l'eau, ce qui entraîne qu'une grande partie du potentiel énergétique est perdue, et, plus grave encore, que le méthane est ensuite rejeté à l'atmosphère (rappelons que le méthane est un gaz à effet de serre important !). Dans l'état actuel des recherches, la digestion anaérobie des eaux usées municipales demeure techniquement plus intéressante pour des climats chauds (Urban et al., 2007).

Signalons enfin l'intérêt des traitements anaérobies dans l'optique de l'implantation de nouvelles logiques de traitement décentralisé des eaux usées et des déchets, à l'échelle de collectivités ou de maisons isolées (Kujawa et Zeemann, 2006).

1.3.2.5 Les boues de station d'épuration

La digestion des boues de station d'épuration est une pratique très courante : elle remonte, dit-on, à la fin du XIX^{ème} siècle en Angleterre, et sans doute aux années 1940 en France (Couturier, 2001). La digestion des boues a longtemps été utilisée à des fins de réduction du flux de boues (l'abattement lors de la digestion est de l'ordre de 40%) et à l'hygiénisation (élimination des germes pathogènes), si bien que pendant longtemps, cette pratique n'a pas donné lieu à de réels efforts pour valoriser le biogaz.

En France, la quantité de boues éliminées par digestion a été estimée en 2001 à près de 170 000 tonnes, soit 94 millions de m³ de méthane. La valorisation de ce méthane a produit l'équivalent de 33 000 TEP en 2001, et près de 75 000 TEP en 2006 (Eurobaromètre, baromètre du biogaz). A l'échelle Européenne, la production de biogaz issu de la digestion des boues de stations d'épuration est proche de 1 million de TEP.

Il existe plusieurs catégories de boues de station d'épuration :

- Les boues primaires, qui sont issues de la décantation primaire des eaux usées : ces boues sont riches en matière organique et généralement dégradables à 50-60% (abattement de matières volatiles, d'après Camacho et Prévot, 2008) ;
- Les boues biologiques, issues de la croissance des bactéries aérobies dans les bassins de boues activées, dont la dégradation est un peu moins élevée (30-40%).

En pratique, les stations d'épurations disposant d'une décantation primaire digèrent très souvent des boues « mixtes », c'est-à-dire un mélange de boues primaires et biologiques. La biodégradabilité relativement faible des boues biologiques est à l'origine de nombreuses recherches sur l'optimisation de la digestion anaérobie de ce produit, en particulier au moyen de pré-traitements ou de co-traitements de nature physique, biologique ou chimique (Bougrier, 2005).

1.3.2.6 Les déchets des cultures et de l'élevage

Les déchets des cultures et de l'élevage font actuellement l'objet d'un intérêt tout à fait remarquable dans l'objectif de la valorisation énergétique par méthanisation. Ils ont en particulier occasionné un développement particulièrement intéressant de méthodes de valorisation, souvent désigné sous le terme de « méthanisation à la ferme ». Cette pratique, très répandue en Allemagne (4000 installations) et dans les pays nordiques sous d'autres formes (installations centralisées au Danemark), vise avant tout les déchets de l'élevage (déjections animales) et certains déchets issus de culture. En France, le potentiel énergétique associé à ce type de déchets est estimé à 15 millions de TEP.

1.3.2.6.1 Les déchets de l'élevage

Les principaux déchets de l'élevage sont les lisiers et les fumiers. Les lisiers sont des mélanges de fèces, d'urine, avec parfois des résidus de litière, des eaux de lavage, des résidus d'aliments. Les fumiers sont des mélanges de fèces et d'urine avec une quantité importante de litière. D'un point de vue pratique, la différence entre les deux se fait selon s'ils sont « pompables » (lisiers) ou « pelletables » (fumiers).

Les pratiques d'élevage d'aujourd'hui s'orientent vers l'augmentation moyenne des cheptels à l'échelle Européenne. Le gisement de matière organique est, par conséquent, d'autant plus facilement mobilisable qu'il constitue pour les agriculteurs un déchet parfois difficile à valoriser en épandage, en particulier dans les zones d'excédents structurels comme la Bretagne, le Bénélux ou le Danemark (Védrenne, 2007).

Globalement, l'agriculture française produit 280-300 millions de tonnes de déjections animales dont une partie seulement est récupérée (Tableau 7) ; l'autre partie correspond notamment aux déjections émises directement dans les champs lors du pâturage des bovins. Cependant, ces 300 millions de tonnes sont composés de produits très différents pouvant aller de 2-3% de matière sèche pour certain lisier à plus 30-40% pour certaines fientes avicoles... D'abord, la variation provient du type d'élevage et du mode d'alimentation des animaux (différence entre les porcs à l'engraissement et les truies allaitantes, par exemple). De plus, pour une même catégorie d'élevage, les teneurs varient d'une exploitation à une autre. Il est donc difficile d'obtenir des données consolidées qui permettraient d'estimer le potentiel méthanogène global. Nous avons toutefois relevé quelques gammes de valeurs dans la bibliographie (Tableau 8).

Tableau 7 : Déjections animales récupérées en France (en Mt par an), d'après Védrenne, 2007.

	Fumiers	Lisiers
BOVINS	89	19
PORCINS	6	19
AVICOLE et CUNICOLE	3	6
OVINS et CAPRINS	8	0
TOTAL	106	44

Tableau 8 : Potentiels méthanogènes de différents types de déjections animales (m^3CH_4/kg_{MV})

	Fumiers	Lisiers
BOVINS	0,15-0,45	0,15-0,3
PORCINS	0,15-0,2	0,25-0,4
AVICOLE	ND	0,3-0,5
CUNICOLE	0,15-0,3	0,2-0,3
OVINS et CAPRINS	0,2-0,3	ND

1.3.2.6.1 Les déchets des cultures et de la forêt

Les déchets des cultures sont généralement laissés en place sur le site de récolte. Ils peuvent de manière tout à fait appropriée être utilisés comme ressource pour la méthanisation à la ferme, en co-digestion avec les déjections animales. Il peut s'agir :

- de plantes entières ou restes de plantes (par exemple les feuilles ou les tiges) ;
- les résidus de l'exploitation forestière (feuilles, tiges) ;
- des fruits et légumes abimés ou déclassés ;
- des pailles (plantes céréalières).

Nous pouvons également considérer des gisements régionaux spécifiques, pouvant constituer un réservoir énergétique important dans certains pays (paille de riz, bagasses de canne à sucre, etc.).

Contrairement aux flux de déjections, dont les quantités sont mesurées, il est plus délicat de connaître des chiffres de production brute de déchets de cultures. Ils ne sont en effet généralement pas collectés, et donc peu quantifiés. Ils sont, par ailleurs, très souvent liés à la vision orientée « biomasse » de la valorisation. Cependant, de nombreuses études de méthanisation de ces composés ont été publiées et permettent d'avoir une idée assez correcte de leur aptitude à la production de biogaz (Tableau 9). Le lecteur pourra aussi se référer à des études plus complètes pour approfondir ces données, notamment de Chynoweth (Chynoweth et coll., 1993 ; Owens and Chynoweth, 1993 ; Chynoweth et coll., 2000), de Gunaseelan (2004), ou plus récemment de Ward et coll. (2008). Un sujet utile, quoique fastidieux, serait de compiler l'ensemble des données concernant les potentiels méthanogènes pour produire une base de données actualisée.

Ces chiffres permettent, lorsque la production est connue à l'échelle d'un territoire, de fournir une estimation du potentiel énergétique (voir encadré). En 2000, une étude américaine estimait à 4,1

10^{18} J (90 millions de TEP) le potentiel énergétique « ex biogaz » des déchets de culture aux Etats-Unis, contre $0,3 \cdot 10^{18}$ J pour les déchets d'élevage (Chynoweth et coll., 2000).

Estimation du potentiel énergétique des déchets de betteraves sucrières en Europe

Si nous considérons une production récurrente, par exemple celle de la betterave sucrière, elle génère en Europe environ 35 millions de tonnes de feuilles chaque année (Parawira et coll., 2008). Nous savons par ailleurs que la teneur en matière sèche des feuilles de betterave est de 13,6% environ, dont 75% est de la matière volatile. Le potentiel méthanogène des feuilles de betterave est de 390 m^3 de CH_4 par tonne de matière volatile (Zauner et Kuntzel, 1986).

Nous en déduisons que le potentiel méthanogène européen des déchets de culture de betterave sucrière est de 1,4 milliards de m^3 de méthane (soit une énergie primaire de 1,2 millions de TEP). Cette solution a été testée avec succès à l'échelle d'une ferme (Bohn et coll., 2007).

Tableau 9 : Potentiels méthanogènes des résidus des cultures et de la forêt.

	%MS	%MV/MS	BMP⁵	Référence
Herbe (gazon)	37,0%	88,1%	0,209	Owens and Chynoweth, 1993
Herbe (gazon)	92,4%	85,1%	0,258	Veeken and Hamelers, 1999
Herbe (fourrages)	88,2%	95,8%	0,291	Tong et al., 1990
Herbe (à éléphant)	81,5%	94,9%	0,288	Tong et al., 1990
Feuilles	56,4%	95,0%	0,123	Owens and Chynoweth, 1993
Feuilles	93,4%	84,7%	0,208	Veeken and Hamelers, 1999
Branches	70,8%	93,9%	0,134	Owens and Chynoweth, 1993
Ecorce	89,5%	95,6%	0,025	Veeken and Hamelers, 1999
Paille de blé	94,9%	94,8%	0,203	Veeken and Hamelers, 1999
Paille de blé	ND	ND	0,210	Chandler et coll., 1980
Paille de blé	93,5%	91,3%	0,302	Tong et al., 1990
Paille de blé	92,8%	90,6%	0,333	Tong et al., 1990
Paille de blé	8,4%	86,0%	0,304	Hashimoto, 1986
Paille de blé	8,7%	86,1%	0,318	Hashimoto, 1986
Paille de blé	10,3%	88,7%	0,300	Hashimoto, 1986
Paille de blé	6,0%	87,4%	0,296	Hashimoto, 1986
Paille de maïs	89,6%	93,2%	0,36	Tong et al., 1990
Rafle de maïs	ND	ND	0,275	Chandler et coll., 1980
Feuilles de maïs	ND	ND	0,255	Chandler et coll., 1980
Paille de riz	92,1%	86,3%	0,200	Zhang et Zhang , 1999
Paille de riz	91,0%	89,0%	0,250	Ghosh et coll., 1999
Sorgho (feuilles)	100%	94,7%	0,367	Gunaseelan, 2004
Sorgho (limbes)	100%	91,7%	0,407	Gunaseelan, 2004
Sorgho (fleurs)	100%	96,9%	0,48	Gunaseelan, 2004
Sorgho (racine)	100%	72,4%	0,228	Gunaseelan, 2004
Betterave (feuilles)	100%	81,4%	0,231	Gunaseelan, 2004
Betterave à sucre (feuilles)	13,6%	75,0%	0,392	Zauner et Kuntzel, 1986
Raisin (rafle)	100%	88,9%	0,180	Gunaseelan, 2004
Raisin (rafle)	100%	97,7%	0,240	Jimenez et coll., 1990
Fruits (retraits)	22,0%	98,0%	0,270	données personnelles

⁵ BMP : potentiel méthanogène en Nm³CH₄/kg_{VS}.

1.3.2.7 Les cultures énergétiques

Lors du dernier congrès sur la digestion anaérobie des solides (Hammamet, Tunisie, Mai 2008), près de 20% des présentations ont porté sur la méthanisation des cultures énergétiques, c'est-à-dire de produits agricoles cultivés dans le but de fabriquer du méthane.

D'un point de vue purement technique, la surface agricole peut être dédiée spécifiquement à ce type de culture : il peut s'agir de maïs, de tournesol, de luzerne, de différents types de graminées ensilées, le tout pouvant être conduit en rotation (Amon et coll., 2007). Le bilan global de la méthanisation des cultures énergétiques semble même plus favorable que celui de la production de bioéthanol (Gérin et coll., 2008) tant du point de vue de l'énergie récupérée que du point de vue des émissions de CO₂. Le potentiel énergétique européen des cultures énergétiques serait de l'ordre de 750 millions de tonnes de biomasse ; dans certains pays, comme la Finlande, 25% des terres agricoles pourraient être utilisées dans cette voie (Lehtomäki et coll., 2008). Cette option est sérieusement considérée dans quelques états européens, notamment l'Autriche, la Finlande, l'Allemagne, le Benelux et la Grande-Bretagne.

Tout récemment, les analyses globales portant sur les cycles de production ont indiqué que la mobilisation des surfaces agricoles à des fins énergétiques pouvait avoir un effet de levier important sur les équilibres des marchés alimentaires mondiaux ; la récente hausse des prix des denrées alimentaires, qui a entraîné de nombreux problèmes d'approvisionnement dans certains pays en développement (émeutes de la faim en Haïti), serait en grande partie due au détournement de la production agricole vers les biocarburants dans les pays développés. Si cette relation était confirmée, il est clair que les cultures énergétiques seraient sans doute moins soutenues à l'échelle européenne.

1.3.2.8 Les spécificités régionales de l'exploitation des gisements

Le recensement des gisements de matière organique ne signifie pas que l'essentiel de cette matière organique soit mobilisée pour la méthanisation ! Chaque zone géographique, pays ou groupement de pays développe une stratégie spécifique par rapport au biogaz qui est fonction de ses ressources, sa culture, son niveau de développement économique, le type de production, ...

Nous avons essayé au travers de ce paragraphe de faire un petit tour du monde de la filière biogaz, en fonction des informations que nous avons pu récolter dans la bibliographie et au travers des échanges avec des collègues étrangers.

1.3.2.8.1 L'Europe

Le biogaz de décharge représente encore 58% de la production d'énergie ex-biogaz en 2006. Le reste est produit à 18% par le biogaz issu de la digestion des boues de station d'épuration, et à 24% par d'autres sources de biogaz (parmi ces 24%, la majorité est produite par les installations de méthanisation à la ferme en Allemagne et en Autriche). Cela signifie qu'une grande majorité des pays européens n'a pas encore amorcé sa « révolution du biogaz », comme sont en train de le faire le Danemark ou la Suède, avec des systèmes de digestion centralisés à l'échelle de petites communautés agricoles. Cette révolution passe, bien sur, par le développement de la valorisation de la biomasse agricole, en particulier les déchets de l'élevage et des cultures, qui, nous l'avons vu, présentent un potentiel énorme du point de vue énergétique.

Cependant, il ne faut pas négliger l'essor actuel de la digestion des déchets ménagers et assimilés (biodéchets et ordures ménagères résiduelles) dont le développement actuel est important dans de nombreux pays européens, notamment l'Espagne, l'Italie et la France.

1.3.2.8.2 L'Amérique du Nord

A l'heure actuelle, les Etats-Unis ne développent pas de grands programmes dans le domaine du biogaz. La raison principale est le faible nombre de systèmes incitatifs au développement de ces technologies, même si certains états, comme la Californie, envisagent de se développer dans cette voie, à la fois via des programmes de valorisation énergétique du biogaz de décharge, de digesteurs de boues, ainsi que des programmes de méthanisation de déchets agricoles et d'élevage à grande échelle. Les tensions actuelles sur le marché de l'énergie, ainsi que l'évolution des mentalités individuelles et collectives, seront sans doute des éléments déterminants pour que le développement de cette filière se fasse de manière plus importante à l'échelle fédérale.

Au Canada, il semble qu'également la logique de valorisation énergétique ne soit pas encore fortement développée (0,4 Millions de TEP produit à partir du biogaz de décharge en 2000). En 2007, un rapport du bureau des Ressources Naturelles du Canada faisait état de 50 installations de biogaz de décharge, 25 de digestion de boues, et 10 installations à la Ferme dans tout le pays (Barclay, 2007).

1.3.2.8.3 L'Amérique latine

L'Amérique latine a développé la digestion anaérobie de manière très intéressante depuis le début des années 80. Un bilan établi en 1994 faisait état de près 400 unités de digestion d'effluents agro-industriels dans la région (Borzacconi et al, 1997). Au Mexique, en Avril 1998, le pays possédait un total de 85 digesteurs anaérobies en opération parmi lesquels 34 (40%) traitaient des effluents domestiques (Monroy et al., 2000). Le Brésil est également très avancé dans le domaine des effluents urbains (voir page 23). Mais la technologie est diffusée dans l'ensemble des pays latino-américains, non seulement pour le traitement des eaux urbaines et industrielles, mais également pour la production, à des échelles parfois très locales, de systèmes économiques d'assainissement ou de production de biogaz.

1.3.2.8.4 La Chine

La Chine est historiquement un pays rural. Les efforts consentis par les paysans lors du grand bond en avant ont souvent conduit à des déséquilibres vis-à-vis des ressources naturelles : déforestation massive, appauvrissement des sols.

L'utilisation de la digestion anaérobie des résidus agricoles et des déjections humaines et animales semble remonter à de nombreuses décennies en Chine (depuis les années 30). Des programmes spécifiques pour le développement d'installations au biogaz ont vu le jour dans les années 70, puis dans les années 80-90.

En pratique, l'utilisation du biogaz par les paysans chinois permet d'économiser les autres sources de combustibles qui font souvent défaut (bois, paille, etc.), de contribuer à limiter les rejets animaux dans les nappes phréatiques, et de permettre la production d'un amendement organique pouvant aider à régénérer les sols. En 2005, 17 millions de foyers ruraux ont produit près de 6,5 milliards de m³ de biogaz (5,6 millions de TEP). Le potentiel global est estimé à plus de 100 millions de TEP (Yu et coll., 2008). Il semble également que d'autres programmes de développement fassent appel au biogaz, principalement dans le domaine du traitement des déchets organiques industriels et municipaux.

1.3.2.8.5 L'Inde

L'Inde a également lancé un programme de production de biogaz en milieu rural à l'échelle des familles. En 2005, le nombre de digesteurs était estimé à 4 millions d'unités, avec une croissance annuelle de 500 000 ! Ces installations fonctionnent principalement avec du lisier bovin, en co-digestion avec des déchets végétaux non ligneux. L'intérêt de la digestion est une fois encore de permettre à des populations d'avoir accès à une énergie gratuite pour la cuisson des aliments et pour l'éclairage, en particulier dans des zones faiblement boisées (Chanakya et Moletta, 2005). Toutefois, la viabilité économique de cette solution nécessite un soutien aux populations, notamment sous forme de microcrédits, d'améliorations techniques, et également d'aide à l'exploitation des installations (Srinivasan, 2008).

L'Inde développe également un programme pour le traitement anaérobie des eaux résiduaires urbaines (voir page 23).

1.3.2.8.6 L'Afrique

Il est assez délicat de regrouper toutes les actions entreprises sur le continent africain dans le domaine de la méthanisation. D'une part, les problématiques environnementales sont assez récentes sur ce continent. Nous retrouvons cependant des actions de recherche et de démonstration de digestion anaérobie d'effluents industriels et de boues dans la plupart des pays du Maghreb. Une ressource importante dans cette zone est constituée par les résidus associés à la production d'huile d'olive (margines et grignons) dont une partie importante peut être traitée par digestion.

Certains pays du sud-ouest de l'Afrique, tels que la Tanzanie et le Zimbabwe, ont des actions de développement de la méthanisation selon un schéma analogue aux modèles agricoles chinois ou Indien : il s'agit de petites installations familiales ou collectives servant à produire du biogaz pour le chauffage et de l'amendement organique à partir des déjections d'animaux. La Tanzanie, par exemple, a réitéré plusieurs programmes depuis les années 1970, afin de lutter contre la déforestation liée au prélèvement de bois de chauffage (Mwakaje, 2008), et près de 800 foyers sont équipés de digesteurs allant de 6 à 18 m³. Au Zimbabwe, près de 400 installations de 3 à 16 m³ sont en fonctionnement (Jingura et Matengaifa, 2008). Toujours selon les mêmes auteurs, il semble que très peu de pays africains ne captent le biogaz de décharge, qui est pourtant le mode privilégié de traitement des déchets urbains en Afrique.

1.3.3 Limitations à l'exploitation des gisements

Nous l'avons vu, le gisement potentiel de matière organique pouvant être mobilisé pour la production de méthane est important : il pourrait représenter près de 10% de la consommation énergétique Française, sans compter l'immense réservoir représenté par les déchets issus de l'agriculture. Mais la question n'est pas de fabriquer du biogaz partout et à tout prix. Il s'agit plutôt que la filière puisse trouver sa place et son équilibre dans le bouquet énergétique renouvelable de demain.

Les limitations à l'exploitation de ce gisement sont nombreuses, aussi ne mentionnerons-nous pas dans le présent rapport celles dont l'origine est d'ordre réglementaire ou politique. Nous nous intéresserons plutôt à expliquer quelles sont les limites techniques à l'exploitation de ce gisement :

- Les limitations liées à la production de méthane et au pouvoir méthanogène ;
- Les limitations liées à des produits à fort pouvoir méthanogène, mais posant problème lors de la mise en œuvre pratique.
- Les limitations liées à la mobilisation du gisement.

1.3.3.1 Une limitation intrinsèque : le potentiel méthanogène

1.3.3.1.1 Mesure du potentiel méthanogène

Le potentiel méthanogène est une propriété intrinsèque de la matière organique. Il est le témoin en quelque sorte de l'aptitude d'un déchet à générer du méthane. La mesure du potentiel méthanogène d'un produit donné est un problème non encore résolu, en ce sens qu'il n'existe pas de protocole standardisé universellement utilisé. Nous trouvons cependant un certain nombre de normes pour ce test (en France, norme ISO 11734 pour l'estimation de la biodégradabilité ultime par mesurage de biogaz), mais il faut admettre que très peu d'équipes l'utilisent.

Les équipes de recherche à l'échelle mondiale ont pendant longtemps utilisé des protocoles de mesure tout à fait adaptés, quoique différents. Le principe global de la mesure est le même :

- Placer une quantité connue de produit à tester dans un milieu spécifique ;
- Ajouter un inoculum constitué de bactéries actives capables de faire du méthane ;
- Mesurer la production de biogaz (et de méthane) au cours du temps.

Certaines différences apparaissent lorsque nous étudions de manière plus détaillée les protocoles, en particulier au niveau de la préparation et de la composition du milieu, de la durée des essais, ou de la méthode de mesure du biogaz et (surtout) du méthane produit. En particulier, certains auteurs n'utilisent qu'un bilan carbone car le test ne sert qu'à déterminer la biodégradabilité : il s'agit donc de connaître la quantité de carbone introduite, et de mesurer la quantité de biogaz produite (CH_4 et CO_2 n'ayant chacun qu'un atome de carbone) pour avoir une estimation de la biodégradabilité mais pas du pouvoir méthanogène (Shelton et Tiedje, 1984). Owen et coll. (1979) ont, les premiers, proposé une technique de mesure complète pour l'estimation du pouvoir méthanogène. C'est dans l'esprit de cette technique que d'autres auteurs ont perfectionné la méthode (Chynoweth et coll, 1993). Les grandes lignes associées à la détermination du potentiel méthanogène ont été mises à plat à l'occasion d'un groupe de travail Européen sur l'harmonisation des tests de méthanisation en 2002. Bien que ce travail n'ait pas pu être mené complètement à terme, une publication en reprend les principaux éléments (Angelidaki et Sanders, 2004), et des tentatives pour fixer les derniers détails et proposer une méthodologie commune à l'ensemble de la communauté scientifique est en cours (travaux en marge du dernier congrès sur la digestion des déchets solides, Mai 2008).

Conditions générales pour la mesure de potentiels méthanogènes

Inoculum : utiliser des boues anaérobies acclimatées ou provenant d'un digesteur de boues urbaines ; La concentration en inoculum se situe entre 3 et 5 grammes par litre en matières volatiles.

Température : la température n'affecte pas le pouvoir méthanogène, elle joue simplement sur la vitesse de production de méthane. L'inoculum utilisé doit être préalablement adapté à la température de travail.

Milieu : le milieu de culture doit comporter des éléments nutritifs nécessaires au développement de la biomasse méthanogène (azote, phosphore, certains métaux comme le fer, le cuivre ou le nickel). Un milieu type est proposé dans Angelidaki et Sanders, 2004.

Produit à tester : la quantité à ajouter correspond à la moitié (en matière volatile) de la quantité d'inoculum ; une quantité inférieure peut être nécessaire lorsque le produit testé est suspecté d'être difficile à dégrader, toxique ou inhibiteur.

Anaérobiose : elle est assurée par le bullage initial du milieu d'un mélange N_2 / CO_2 (80-20 ou 70-30).

Mesure du biogaz : il en existe de toute sorte, par déplacement d'eau ou par différence de pression.

Mesure du méthane : la teneur en méthane peut être dosée par chromatographie en phase gazeuse. Combinée à la mesure du volume de biogaz produit, la mesure de la teneur en méthane permet de calculer le méthane total produit lors de la dégradation.

Réacteurs témoins : un réacteur témoin contenant le milieu et l'inoculum seul est obligatoire ; il permet de mesurer la production de méthane résiduelle de l'inoculum (respiration endogène). D'autres réacteurs témoin, contenant des produits connus ou standard, peuvent également être utilisés pour confirmer la validité des mesures.

Durée de l'essai : l'essai doit durer tant que du méthane est produit par la dégradation du produit considéré ; il est possible de considérer que l'essai est terminé dès lors que le réacteur produit à nouveau la même quantité de méthane que le témoin. Selon la température et les produits considérés, un test de potentiel méthanogène dure de 20 à 50 jours.

Calcul du potentiel méthanogène : le calcul du potentiel méthanogène se déduit de la quantité de méthane produite dans le réacteur minorée de la quantité produite par l'inoculum dans le réacteur témoin ; le tout est divisé par l'unité caractéristique du produit (quantité de DCO ou de matière volatile).

Réplicats : il est conseillé de réaliser les essais en triple, c'est-à-dire dans 3 réacteurs en parallèle dans les mêmes conditions. Pour notre part, nous préconisons de réaliser des essais successifs dans le même réacteur : nous avons en effet remarqué que la première mise en contact de produit avec un inoculum non adapté pouvait donner une valeur plus faible du pouvoir méthanogène.

1.3.3.1.2 Les produits à faible potentiel méthanogène

Rappelons le, tous les produits organiques ne donnent pas la même quantité de méthane lors de leur dégradation : ainsi, les graisses, sont beaucoup plus énergétiques que les sucres ou les protéines. Cette composition biochimique établit une première hiérarchie entre les produits susceptibles d'avoir un pouvoir méthanogène plus ou moins élevé (cf. **Tableau 2** page 17).

La seconde hiérarchie concerne la biodégradabilité anaérobie des produits, c'est-à-dire leur aptitude à être dégradé en méthane. Nous avons vu qu'un certain nombre de composés organiques ne se prêtent que difficilement à la dégradation. Pour les déchets, c'est en particulier le cas des plastiques ou des déchets ligneux.

La teneur en fibres, et en particulier en lignine, a parfois été évoquée comme un bon indicateur de biodégradabilité et du pouvoir méthanogène. Suite aux travaux de Chandler et coll. (1980), qui ont les premiers établi une relation entre la teneur en lignine et la biodégradabilité, d'autres auteurs ont utilisé les mesures de fibres (Tong et coll., 1990 ; Eleazer et coll., 1997 ; Gunaseelan, 2007). Nous avons regroupé certaines données pour produire une relation entre la teneur en lignocellulose et la biodégradabilité (Figure 4) : il semble qu'une corrélation intéressante puisse être établie, bien que la dispersion des points soit encore importante.

Il faut souligner néanmoins deux points importants qui rendent difficile l'interprétation directe de ces résultats :

- La teneur en lignine et cellulose n'est pas, en toute logique, un critère satisfaisant : en effet, la cellulose est à grande majorité biodégradable.
- Il ne faut pas oublier que chaque produit organique se compose d'une fraction soluble et d'une fraction non soluble : la partie non biodégradable de la fraction non soluble peut être approchée à partir de la teneur en fibres et en matières plastiques, mais la partie non biodégradable de la fraction soluble est beaucoup plus complexe à appréhender.

Nous retrouvons donc ici, en grande partie, une problématique commune avec tout ce qui concerne la valorisation de la biomasse par voie biologique ou chimique, à savoir que la partie difficile à dégrader de la paroi des végétaux demeure un obstacle à la valorisation.

Nous aborderons dans la suite les solutions envisagées pour améliorer la biodégradabilité d'un composé, en particulier les pré-traitements et co-traitements possibles.

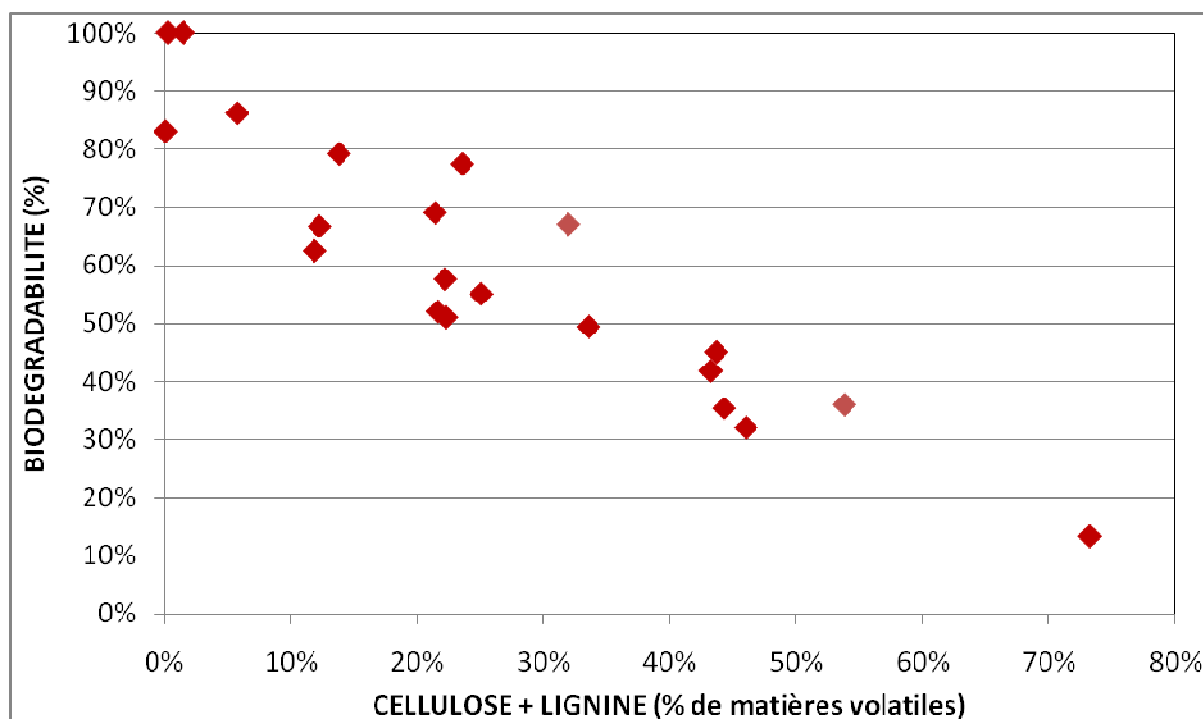


Figure 4 : Influence de la composition en lignine et cellulose sur la biodégradabilité de différents déchets solides (Buffière et coll. , 2008).

1.3.3.2 Produits présentant des difficultés en méthanisation

D'autres composés, généralement disponibles et facilement mobilisables, présentent une aptitude certaine en méthanisation, mais ne peuvent pas être valorisés en l'état pour des raisons associées au fonctionnement du procédé ou de la chaîne trophique de la méthanisation :

- Soit qu'ils présentent une déficience d'un ou plusieurs éléments nutritifs essentiels à la digestion anaérobie (azote, phosphore, autre,...) : c'est en particulier le cas de nombreux rejets industriels, notamment de la chimie, qui ne contiennent parfois que du carbone : il faut alors prévoir des compléments minéraux à ajouter.
- Soit qu'ils contiennent des substances toxiques ou inhibitrices, auquel cas seule une dilution peut permettre de les rendre dégradables dans une logique industrielle ;
- Soit qu'ils entraînent des problèmes opérationnels au niveau du procédé (moussage, ...).

Le cas « emblématique » de ces produits est celui des graisses, qui présentent les trois caractéristiques citées plus haut. Les graisses possèdent, nous l'avons vu, un excellent pouvoir méthanogène, et représentent une source d'énergie très intéressante en méthanisation.

Cependant, leur digestion « directe » en réacteur industriel est rarement fructueuse :

- Les graisses présentent un fort excès en carbone ;
- Les intermédiaires réactionnels qui interviennent dans la digestion des graisses (acides gras à longue chaîne) présentent parfois un caractère inhibiteur ;
- Les graisses ont tendance, lorsqu'elles sont en excès, à former des agglomérats en raison de leur faible solubilité dans l'eau, ce qui entraîne de nombreux problèmes d'accès à la nourriture pour les bactéries, mais aussi en termes de gestion du procédé.

Dans bien des cas, la co-digestion de matières « à problème » avec d'autres produits peut permettre d'atteindre une solution acceptable.

1.3.3.3 La mobilisation du gisement

Il peut se présenter des cas où le gisement existe, mais n'est pas forcément mobilisable pour la valorisation sous forme de méthane :

- il est diffus ou peu accessible, comme par exemple les déchets forestiers ou les déchets des récoltes laissés sur place : la collecte et la centralisation de la valorisation en méthanisation peut alors présenter un surcoût considérable.

- Le gisement ne peut pas être utilisé dans les conditions techniques et/ou économiques du moment : nous pensons en particulier au cas des eaux résiduaires urbaines en zones tempérées ou froides.

D'autres facteurs, bien sur, contribuent à limiter l'exploitation des gisements, mais cette fois davantage en termes de performance de valorisation au niveau des installations. Nous aborderons, en particulier, les problèmes liés à la récupération et à la valorisation énergétique des biogaz (partie 1.4, L'utilisation du biogaz : les filières de valorisation), qui peuvent représenter une limitation importante à l'exploitation du potentiel énergétique. Nous mentionnerons également les limitations associées aux procédés en tant que tels, en insistant en particulier sur la notion de performance des installations (partie 1.4, les procédés).

1.3.4 Les perspectives en recherche et développement associées aux matières premières

1.3.4.1 La connaissance des matières premières

- *Mode de collecte, stabilité, fiabilité de la ressource* : cet aspect est de plus en plus évoqué. Il semble en particulier que les campagnes de caractérisation soient incomplètes ou non représentative du déchet qui *in fine* se retrouve à traiter.
- *Composition, biodégradabilité, et production de méthane* :
 - Besoin de méthodes unifiées (tests BMP, DCO, etc...) ;
 - Besoin de mesures rapides (indicateurs) pour la biodégradabilité des produits ;
 - La biodégradabilité d'un déchet en centre de stockage est-elle la même que dans un réacteur de méthanisation ?
- *Méthodologie pour le suivi de la dégradation* : Besoin d'identifier des paramètres pour situer les performances d'un traitement : la production de méthane, à elle seule, ne permet pas de dire si le traitement fonctionne ou pas. Il faut se référer à un fonctionnement limite (maximum).

1.3.4.2 La co-digestion

- Co-digestion permettant de valoriser un produit problématique ou généré à faible flux : c'est en particulier le cas des graisses, pour lesquelles les mécanismes de dégradation sont problématiques.
- *Co-digestion dans le cadre de plateformes de méthanisation* : les aspects concernant la compatibilité des sources en termes de composition biochimique ou de consistance / rhéologie, ainsi que la gestion des fluctuations saisonnières des approvisionnements.

1.3.4.3 Les pré-traitements

La problématique générale des prétraitements est d'améliorer le pouvoir méthanogène et/ou permettre un meilleur fonctionnement des installations. Il existe beaucoup de travaux en recherche actuellement, sur l'influence des pré-traitements sur la production de méthane, mais relativement peu sur les **effets** des prétraitements sur la structure des matrices traitées (mode d'action). A titre d'exemple, le traitement thermique d'un lisier reste parfois sans effet sur la production globale de méthane, mais c'est parce qu'en fait, il y a deux effets opposés :

- Un effet favorable de décomposition thermique de la matrice solide, qui améliore la biodégradabilité ;
- Un effet défavorable, induit par des réactions de condensation (Maillard) conduisant à la production de molécules non biodégradables.

Les pistes suivantes constituent des champs de recherche à explorer :

- *Effets physiques et mécaniques* : Réduction de la taille, amélioration de l'accessibilité de la matière organique.
- *Effets mécaniques et biologiques (PTMB)*, et en particulier l'analyse de la place du réacteur de méthanisation dans la filière de traitement.
- *Effets chimiques et thermiques* : l'objectif est de rendre plus biodégradable des molécules initialement réfractaires.
- *Effets biologiques ou enzymatiques* : les effets de ces traitements peuvent être doubles, améliorer l'hydrolyse des composés cellulotiques, mais aussi dégrader une partie de la matière organique au risque d'en réduire le pouvoir méthanogène.

1.3.4.4 L'analyse environnementale

La gestion des gisements, comme par exemple à l'échelle d'un territoire, peut-elle être faite de manière centralisée et organisée de manière à pouvoir mettre en relation le producteur de déchet (collectivité, industrie, agriculteur) et les utilisateurs de produits finaux (gaz, électricité, chaleur, compost...). Les **outils d'analyse environnementale** (type ACV, analyse multicritère) ainsi sans doute que des outils des sciences sociales peuvent apporter des réponses à ces problématiques.

La gestion optimisée des flux nécessite la mise en œuvre d'une véritable approche d'**écologie territoriale**.

1.4 LES PROCEDES

1.4.1 Les installations de stockage des déchets

1.4.1.1 Un bref historique de la réglementation...

Depuis une trentaine d'année, la réglementation européenne hiérarchise les mesures à prendre pour garantir la valorisation et l'élimination des Déchets Non Dangereux (DND). La prévention et la réduction de la production de déchets sont nettement privilégiées par la loi sur les déchets du 13 juillet 1992 (transcription de la directive Européenne 91/156/CE). La valorisation matière et énergie viennent ensuite... L'élimination par stockage doit être envisagée dans le cas où les alternatives de traitement ne sont pas ou plus applicables. Le stockage est alors considéré comme l'étape ultime dans la gestion des DND, la réglementation interdisant le stockage de déchets bruts à compter du 1^{er} juillet 2002. L'arrêté du 9 septembre 1997 (dernièrement mis à jour le 19 janvier 2006) définit plusieurs classes d'Installation de Stockage avec l'ISD de classe II correspondant au stockage des déchets non dangereux (dénommée ci-après ISDND). Il s'agit dorénavant de stocker les déchets dans des conditions sanitaires satisfaisantes intégrant la maîtrise et le contrôle des flux entrants (déchets, eaux de pluie) et des flux sortants (collecte et traitement du biogaz et lixiviats). Depuis 2002, les installations de stockages sont dorénavant conçues pour stocker les déchets ultimes et non dangereux issus des ménages (ordures ménagères résiduelles OMR), les déchets de voiries et de marchés, les déchets verts des collectivités, les boues de station d'épuration, les déchets verts et encombrants des ménages (issus des déchetteries) et les déchets non dangereux des entreprises. Par ailleurs, la directive 1999/31/CE du conseil européen du 26 avril 1999 « concernant la mise en décharge des déchets » et la décision 2003/33/CE du conseil du 19 décembre 2002 « établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges (...) » mettent en avant les orientations nécessaires en matière de gestion et de traitement des déchets ménagers, encourageant la collecte séparée des déchets organiques, le tri, le recyclage dont la valorisation matière et énergétique. La directive 1999/31/CE encourage de nouvelles filières alternatives au stockage et fixent des objectifs et échéances de réduction des quantités de matière organiques fermentescibles : 25% en 2006, 50% en 2009 et 65% en 2016, sur la base des données disponibles sur EUROSTAT de production de DMA en 1995. La politique générale de la communauté européenne a été confirmée par la Directive 2006/12/CE du 5 avril 2006 relative aux déchets.

1.4.1.2 Gisement et filières de traitement

La Figure 5 ci-dessous résume les principaux modes de gestion des déchets non dangereux en relation avec le stockage. Nous verrons par la suite que ces différentes filières de gestion influent sur la quantité et la qualité des déchets éliminés en centre de stockage.

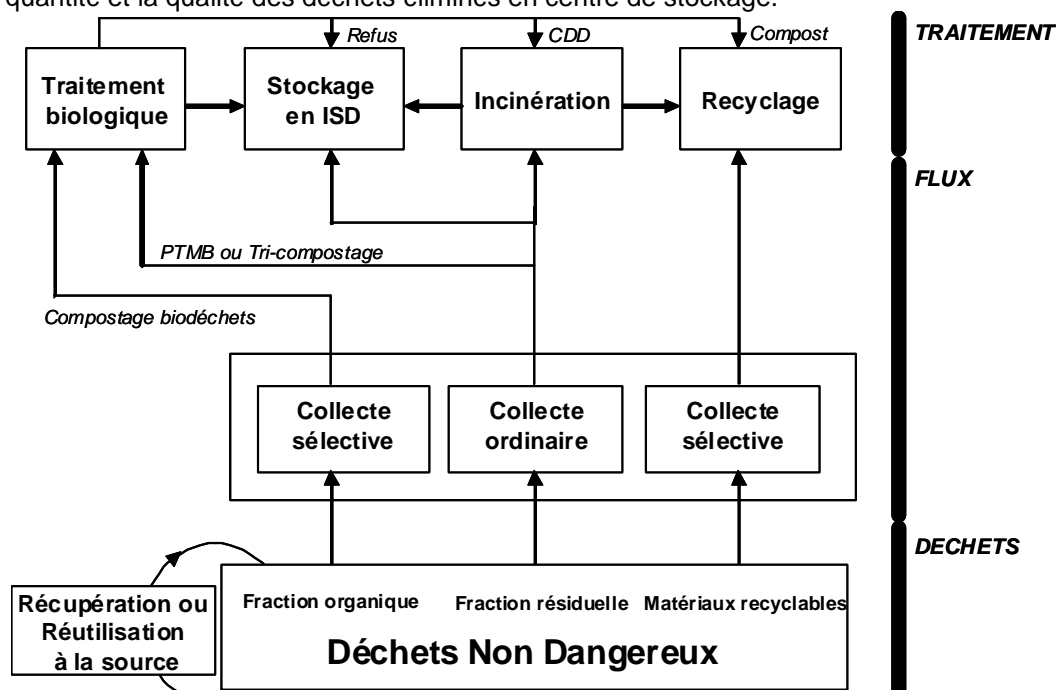


Figure 5: Gestion intégrée des déchets non dangereux : du producteur au centre de stockage (modifiée d'après COWI, 2000).

Gisement : origine et devenir. Les déchets non dangereux correspondent aux déchets issus des collectes municipales des déchets des ménages (Ordures ménagères : OM) et PME (Déchets Industriels Banals : DIB) et autres déchets tels que les résidus d'opérations de traitement (résidus de déchetteries, résidus de traitement biologique de déchets verts, résidus de traitement de l'eau). Par conséquent, du fait de ces diverses sources, les DND sont constitués de matériaux de nature très variés, soit biologiquement inertes (plastiques, matériaux minéraux et métalliques), soit biodégradables (déchets alimentaires, déchets verts, boues, papiers – cartons,...).

En France, la production de déchets municipaux atteignait 47,5 millions de tonnes (Mt) en 2006 dont 22 Mt d'ordures ménagères résiduelles (OMR) issues de la collecte directe auprès des ménages (OM *sensu stricto*, soit 353 kg/hab./an), 4,6 Mt de DIB collectés avec les OM (et « assimilés » à des OM), 8,8 Mt de boues de station d'épuration, 0,9 Mt de déchets verts de collectivité, 4,2 Mt de déchets de voirie et marchés et 6,0 Mt d'encombrants et déchets verts des ménages (ADEME, 2007). En outre, les déchets non dangereux des entreprises, collectés de manière privée, correspondait à 79,2 Mt en 2004.

En terme de devenir, sur les 26,6 Mt d'ordures ménagères *lato sensu* (soit 57% des déchets municipaux : 22 Mt d'OMR + 4,6 Mt de DIB), 43% sont traités par voie par incinération, 38% sont stockés en ISDND (Installation de stockage de déchets non dangereux, classe II), 13% sont recyclés et 6% sont traités par voie biologique (dont moins de 1% par digestion anaérobie). Hors IAA, les déchets non dangereux issus des entreprises représentaient 40,9 Mt en 2004 (ADEME, 2007). 80% des 21,7 Mt de déchets non dangereux produits par les entreprises industriels et commerciales de 10 salariés et plus sont valorisés, soit par valorisation énergétique (14,8%), soit par valorisation matière (64,7%).

D'après les dernières données disponibles (Données ITOM 2006 : ADEME 2008), sur 47,5 Mt de déchets entrant dans une unité de traitement, 22,9 Mt (48,3%) sont éliminés en ISDND (classe II). Dorénavant, plus de la moitié des entrants dans une installation de traitement en 2006 ont été valorisés : 27,2% incinérés dont 26,0% avec valorisation énergétique, 13,5% triés, 10,6% compostés, et 0,3% méthanisés. Ces données confirment le rôle incontournable du stockage, maillon ultime des filières de traitement et d'élimination des déchets.

Caractéristiques des déchets stockés en ISDND : la mise en place du tri à la source et/ou après collecte contribue à modifier considérablement les quantités et les qualités des déchets ultimes avec, en particulier, la diminution de la charge non organique (recyclage du verre et des éléments métalliques) et, par conséquent, une augmentation du taux de matière organique dans le déchet résiduel susceptible d'être stocké. Le compostage des biodéchets et des déchets verts et le prétraitement mécano-biologique (PTMB) avant stockage des ordures ménagères sont des filières actuellement développées en Europe afin de minimiser le recours au stockage ultime.

Des données sont disponibles sur la composition des déchets susceptibles d'être stockés en classe II. Le Tableau 10 présente la répartition des déchets stockés en décharge de classe II (ADEME, 2008). Les ordures ménagères résiduelles et les déchets banals en mélange représentent les $\frac{3}{4}$ du gisement stocké, ces derniers représentant 32%. Signalons la part non négligeable des déchets dangereux (1,5%) qui seraient stockés en 2006 dans les ISDND. Les 22,9 Mt sont stockées dans les 303 installations de stockage répertoriées en 2006.

Tableau 10 : Répartition des déchets stockés en décharge de classe II - Données 2006.
Source : ADEME, 2008.

Libellé du déchet	Mise en décharge de classe II	
	Tonne	%
Déchets dangereux	347093,72	1,51
Déchets organiques	63384,17	0,28
Matériaux recyclables	245407,46	1,07
Ordures ménagères	9700132,45	42,29
Déchets banals en mélange	7369198,07	32,13
Boues	502287,3	2,19
Déblais et gravats	852145,84	3,71
Compost	870	0,00
Résidus de traitement	2220763,85	9,68
Mâchefers	240703	1,05
Equipements hors d'usage	1318885,62	5,75
Non précisé	77729,483	0,34
Total	22938600,96	100,00

La dernière campagne de caractérisation des ordures ménagères en France a été réalisée par l'ADEME en 1993 sur la base de la procédure MODECOMTM (ADEME 1999), méthode normalisée depuis plusieurs années et récemment mise à jour (AFNOR NF XP X30-408, 2007). La composition en catégorie de déchets est présentée dans le Tableau 11. Bien que relativement ancienne, cette campagne fournit des informations utiles sur la charge organique des ordures ménagères dans les années 90. En considérant que les 6 premières catégories sont majoritairement constituées de matière organique potentiellement biodégradable (elles sont constituées à plus de 80% de matière organique), la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) représente 49,2% de la matière sèche (MS), correspondant à 61,1% de la masse humide (MH).

Tableau 11: Composition des ordures ménagères, procédures MODECOMTM - Données 1993.
Source : ADEME, 1999.

N°	Catégories	Répartition matière		Répartition humidité	Répartition Matière Volatile	Teneur en carbone	Teneur en azote
		%MH	%MS	H ₂ O %MH	MV %MS	CT %MS	NOT %MS
1	Déchets putrescibles (déchets alimentaires et déchets verts)	28,6	15,8	63,3	82,2	41,3	1,8
2	Papiers	16,1	17,7	26,7	82,1	43,8	0,3
3	Cartons	9,3	9,2	34,1	86,9	42,1	0,3
4	Composites (Tétra bricks et autres emballages multi matières)	1,4	1,6	24,8	85,8	49,0	0,3
5	Textiles	2,6	3,0	23,5	92,9	51,4	3,3
6	Textiles sanitaires (couches et papiers hygiéniques)	3,1	1,9	59,9	90,7	50,4	0,7
7	Plastiques	11,1	12,7	23,7	91,8	65,7	0,4
8	Combustibles Non Classés (CNC) (Bois, caoutchouc, etc....)	3,3	3,9	20,1	83,7	46,7	1,7
9	Verres	13,1	19,1	0,6	0,9	0,4	0,0
10	Métaux (Fer, cuivre, zinc, aluminium)	4,1	5,6	8,7	0,9	0,0	0,0
11	Incombustibles Non Classés (cailloux, pierres, gravats de construction)	6,8	8,9	9,9	8,3	1,9	0,2
12	Déchets Spéciaux (piles, pots de peintures, circuit imprimés)	0,5	0,7	0,0	15,6	0,0	0,5
Total		100,0	100,0	35,0	59,2	33,4	0,7

Etant donnée le développement du tri à la source et après collecte en vue des opérations de recyclage des fractions valorisables, l'augmentation du niveau de vie des Français et l'apparition de nouveaux produits de consommation (lingettes essuie-tout, suremballages, ...) et la disparition de certains (bouteilles PVC, sacs de caisse, etc....), il est vraisemblable que la composition des ordures ménagères produites par les français ait fortement évolué depuis une quinzaine d'années. Malheureusement, il n'existe pas à l'heure actuelle de données nationales permettant d'en connaître l'impact sur la teneur en FFOM. La nouvelle campagne de caractérisation des déchets lancée en 2008 par l'ADEME devrait fournir des informations utiles sur la charge organique des déchets résiduels stockés en ISDND et sur l'impact des filières de valorisation.

Par ailleurs, quelques données sont disponibles sur la composition en 2004 des DIB issus des entreprises de plus de 10 salariés (ADEME, 2005). Les tonnages présentés dans le Tableau 12 ci-dessous correspondent aux déchets stockés en sortie des établissements, et ne représentent donc pas les tonnages de déchets réellement stockés.

Tableau 12 : Composition des déchets industriels banals, - Données 2004. Source : ADEME, 2005.

Libellé du déchet	Mise en décharge de classe 2	
	Tonne*	%
Verre	11000	0,45
Métaux	15000	0,62
Plastiques	149000	6,14
Caoutchouc	32000	1,32
Textiles	18000	0,74
Papiers-cartons	95000	3,92
Bois	55000	2,27
Mélange	2051000	84,54
Total	2426000	100,00

* données issues d'une enquête auprès des entreprises de plus 10 salariés et ayant pris le soin de répondre au questionnaire (taux de réponse de 70%).

Ainsi, 85% des DIB reçu en ISDND sont des déchets en mélange, et majoritairement constitués de papiers, cartons et plastiques dont la proportion moyenne inconnue varie selon le secteur d'activité de l'entreprise.

En conclusion, malgré les données disponibles sur les flux de déchets non dangereux en France, la composition des déchets stockés en ISDND reste encore floue. Le manque d'information sur les caractéristiques des déchets en mélange issus des entreprises est particulièrement notable. Par ailleurs, l'impact des nouvelles filières de gestion des ordures ménagères sur la composition des déchets reste difficile à estimer. Par conséquent, l'évaluation quantitative et qualitative du pôle organique fermentescible stocké et susceptible d'être valorisé sous la forme de biogaz s'avère être un véritable challenge.

1.4.1.3 De la décharge au stockage optimisé

Le terme « décharge » a longtemps désigné les anciens centres d'enfouissements non contrôlés en raison de l'absence d'un contrôle rigoureux de la nature des déchets stockés et de l'absence d'infrastructures géotechniques garantissant la maîtrise des émissions liquides (lixiviats) et gazeuses (biogaz). La gestion aléatoire des zones de stockage, et en particulier des émissions liquides, a entraîné de nombreux cas de pollutions des eaux souterraines et des eaux de surface. Depuis le début des années 70, la pression réglementaire et des pouvoirs publics a permis d'améliorer significativement les installations de stockage en termes d'impact sur l'environnement et sur la santé humaine.

La mise en décharge non contrôlée du passé a ainsi progressivement évolué vers le concept de stockage sanitaire ou « sanitary landfill ». Sur la base réglementaire du 9 septembre 1997, les zones de stockage de déchets sont dorénavant des sites confinés, conçus et gérés de manière à réduire les émissions de flux polluants, liquides ou gazeux vers le milieu naturel. Cependant, ce confinement conduit également à réduire les entrées d'eau dans le massif (concept de la tombe sèche ou « dry tomb ») et, par conséquent, de réduire l'activité biologique anaérobie de la décharge par l'assèchement progressif du massif de déchets. Cet assèchement conduit sur le long terme au ralentissement de la production de biogaz sans garantir la biodégradation anaérobie de la totalité du pôle organique fermentescible présent dans les déchets stockés (Reinhart & Al-Yousfi, 1996 ; Williams, 1998). Par conséquent, la stabilisation incomplète des déchets est un risque à long terme pour l'environnement, étant donné que le maintien de l'étanchéité de barrière peut difficilement être garanti au-delà de plusieurs dizaines d'années. La défaillance de la couverture entraînerait l'infiltration d'eau pluviale et conduirait à la reprise de l'activité biologique du massif avec la production de biogaz et de lixiviats générés à partir de la matière organique biodégradable résiduelle (Yuen *et al.*, 1999). Un suivi de post-exploitation de 30 ans pourrait s'avérer insuffisant pour garantir la stabilisation d'un massif de déchets non dangereux en « tombe sèche » (Fourie & Morris, 2003). Cette menace à long terme explique le développement de deux nouvelles filières sont actuellement développées afin de réduire la bioréactivité à court terme des déchets stockés : il s'agit du « concept » de la décharge bioréacteur et du prétraitement mécano-biologique des déchets avant stockage.

Le principe de la **décharge bioréacteur** est de stimuler et de contrôler l'activité biologique du massif en optimisant les conditions physico-chimiques favorables à la biodégradation anaérobie de la FFOM. L'optimisation est principalement réalisée par la réinjection des lixiviats en vue de maintenir l'humidité favorable à la biodégradation et à la stabilisation de la FFOM sur une période plus courte que le stockage classique. Actuellement en développement en France, cette filière présente l'intérêt de stabiliser les déchets *in situ* en vue d'une valorisation du méthane généré lors de la biodégradation de la FFOM. Le paragraphe 1.4.1.5 détaille cette filière.

Le **Prétraitement Mécano-Biologique (PTMB)** est une combinaison d'opérations mécaniques permettant la séparation des éléments valorisables associées à des procédés biologiques aérobie et/ou anaérobie de stabilisation de la matière organique fermentescible. Le principe du PTMB est de réduire la bioréactivité des déchets avant leur stockage afin de minimiser les émissions liquides et gazeuses susceptibles de générer des nuisances à long terme. Ces deux filières ne sont pas forcément incompatibles. En effet, le prétraitement des déchets pourrait être également conçu comme la préparation de la charge avant stockage en vue de favoriser la production de biogaz.

1.4.1.4 Le centre de stockage

1.4.1.4.1 Gestion des sites

Le renforcement de la réglementation a permis la quasi disparition des décharges non contrôlées au profit du développement d'installations de stockage dit « sanitaire » où les émissions liquides et gazeuses sont strictement gérées. Les installations de stockage de classe II sont

dorénavant conçues pour recevoir des déchets non dangereux. Véritables sites confinés grâce à la mise en place de barrières de sécurité garantissant l'étanchéité liquides et gazeuses des alvéoles, limitant les entrées d'eau et minimisant les sorties incontrôlées, les ISDND sont encore des systèmes réactifs susceptibles de produire des lixiviats et du biogaz. Les ISDND sont des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation préfectorales (Décret ICPE 77-1133 du 21 septembre 1977 modifié) et, à ce titre, doivent suivre les prescriptions communes aux ICPE. L'arrêté du 9 septembre 1997 et la directive européenne 99/31/CE explicitent les recommandations techniques aux ISDND.

La gestion d'un site de stockage de déchets non dangereux peut être découpée en plusieurs étapes (Gachet, 2005 ; Rouez, 2008) :

- La **première étape** est la sélection du site selon des critères géographiques (plus de 200 m des zones d'habitation, accessibilité du site et localisation proche des zones de production de déchets, protection du patrimoine) et géologiques-hydrogéologiques (protection des ressources en eau et prise en compte des risques naturels).

- La **deuxième étape** est la conception-réalisation de la zone d'exploitation subdivisée en « casiers », volumes délimités (hauteur comprise entre 8 à 40 m) et étanches afin d'assurer leur indépendance hydraulique et restreindre les risques de pollutions des eaux souterraines. Les casiers sont eux-mêmes subdivisés en « alvéoles » permettant de réduire les surfaces d'exploitation à 2500 m² (surface maximale réglementaire). La barrière de fond garantissant l'étanchéité de la base des alvéoles est constituée d'une barrière de sécurité active (géomembrane en polyéthylène surmontée d'une couche drainante + drains pour la collecte des lixiviats) et d'une barrière sécurité passive (perméabilité de 10⁻⁹ m.s⁻¹ sur 1 m ou bien 10⁻⁶ m.s⁻¹ sur 5 m) destinée à assurer sur le long terme la prévention des eaux souterraines en cas de défaillance de la barrière active.

- L'exploitation (**troisième étape**) est la mise en place des déchets par couches successives compactées à l'aide d'engins spécialisés. Ces dernières sont recouvertes périodiquement par des matériaux inertes (terres ou déchets résiduels denses) permettent de réduire les envols de films plastiques et les émissions olfactives. Une couverture temporaire étanche sur la zone ouverte permet de réduire l'entrée d'eau de pluies dans le massif. Les réseaux de drains de lixiviats et de biogaz sont disposés au cours du remplissage des alvéoles. La mise en dépression des drains permet d'optimiser la collecte du biogaz contenu dans le compartiment gazeux du massif et de réduire les fuites de biogaz. La réglementation impose également le traitement du biogaz afin de protéger l'environnement des gaz à effet de serre et de réduire les risques d'explosion. Il est généralement brûlé en torchère mais sa valorisation énergétique soit sous forme de chaleur, soit sous forme d'électricité, se développe actuellement. La dernière révision du 10 juillet 2006 de l'arrêté du 3 octobre 2001 fixant les nouvelles conditions d'achat de l'électricité produite à partir du biogaz est un encouragement au développement de sa valorisation énergétique. Enfin, les lixiviats accumulés au fond du casier doivent régulièrement être pompés et traités soit en STEP, soit *in situ* dans la mesure où le site dispose d'une unité autonome de traitement.

- En fin d'exploitation du casier, une couverture finale est mise en place sur les déchets (**quatrième étape** dite de fermeture). Il s'agit d'une barrière de sécurité active d'isolation du massif de l'extérieur. L'isolation permet d'une part de limiter les entrées d'eau et les émissions et, d'autre part, d'optimiser le captage du biogaz post-exploitation. Cette barrière est une couverture multicouches comprenant une couche drainante du biogaz au contact du biogaz, une ou plusieurs couches d'imperméabilisation (argile et/ou géomembrane), une couche drainante des eaux de ruissellement et enfin, une couche de terre permettant la revégétalisation du site.

- Après la fermeture des casiers, la production de biogaz et de lixiviats se poursuit sur de nombreuses années. Les textes réglementaires imposent la mise en place d'une période de suivi post-exploitation (**étape 5**), aussi longtemps que le site est susceptible d'entraîner un danger pour l'environnement (Directive Européenne 99/31/CE). Pendant cette période légale d'un minimum de 30 ans (Arrêté du 9 septembre 1997, modifié le 19 janvier 2006), l'exploitant est responsable de l'entretien, de la surveillance, du contrôle du site de stockage, du suivi quantitatif et qualitatif du biogaz et du lixiviats, ainsi que du contrôle des nappes phréatiques.

1.4.1.4.2 Phases d'activité biologique d'une ISDND (Rouez, 2008)

Le mode d'exploitation et de gestion des centres de stockage de déchets ultimes influence l'activité biologique de transformation et de minéralisation de la matière organique contenue dans les déchets stockés. Cette influence est particulièrement significative lors des opérations de remplissage et de fermeture des alvéoles qui déterminent la mise en place des conditions physico-chimiques nécessaires aux métabolismes aérobies et anaérobies de biodégradation.

Lors de la phase d'exploitation, c'est-à-dire de mise en place des couches successives de déchets, les alvéoles sont des systèmes ouverts vers l'extérieur soumis aux précipitations (en

absence d'une couverture temporaire) et au contact direct avec l'air. L'aération et l'humidification des couches superficielles de déchets favorisent le démarrage de l'activité biologique aérobie conduisant à l'hydrolyse des polymères les plus facilement biodégradables et à la minéralisation des produits de l'hydrolyse en dioxyde de carbone et eau. La biodégradation aérobie permet de minimiser les risques d'accumulation d'acides gras volatils (AGV) et, par conséquent, de réduire les risques d'inhibition de l'activité méthanogène (Barlaz *et al.*, 1989). Au cours de l'exploitation, la température des couches superficielles de déchets peut s'élever fortement en raison de l'activité de biodégradation aérobie. La durée de la phase de biodégradation aérobie dépend du mode d'exploitation et de la configuration des alvéoles qui déterminent leur vitesse de remplissage (Aguilar-Juarez, 2000). Lors du dépôt de couches successives de déchets, les couches profondes ne sont plus en contact avec l'air et évoluent vers des conditions anaérobies. L'activité anaérobie des couches profondes libère notamment du méthane, du dioxyde de carbone et de l'hydrogène. En fin d'exploitation, le casier est recouvert d'un dispositif d'étanchéité, limitant les entrées d'air et d'eau. L'ensemble du système évolue en conditions anaérobies pour aboutir à la transformation de la matière en biogaz (méthane et dioxyde de carbone) et en molécules plus complexes. Cette dégradation anaérobie se déroule sur une période de temps relativement longue.

L'évolution du déchet, divisée en phases successives est illustrée par la Figure 6. La phase aérobie qui correspond à la mise en place des déchets est suivie d'une phase de transition au cours de laquelle les conditions aérobie évoluent vers des conditions anaérobies et réductrices. La troisième phase est la phase de production d'acides, caractérisée par une production importante d'AGV et, par conséquent, une baisse significative du pH des lixiviats. Le lixiviat produit est riche en matière organique et le biogaz s'enrichit en dioxyde de carbone et en hydrogène. La phase n°4 est la phase méthanogène. La concentration en méthane dans le biogaz augmente lentement, alors que les teneurs en dioxyde de carbone et hydrogène diminuent. Les bactéries méthanogènes sont de plus en plus présentes dans le milieu. Les valeurs de pH augmentent suite à la consommation de l'acide acétique par les bactéries méthanogènes. Les conditions dans le milieu deviennent alors très réductrices. La phase méthanogène se caractérise par une production de méthane, dont la concentration maximale est comprise entre 50 et 60%. Le lixiviat est caractérisé par un pH neutre, une faible concentration en AGV et en particules solides en suspension. La phase finale correspond à la phase de ralentissement de la production de biogaz.

Ces différentes phases peuvent se produire simultanément en différents points de la décharge. L'évolution réelle d'un site est donc beaucoup plus complexe que celle décrite précédemment.

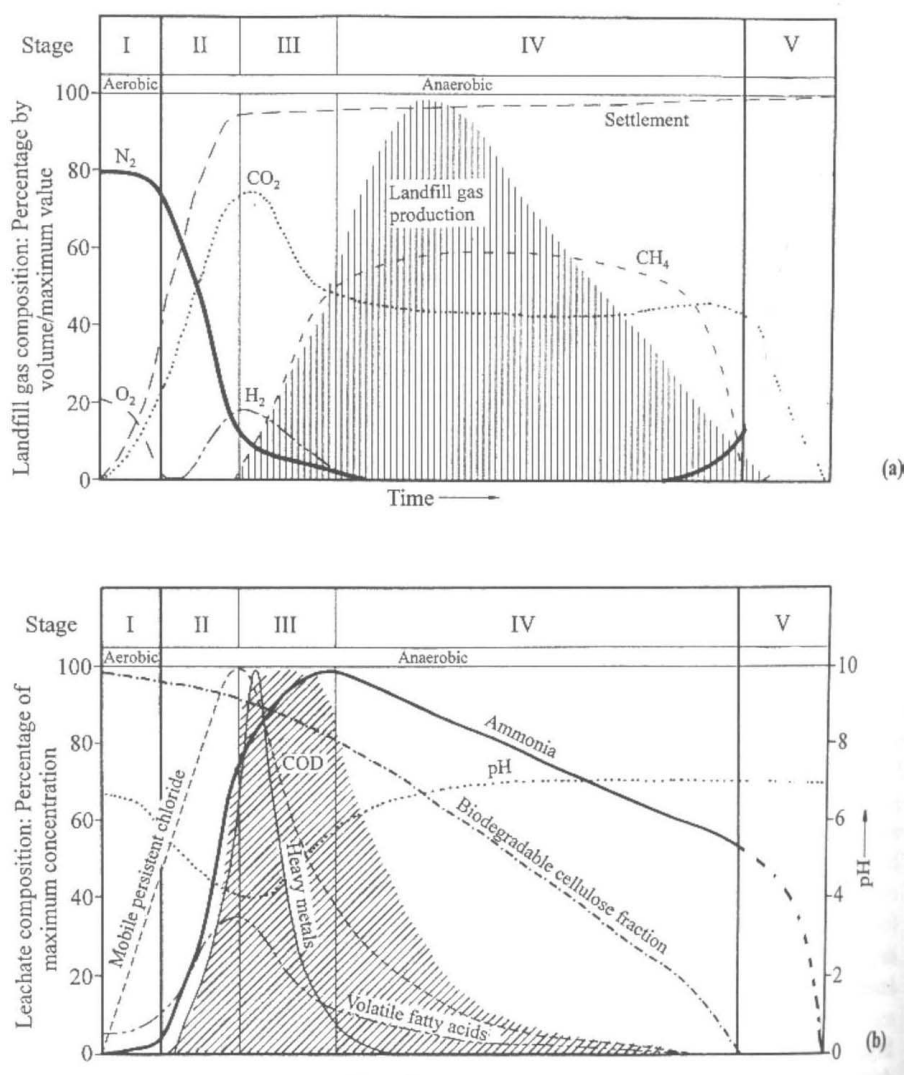


Figure 6 : Evolution de la composition du lixiviat et du biogaz au cours de la dégradation anaérobie de déchets non dangereux en conditions de stockage - Source : Williams, 1998.

L'échelle des temps n'est pas précisée, car la durée de chaque phase varie d'un site à un autre selon différents facteurs d'influence de la biodégradation (Augenstein & Pacey, 1991). Ces phases (maturation mise à part) sont également observées sur des expériences en pilotes de laboratoire, destinés à simuler les conditions de stockage. Lors de telles expériences, le processus de biodégradation dure généralement une à deux années car un certain nombre de facteurs d'influence sont maîtrisés afin de faciliter l'interprétation des phénomènes observés.

1.4.1.4.3 Facteurs d'influence de l'évolution biologique des déchets (Rouez, 2008)

L'évolution du massif de déchets se caractérise extérieurement par 3 principaux phénomènes observables : la production de gaz, la production de lixiviats et les tassements. La compréhension, la description et la prévision de ces phénomènes constituent des centres d'intérêt majeurs en terme de gestion à des points de vue divers (valorisation énergétique du méthane du biogaz, gain d'espace exploitable lié aux tassements, évaluation de la stabilité biologique du massif, risques d'émissions incontrôlées de biogaz ou de lixiviats, risque d'affaissement du massif et d'endommagement des systèmes de confinement et de collecte du biogaz et des lixiviats,...) (Rouez, 2008).

Une des difficultés liée à ces enjeux réside dans l'interdépendance de ces phénomènes et de leurs facteurs d'influence.

La production de méthane est le résultat direct de l'activité des bactéries méthanogènes dégradant la matière organique des déchets stockés. Cette activité est dépendante d'un grand nombre de facteurs d'influence, le pH et la teneur en eau étant vraisemblablement les variables les plus influentes en condition de stockage (Barlaz, 1996). Non seulement la présence d'eau est indispensable à l'activité microbienne, mais ses déplacements constituent un vecteur de colonisation

microbienne et un vecteur de dispersion des composés chimiques, favorisant l'apport de substrats tout comme la dilution d'inhibiteurs (El-Fadel *et al.*, 1996 ; Aguilar-Juarez, 2000).

L'étude de la production et des mouvements de lixiviats est cependant complexe puisqu'elle nécessite la prise en compte d'un transport réactif dans un matériau poreux, hétérogène, insaturé et évolutif.

D'autre part, l'activité microbienne et les mouvements des lixiviats sont en partie à l'origine des tassements. Selon Olivier (2003), les tassements sont la résultante de cinq actions : action mécanique (liée à l'application de surcharges), action biologique (liée à la décomposition de la matière organique fermentescible), action de la percolation et du tamisage (liée à la migration des particules fines vers le fond du massif), action physico-chimiques (corrosion, oxydation, combustion) et interactions entre ces processus. La Figure 7 propose une illustration des interactions entre ces 3 phénomènes. Ils dépendent des conditions du milieu et de leurs variations temporelles et spatiales.

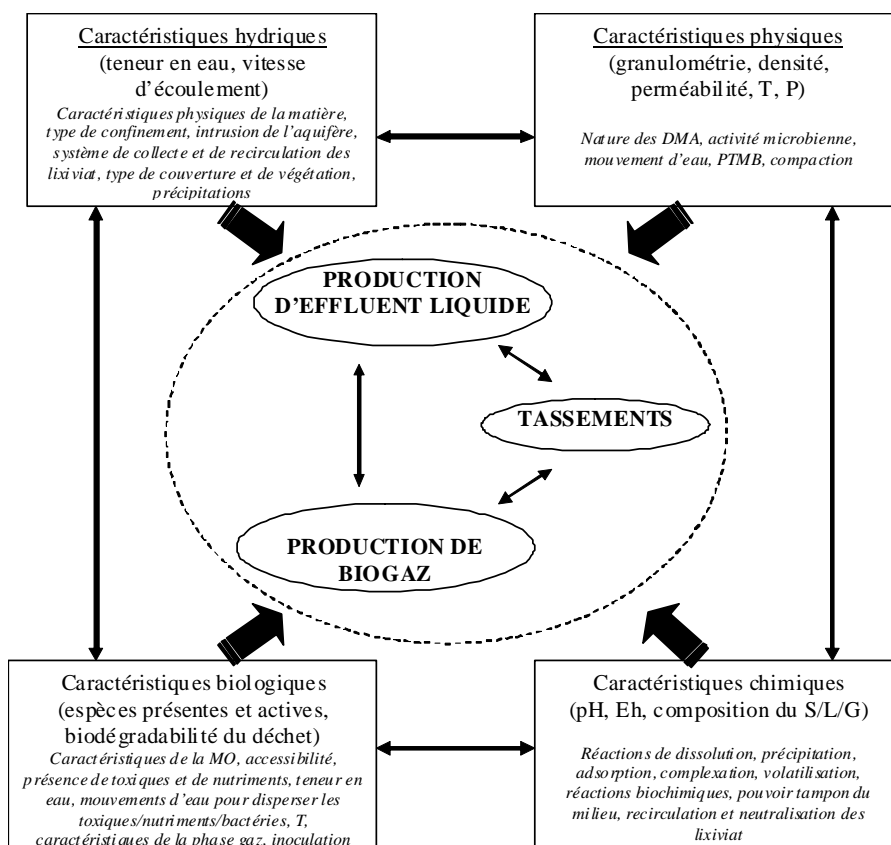


Figure 7: Interactions entre les principaux phénomènes caractérisant l'évolution d'un site de stockage, les caractéristiques du milieu dont ils dépendent et les facteurs les conditionnant (Source : Rouez, 2008).

Ces conditions peuvent être définies par différentes caractéristiques plus ou moins mesurables (densité, granulométrie, teneur en eau, pH...). Chaque caractéristique peut être elle-même influencée par les processus ou les autres caractéristiques bio-physico-chimiques. Cet ensemble constitue donc autant de facteurs d'influence de l'évolution d'un site.

Ces facteurs d'influence peuvent être étudiés à différentes échelles correspondant à différents niveaux d'observation de l'évolution des déchets non dangereux en site de stockage.

La production de biogaz, par exemple, est le résultat de la production d'un ensemble de zones possédant des caractéristiques propres en terme de rendement (Barlaz, 1996). La production peut ainsi être étudiée à une **échelle « micro »**, au niveau d'un volume élémentaire du massif de déchets. A cette échelle, les facteurs d'influence prépondérants sont les caractéristiques des déchets non dangereux (nature, « accessibilité » et concentration des substrats, des nutriments ou des inhibiteurs), les différentes communautés bactériennes présentes, la température, le potentiel redox, le pH et la teneur en eau.

La production peut également être étudiée à une **échelle « méso »**, au niveau d'un volume plus important du massif de déchet. Du fait de l'hétérogénéité du milieu, ce sont les distributions initiales des quantités d'eau, de substrats, de nutriments, d'inhibiteurs, de microorganismes et de chaleur ainsi que leurs variations spatio-temporelles par transfert de masse et d'énergie qui deviennent les facteurs prédominants.

Cependant, ces conditions internes sont conditionnées à une **échelle « macro »** par les choix de conception et d'exploitation du site (nature des dispositifs d'étanchéité, efficacité des systèmes de collecte des gaz et lixiviats, dimensions des alvéoles, prétraitements des DMA, compaction, couvertures intermédiaires, recirculation des lixiviats, additions d'eau ou d'inoculum ...) (Augenstein & Pacey, 1991).

Enfin, certains facteurs agissant à une **échelle « méga »** (climat, zone hydrogéologique, réglementations...) peuvent influencer les facteurs définis aux autres échelles (températures, précipitations, modifications des modes de gestion et de la nature des déchets entrants...).

1.4.1.5 Le stockage bioactif ou décharge « bioréacteur »

1.4.1.5.1 Principe et objectifs

Dans une logique de développement durable des activités humaines, le risque à long terme d'une activité non maîtrisée des ISDND doit être pris en considération à l'échelle d'une génération. C'est la raison du développement en Europe du concept de la décharge bioréacteur. La gestion de la décharge en mode bioréacteur repose sur le principe de l'optimisation de l'activité biologique des déchets afin de parvenir à leur stabilisation sur un temps relativement court. Considéré comme un mode de stockage fiable aux Etats-Unis depuis les années 80, la décharge bioréacteur est en cours de développement dans certains pays européens dont la France et le Royaume-Uni (Stegmann ; 1995 ; Mc Creanor, 1998 ; Reinhart & Townsend, 1998 ; Yuen, 1999 ; Delineau & Budka, 2000). L'activité biologique peut être optimisée avec la préparation de la charge de déchets à stocker, mais surtout avec le **contrôle de l'humidité** du massif avec par exemple l'injection des lixiviats générés. L'eau joue en effet un rôle essentiel pour les micro-organismes qui se développent à l'interface solide-solide. C'est également un réactif de l'hydrolyse des polymères (Aguilar-Juarez, 2000). Le maintien de l'humidité favorise l'activité microbienne de biodégradation et de transformation de la matière organique présente dans les déchets. Développée en France à titre expérimental (ADEME, 2006), le contrôle de l'humidité est susceptible d'induire les effets positifs suivants : (i) l'accélération de la vitesse de biodégradation des déchets et donc la réduction de la période de bioréactivité du massif de déchets, (ii) l'augmentation de la production de biogaz sur une plus courte période, (iii) la réduction de la charge organique des lixiviats par biodégradation. Longtemps considéré uniquement comme un concept destiné à éviter le post-traitement des lixiviats, le nouvel arrêté ministériel de 27 janvier 2006 modifiant l'arrêté du 9 septembre 1997 autorise la recirculation des lixiviats en vue d'augmenter la cinétique de production de biogaz.

A l'étude depuis trois décennies, les chercheurs s'accordent à considérer les multiples bénéfices de la gestion des ISDND en mode bioréacteur :

- conversion/stabilisation plus rapide de la fraction organique fermentescible contenue dans les déchets avec augmentation de la production de biogaz et réduction de la période de production du biogaz et des lixiviats ;
- réduction de la période de suivi post-exploitation et donc des coûts de maintenance et de surveillance associés ;
- gestion facilitée des effluents avec production de lixiviats et de biogaz accrues dans les premières phases de décomposition ;
- stockage temporaire des lixiviats dans le massif de déchets, réduisant ainsi la quantité de lixiviats à traiter... sans toutefois éliminer le recours à leur traitement (Urban Consortium Energy Task Force, 2000 ; Warith, 2002) ;
- Traitement des lixiviats, réduction rapide de la charge organique des lixiviats (DCO, DBO₅), pas d'accumulations excessives de certains polluants (Reinhart & Townsend, 1998) ;
- augmentation des tassements du massif de déchets avec pour conséquence une augmentation de la quantité de déchets pouvant être stockés dans les alvéoles (Urban Consortium Energy Task Force, 2000).

1.4.1.5.2 Description du procédé

Le système décharge – bioréacteur doit présenter les caractéristiques d'une ISDND conventionnelle telles que les barrières d'étanchéité aux liquides et aux gaz, un réseau de captage et de collecte des lixiviats et du biogaz. Les dispositifs de sécurité et de suivi doivent être adaptés aux nombreuses techniques mises en œuvre. En effet, plusieurs options techniques peuvent être associées les unes aux autres afin d'optimiser l'activité biologique du site :

- Pré-humidification des déchets avant fermeture des alvéoles ;
- Recirculation des lixiviats après la fermeture des alvéoles ;
- Conditions de remplissage des alvéoles ;
- Prétraitement mécanique et/ou biologique des déchets avant stockage ;
- Caractéristiques des lixiviats avant leur recirculation dans le massif ;

- Ajout de co-substrats riches en matière organique fermentescibles.

Pré-humidification des déchets : l'apport de lixiviats (généralement issus d'autres casiers du site) dans un casier en cours d'exploitation facilite le compactage des déchets, évite leur assèchement et favorise l'homogénéisation de l'humidité dans le massif (Reinhart & Townsend, 1998 ; Reddy & Bogner, 2003). La pré-humidification des déchets s'effectue avant la mise en place de la couverture étanche selon différentes procédures : aspersion par drains perforés ou sprinklers, bassins d'infiltration (fosses creusées à la surface du massif). Ces conditions d'apport d'humidité présentent l'inconvénient d'entraîner la création de zones anaérobies avec production précoce de biogaz et de nuisances olfactives liées aux injections de lixiviats (Yazdani *et al.*, 1997).

Recirculation des lixiviats après la fermeture des alvéoles : l'injection (et réinjection) de lixiviats est la technique de « contrôle » de l'humidité la plus couramment utilisée. En effet, plusieurs programmes de recherche auraient permis de confirmer à l'échelle *in situ* les influences positives à court terme de la recirculation des lixiviats sur la production de biogaz (Mc Creanor, 1998 ; Reinhart & Townsend, 1998 ; Pacey *et al.*, 1999 ; Yuen, 1999). Toutefois, l'enquête réalisée par la Solid Waste Association of North America SWANA souligne que la plupart des 130 sites pratiquant la recirculation aux USA en 1997 réalisaient une réinjection sans contrôle, ni suivi, avec pour principal objectif de stocker les lixiviats dans le massif (Reinhart & Townsend, 1998). Globalement, l'exploitation et l'extrapolation des données acquises *in situ* sont délicates étant donné la variabilité des opérations mises en jeu selon le site (mode de stockage, type de déchets stockés, conditions météorologiques, conditions de recirculation, géométrie des sites,...). Le manque de données, le suivi incomplet des essais de recirculation, l'absence fréquente de casiers témoins sans recirculation et les durées de suivi trop courtes rendent hasardeuses les conclusions sur le bénéfice de la recirculation en terme d'accélération de la biodégradation (Benson *et al.*, 2006). Au regard des programmes français de recirculation *in situ*, cofinancés par l'ADEME (ADEME, 2006), les conclusions sont nuancées par un manque d'informations sur le comportement à long terme (> 10 ans).

Néanmoins, la recirculation des lixiviats aurait deux effets bénéfiques sur l'activité biologique des déchets en conditions de stockage :

- Augmentation de l'humidité jusqu'à une teneur optimale pour la biodégradation qui serait équivalente à la capacité de rétention en eau (ou capacité au champ). Le seuil d'humidité critique pour l'expression d'une activité microbienne serait compris entre 15 à 50% MS selon les caractéristiques du gisement (Pommier *et al.*, 2007). Ces mêmes auteurs ont également mis en évidence l'influence de l'humidité jusqu'à sa capacité de rétention sur la cinétique et la stoechiométrie de la méthanisation des déchets. Au-delà de cette capacité, le taux d'humidité aurait un effet mineur ;
- Augmentation des transferts de substrats et de micro-organismes au travers du massif (Augenstein & Pacey, 1991 ; El-Fadel *et al.*, 1996 ; Mc Dougall & Philips, 2001 ; Mora-Naranjo *et al.*, 2004).

L'efficacité de la distribution des lixiviats dans le massif de déchets dépend notamment du système de réinjection mis en place. Celui-ci doit permettre une répartition efficace des lixiviats, être compatible avec les opérations d'exploitation du site, résister dans le temps aux colmatages et aux tassements des déchets. Reinhart & Townsend (1998) et Reddy & Bogner (2003) ont détaillé les différentes infrastructures mises en œuvre sur site. La réinjection des lixiviats est réalisée par des tranchées horizontales ou des puits verticaux.

La mise en place de puits verticaux est l'approche la plus utilisée, mais il est difficile de préciser quel est le meilleur dispositif. Les avantages et les inconvénients de chacun sont assez bien connus. Le choix entre ces différents dispositifs s'appuie en général sur les expériences précédentes. Les tranchées horizontales permettent d'injecter des quantités plus importantes et garantissent une meilleure distribution dans le massif. Cependant, les puits verticaux permettent d'alimenter le fond des alvéoles. Ils sont principalement utilisés dans les sites profonds. Un réseau d'injection mixte de lixiviats, c'est-à-dire la combinaison des puits et des tranchées, a été réalisé sur certains sites, comme par exemple le site de Lyndhurst en Australie (Yuen, 1999). Cette combinaison semble être un moyen de combiner les avantages des deux systèmes et d'assurer ainsi une meilleure répartition de l'humidité dans le massif de déchets. La technique du bassin drainant situé sous la couverture finale est une technique en cours de développement et qui permettrait d'augmenter le rayon d'action de l'injection (Hupe *et al.*, 2003). Citons enfin la méthode du high rate flushing bioreactor principalement développée dans les pays Anglo-Saxons et qui consiste à injecter des taux élevés de lixiviats. Cette technique permettrait d'une part d'accélérer la biodégradation et, d'autre part, de lessiver les produits de la biodégradation ainsi que les sels piégés dans le massif. Ce mode d'injection pose bien évidemment le problème de la gestion et le traitement de volumes importants de lixiviats.

Globalement, peu de données ont été publiées sur le dimensionnement et l'efficacité des systèmes d'injection en fonction des paramètres liés au mode d'injection : fréquence, taux, durée d'injection, colmatage des drains... Par conséquent, et malgré les nombreux programmes de recherche sur la réinjection de lixiviats, il est encore difficile de conclure sur les avantages et inconvénients des différentes techniques de réinjection.

Conditions de remplissage des alvéoles : les opérations mécaniques de remplissage des casiers ont un impact significatif sur l'activité biologique (Lanini, 1998 ; Aguilar-Juarez, 2000). En effet, les déchets sont disposés en couches successives sur l'alvéole en exploitation. L'épaisseur de la couche de dépôt ; comprise actuellement entre 0,3 et 1,0 m (Olivier, 2003) dépend plus généralement de configuration du site (géométrie, surface exploitée et profondeur) et aux tonnages reçus. Les déchets sont alors au moins temporairement en condition aérobie de biodégradation. Fortement exothermique, la biodégradation aérobie de la matière organique facilement biodégradable (en particulier les sucres simples à l'origine de l'acidification des déchets) se traduit par une augmentation rapide de la température (jusqu'à 70°C, quelques jours après le dépôt de la couche), la production de dioxyde de carbone et la consommation de l'oxygène lacunaire. La chaleur issue de l'activité biologique aérobie des couches supérieures s'accumule, la température la plus élevée se situant généralement au cœur du casier. Selon les conditions de recouvrement des couches successives (fréquence et épaisseur), l'activité aérobie conduirait à la biodégradation de 5 à 15% de la matière organique contenue dans les déchets. Par ailleurs, la biodégradation aérobie de la fraction organique facilement biodégradable protégerait les populations méthanogènes d'une inhibition par accumulation d'AGV (Barlaz *et al.*, 1989).

Ainsi, les conditions de remplissage des casiers en couches fines favoriseraient la mise en route de l'activité méthanogène d'une part en augmentant la température du massif et, d'autre part, en réduisant les risques d'inhibition par accumulation d'acides organiques. Malgré les études déjà réalisées sur le sujet, les observations mériteraient d'être approfondies dans un objectif d'optimiser la production de méthane.

Prétraitement mécanique et/ou biologique des déchets avant stockage : initialement développée en Allemagne et Autriche, la filière de prétraitement mécano-biologique (PTMB) des ordures ménagères avant stockage est l'association de procédés mécaniques de tris séparatifs des fractions solides recyclables et de procédés biologiques, aérobie (compostage) ou anaérobie (digestion), permettant de réduire et de stabiliser la matière organique biodégradable (de Araujo Morais, 2006). Le prétraitement conduit au stockage d'un déchet ultime dont la stabilité chimique et biologique permet de réduire les nuisances causées par le stockage à long terme (Scheelhaase & Bidlingmaier, 1997). Les avantages recherchés sont multiples : hygiénisation des déchets, gain de vide de fouille permettant d'augmenter la durée d'exploitation des sites de stockage (réduction de la quantité et de la densité), réduction de la charge organique et de sa bioréactivité (réduction des émissions liquides et gazeuses, réduction des tassements et réduction des risques de montée en température). L'Allemagne et l'Autriche disposent de réglementations nationales basées sur des critères strictes d'acceptation des déchets en ISD et d'une solide expérience industrielle sur les procédés mis en œuvre. Ces deux nations ont largement contribué à l'élaboration de la Directive Européenne 1999/31/CE sur la mise en décharge. Depuis quelques années, en France, les collectivités s'intéressent également au PTMB et plusieurs projets de PTMB sont à l'étude. Le centre de traitement biologique de Mende et celui de Lorient sont les seules installations de PTMB avant stockage actuellement opérationnelles. De nombreuses études ont permis de mettre en évidence la réduction de la production de lixiviats et de biogaz en conditions de stockage et la réduction de masse des déchets prétraités (de Araujo Morais, 2006).

En France, et dans la plupart des pays d'Europe, l'absence de critères réglementaires stricts sur la stabilité biologique des déchets laisse ouvert le développement de prétraitements mécano-biologiques visant non pas à stabiliser les déchets avant stockage mais à les préparer en vue d'une optimisation de l'activité biologique en condition de stockage. Le prétraitement mécano-biologique serait alors simplifié et pourrait se résumer à des opérations de stabilisation aérobie et de broyage. Le prétraitement aérobie des déchets permettrait de réduire l'acidification des déchets au cours de l'étape de transition aérobie/anaérobie lors du stockage et minimiser le risque d'inhibition de la méthanogenèse.

Le broyage est le prétraitement mécanique qui a été le plus étudié. Bien qu'il soit difficile de formaliser les conditions de broyage pour atteindre les conditions optimales de biodégradation en condition de stockage, plusieurs auteurs dont Ham & Bookter (1982, réédité en 1997) ont mis en évidence l'augmentation de la vitesse de production de biogaz après le broyage et une plus forte acidification. L'hypothèse est de considérer que le broyage permettrait d'augmenter la bio-accessibilité de la matière organique et ainsi, d'augmenter sa vitesse de biodégradation. Le broyage permettrait également d'homogénéiser la matière et faciliter ainsi le contact entre matières organiques plus ou

moins biodégradables. Cependant, la réduction de la taille des particules a pour effet de réduire la perméabilité hydraulique des déchets, ce qui pourrait donc avoir des conséquences (positives ou négatives ?) sur le transfert de lixiviats et de biogaz. **En conclusion, bien que l'idée soit prometteuse, peu de données sont disponibles sur les PTMB et leur développement pour la décharge optimisée.**

Caractéristiques des lixiviats avant leur recirculation dans le massif : comme nous l'avons déjà mentionné ci-dessus, l'injection de lixiviats permet l'humidification des déchets et le transfert d'éléments chimiques qui contribuent à stimuler l'activité microbienne. C'est le cas par exemples des carbonates qui stabilisent le pH à des valeurs favorables à la méthanogenèse. Le contrôle du pH est d'ailleurs une option possible permettant de réduire l'influence des AGV susceptibles de s'accumuler lors de l'étape métabolique d'acidogenèse. L'acidité d'un lixiviat jeune peut être neutralisée par l'ajout de produits alcalins. Par ailleurs, les lixiviats peuvent également contenir des substances responsables de l'inhibition de la méthanogenèse. En absence de traitement complémentaire avant recirculation, les éléments conservatifs tels que chlorures, ammoniac, sulfates, métaux lourds, etc.... restent à un niveau élevé même après plusieurs années de réinjection. C'est le cas de l'azote ammoniacal susceptible de s'accumuler au cours de la recirculation et jouerait un rôle majeur dans l'inhibition de la méthanogenèse (Burton & Watson-Craik, 1998 ; Wens *et al.*, 2001). Vigneron (2005) suggère le prétraitement des lixiviats par nitrification bactérienne. Les nitrates alors introduits dans le massif sont ensuite assimilés par dénitrification pour former de l'azote moléculaire. Par ailleurs, Gould *et al.* (1989) ont mis en évidence l'effet positif de la recirculation des lixiviats sur la mise en place de conditions réductrices favorables à la précipitation des métaux lourds. Par ailleurs, la recirculation pourrait également favoriser l'augmentation de la DCO dure, c'est-à-dire non biodégradable, dans les lixiviats. En règle générale, il est couramment admis que l'injection dans un casier jeune de lixiviats issus de casiers anciens favorise le démarrage de la méthanogenèse, les lixiviats anciens se caractérisant par un pouvoir tampon élevé et la présence d'une microflore méthanogène active et abondante. Enfin, dans la mesure où la production de lixiviats sur un site serait insuffisante, l'injection d'effluents d'origines diverses est envisagée. D'après les travaux cités dans la littérature concernant des essais de co-digestion de lisiers de porcs (Hartmann & Ahring, 2006) et d'effluents d'IAA (Rahim & Watson-Craik, 1997) avec déchets ménagers, cette option semble réaliste.

L'existence à l'échelle d'un site d'inhibitions de l'activité microbienne liée à la recirculation des lixiviats est encore en discussion. Les données collectées par Reinhard & Townsend (1998) sur cinq sites pratiquant la recirculation des lixiviats montrent que la composition des lixiviats suit la même évolution qu'un site conventionnel. Si la phase acidogène semble plus marquée (DCO, AGV, pH), la charge organique du lixiviat diminue plus rapidement une fois la méthanogenèse établie. L'évolution des paramètres ne permet pas d'indiquer une accumulation importante de polluants organiques ou inorganiques.

Ajout de co-substrats riches en matière organique fermentescible : la co-digestion *in situ* des déchets non dangereux avec d'autres déchets organiques liquides (effluents liquides tels que lisiers de porcs, effluents d'IAA, etc...., cf. paragraphe précédent « caractéristiques des lixiviats... ») ou pâteux (boues de station d'eaux usées et d'eaux de l'IAA, résidus de productions alimentaires, ...) permettraient d'optimiser la production de biogaz en conditions de stockage. Cet apport permettrait à la fois d'augmenter l'humidité du massif et d'apporter une matière organique facilement biodégradable favorisant l'installation de la méthanogenèse (Campbell *et al.*, 1995).

Contraire à la réglementation européenne qui encourage la réduction de la charge organique des déchets stockés, l'ajout de co-substrats riches en matière organique fermentescible est actuellement peu expérimenté.

1.4.1.6 Orientation de la recherche

La complexité des mécanismes mis en jeu dans le concept décharge-bioréacteur et les nombreux facteurs d'influence expliquent la difficulté de l'interprétation des résultats obtenus à l'échelle du site. Beaucoup de questions restent en suspens sur les variables d'optimisation de l'activité biologique. La maîtrise des conditions optimales de l'activité biologique dans un massif de déchets en mode bioréacteur se heurte à plusieurs difficultés liées d'une part à la gestion du flux de lixiviats au travers du déchet et, d'autre part, aux caractéristiques des lixiviats et des déchets. En terme de gestion du flux de lixiviats, la période d'apport, le mode d'apport, le volume et la périodicité de la réinjection des lixiviats sont les variables à considérer pour garantir l'obtention des conditions d'humidité les plus favorables à la biostabilisation des déchets stockés. En terme de gisement, les conditions de recirculation des lixiviats doivent également être adaptées aux caractéristiques biophysico-chimiques des déchets stockés et aux caractéristiques des lixiviats injectés ou réinjectés dans le massif.

Le pilotage de la décharge en mode bioréacteur nécessite la maîtrise et l'optimisation de ces nombreux facteurs variables. De nombreux travaux de recherche visent à évaluer à l'échelle de pilotes de laboratoire, certaines de ces variables dont l'étude à l'échelle du site ne serait ni totalement justifiée, ni possible d'un point de vue financier et technique : nombre, taille, durée et suivi des essais sur site.

Les verrous technologiques sont nombreux et peuvent être classés en six catégories :

- (1) l'influence de la nature du gisement et de sa préparation avant stockage ;
- (2) les conditions d'apport de l'humidité ;
- (3) le pilotage de la répartition de l'humidité dans le massif de déchets ;
- (4) la suivi de l'activité biologique dans le massif ;
- (5) la modélisation de l'activité biologique et son couplage avec son comportement hydromécanique ;
- (6) l'évaluation de la stabilité biologique des déchets en fin d'activité.

A de nombreux égards, certaines de ces problématiques se retrouvent dans les questions de recherche associées aux procédés de digestion par voie sèche comme nous le verrons dans la partie suivante.

1.4.2 La méthanisation en réacteur

Par opposition à la gestion en centre de stockage, la méthanisation en réacteur permet un suivi plus fin des flux et des performances technologiques : en général, il s'agit d'usines dans lesquelles les flux sont maîtrisés, et où il est beaucoup plus aisé d'avoir accès aux paramètres de fonctionnement. Le temps de résidence des produits en réacteurs est beaucoup plus court que dans les installations de stockage. De plus, ces produits sont destinés, une fois traités, à être dirigés vers d'autres systèmes de gestion :

- Milieu naturel ou station d'épuration pour les eaux résiduaires ;
- Stockage, incinération, retour au sol ou autre mode de valorisation matière pour les résidus solides.

Dans ce chapitre, nous aborderons rapidement les principales technologies de méthanisation en réacteurs, qu'il s'agisse des eaux ou des produits solides. Nous essaierons ensuite de faire ressortir les principaux besoins en termes de recherche et développement dans le domaine.

Ce n'est pas le propos de cette étude de recenser l'ensemble des technologies existantes. En effet, d'autres études ont abordé ce thème de manière très complète. On se reportera en particulier à l'étude RECORD 01-0408/1A (Moletta et Cansell, 2003). Nous rappellerons, dans un premier temps, quelles sont les grandes familles de procédés biologiques que l'on rencontre en méthanisation. Nous déclinerons ensuite, en fonction de chaque type de produit méthanisé, les principaux type de réacteur utilisés.

1.4.2.1 Les grandes familles de procédés biologiques

1.4.2.1.1 Mode continu ou discontinu

Les réactions chimiques ou biologiques peuvent être mises en œuvre de diverses manières. Nous distinguerons tout d'abord les procédés continus et discontinus.

- Les procédés discontinus : il s'agit de mettre en œuvre la réaction par lot ou par bâchées (Batch), c'est-à-dire qu'une quantité déterminée de réactifs sont mis en contact dans un réacteur fermé pendant un temps donné, jusqu'à ce que la réaction chimique ou biologique ait atteint le degré d'avancement souhaité.
- Les procédés continus : il s'agit de mettre en œuvre la réaction la réaction en ajoutant en permanence les réactifs dans un réacteur ouvert, dans lequel les produits de la réaction sont récupérés en sortie au taux d'avancement souhaité pour la réaction.

Dans le domaine de la méthanisation, la grande majorité des réacteurs travaillant sur des eaux résiduaires ou des boues sont des systèmes à flux continu. L'avantage réside principalement dans une plus grande souplesse et de moins grands besoins en stockage. De plus, la méthanisation étant un processus long, la durée de vidange / remplissage des cuves en mode discontinu sont souvent rédhibitoires. Notons cependant que certains systèmes fonctionnent selon un mode opératoire hybride, le mode discontinu séquentiel (sequencing batch reactor, SBR). Dans ce mode de fonctionnement, une partie seulement du contenu du réacteur est renouvelé. Dans le cas des réactions biologiques, cela permet de conserver une partie des micro-organismes qui servent alors àensemencer le milieu pour l'étape suivante. Dans le domaine du traitement des eaux résiduaires, une décantation préalable à la vidange partielle permet en plus une meilleure qualité d'eau en sortie.

Pour ce qui concerne les produits solides, les deux modes de fonctionnement (continus et discontinus) sont proposés. Le mode continu semble plutôt réservé à la gestion de flux importants et/ou pour lesquels le stockage pose problème (composés fortement putrescibles par exemple).

1.4.2.1.2 Mode de mise en contact

Les deux modes idéaux de mise en contact de réactifs dans les réacteurs chimiques et biologiques sont le mode dit « parfaitement agité » et le mode dit à « flux piston ».

Dans le mode parfaitement agité, le réacteur est conçu de manière à ce que les réactifs et les produits se mélangent de manière uniforme sur tout le volume du réacteur. Un procédé de mélange approprié est alors prévu (soit avec des éléments mécaniques, soit avec un brassage au biogaz, soit par recirculation externe de liquide). Il faut noter que dans le cas d'un fonctionnement continu, ce mode de mise en contact entraîne que les concentrations dans le réacteur sont égales aux concentrations en sortie : elles sont donc, par conséquences, relativement faibles.

Le mode à flux piston concerne uniquement les réacteurs à fonctionnement continu. Il s'agit d'introduire en entrée du réacteur le mélange réactionnel qui se déplacera jusqu'à la sortie et pendant un temps souhaité sans échanger de matière avec le reste du réacteur. Ce mode présentera des avantages lorsque la vitesse est fortement influencée par les concentrations : on pourra ainsi maintenir des vitesses élevées aux concentrations élevées, et diminuer ainsi le volume des réacteurs par rapport aux systèmes parfaitement agités.

Ces deux modes sont, par définition, idéaux et n'existent pas dans la réalité, pour laquelle tout un éventail de comportements hydrodynamiques sera rencontré.

1.4.2.1.3 Mode de mise en œuvre des micro-organismes

La méthanisation étant une réaction biologique, il est nécessaire que les micro-organismes qui la réalisent soient présents en quantité suffisante. Nous l'avons vu, la vitesse de croissance des bactéries anaérobies est très lente et à faible rendement (moins de 10% de la matière organique dégradée est convertie en biomasse).

Pour cela, différentes astuces de mise en œuvre ont été imaginées afin de maintenir un niveau suffisant. Le plus courant est d'imaginer, après la réaction biologique, une séparation entre la matrice traitée et la biomasse : c'est par exemple le cas lorsqu'on procède à une décantation en traitement des eaux. La partie particulière décantée est constituée de biomasse qui est réintroduite dans le réacteur.

Cependant, d'autres méthodes ont montré une efficacité bien plus grande en digestion anaérobie. Ces méthodes reposent sur les propriétés des micro-organismes à s'organiser en des structures très concentrées (biofilms) soit en colonisant des surfaces dédiées à cet effet, soit par agglomération naturelle (granules).

Ce sont ces différents modes de mise en œuvre des réacteurs qui sont utilisés dans le domaine de la méthanisation, que ce soit pour des produits liquides ou solides. Nous détaillons dans le paragraphe suivant les différentes technologies spécifiquement développées à partir de ces concepts généraux.

1.4.2.2 Effluents et produits liquides

La technologie des digesteurs est restée relativement rudimentaires jusqu'aux années 80 puisque majoritairement basée sur un principe identique : celui du réacteur agité avec recyclage de la biomasse (*i.e.*, contact anaérobie). Par la suite, des systèmes plus intensifs et des technologies plus performantes sont apparus [Switzenbaum, 1995]. L'immobilisation de la biomasse sur des garnissages fixes (filtres anaérobies) ou fluidisés (lits fluidisés), ainsi que la formation de granules (réacteurs à lit de boues) ont alors donné lieu à de nombreuses applications industrielles.

Cette immobilisation présente un double avantage. D'une part, elle permet d'atteindre de très fortes concentrations en biomasse, réduisant d'autant les volumes réactionnels nécessaires. Elle autorise d'autre part de dissocier le taux de croissance de la biomasse du temps de séjour du liquide. En effet, il est connu par les spécialistes des bioprocédés que lorsque le taux de dilution (*i.e.*, le rapport entre le débit appliqué et le volume) d'un réacteur à cellules libres est supérieur au taux de croissance des micro-organismes, ces derniers n'ont pas le temps de se reproduire et le réacteur est alors « lessivé », la biomasse étant entraînée dans la sortie de liquide.

1.4.2.2.1 Réacteurs continus agités - Contact anaérobie

Dans ces procédés, le mélange liquide-biomasse issu du réacteur agité est envoyé vers un système de séparation. La biomasse est recyclée vers le réacteur tandis que l'effluent clarifié ressort du système (Figure 8). C'est le même principe que celui utilisé dans les stations d'épuration à boues activées (*i.e.*, aérobies) même si la biomasse anaérobie décante beaucoup moins bien. En particulier, la présence de bulles de biogaz attachées aux floccs bactériens limite la décantabilité de la biomasse. Il est donc nécessaire soit de surdimensionner les décanteurs, soit de prévoir des dispositifs spéciaux pour la séparation (*e.g.*, systèmes de dégazage, filtres, ...). L'utilisation des membranes d'ultrafiltration permet en particulier une excellente séparation et une complète dissociation eau / biomasse. Peu d'exemples industriels ont malheureusement été rapportés à ce jour sur ce sujet car les membranes sont d'un usage relativement lourd (du fait du colmatage fréquent) et la tendance est encore au surdimensionnement.

Le gros avantage des réacteurs à contact anaérobie réside dans leur grande souplesse d'utilisation malgré des performances modestes. Ces réacteurs peuvent en effet admettre des effluents fortement chargés en matières solides ou colloïdales sans problèmes de fonctionnement. De plus, la présence de matières solides dans certains effluents (comme les effluents issus du traitement de la betterave à sucre) peut, dans une certaine limite, favoriser la décantabilité de la biomasse.

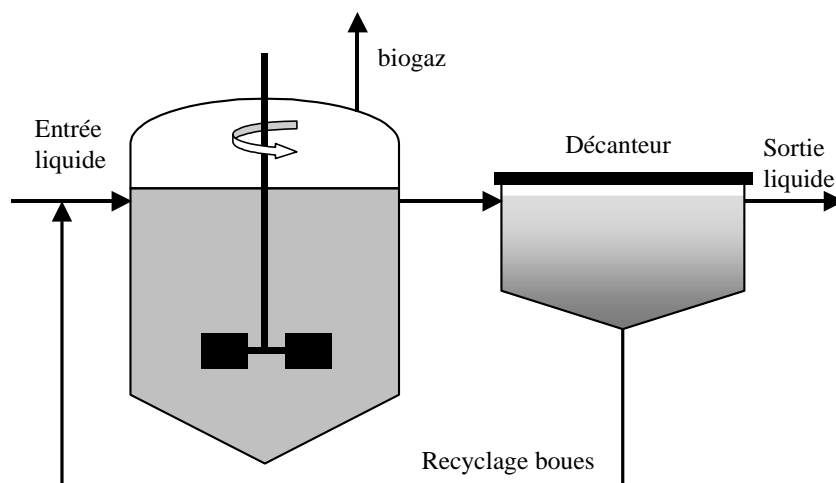


Figure 8 : Contact anaérobie.

LA DIGESTION DES BOUES DE STATION D'EPURATION

Les procédés d'épuration par boues activées génèrent des boues qui sont directement introduites dans des réacteurs thermostatés (en général à 35°C, certains fonctionnant à 55°C) pour leur digestion. Cette dernière dure 3 à 4 semaines et entraîne une diminution de l'ordre de 60% de la matière organique entrante. A un tel temps de séjour, il n'est pas nécessaire de prévoir un recyclage de biomasse après séparation : la teneur en matières sèches est en effet de l'ordre de 20 à 30 g/L. Le brassage est généralement assurée par le biogaz. La digestion des boues est une technologie très éprouvée en Europe, qui traite plus de 60% de sa production (soit près de 4,5 millions de tonnes de MS).

1.4.2.2.2 Filtres anaérobies

Dans les filtres anaérobies, un garnissage est utilisé afin de retenir la biomasse. Ce procédé permet d'atteindre de bonnes performances pour le traitement d'effluents contenant de la pollution essentiellement sous forme soluble. Les filtres, comme leur nom l'indique, retiennent en effet les solides et cela peut occasionner des problèmes d'écoulement (*i.e.*, présence de zones mortes et/ou de chemins préférentiels) et même des colmatages. Les filtres anaérobies doivent donc être surveillés et nettoyés périodiquement.

Ces procédés peuvent fonctionner à flux ascendant (Figure 9) ou à flux descendant de liquide. Dans ce dernier cas, le contre-courant de gaz et de liquide améliore le mélange et l'agitation et limite l'accumulation de solides. Les types de support utilisés sont soit des garnissages vrac (exemple : Floccor™), soit des garnissages orientés ou tubulaires (exemple : cloisonyle™). Dans ce dernier cas, les risques de colmatage sont limités.

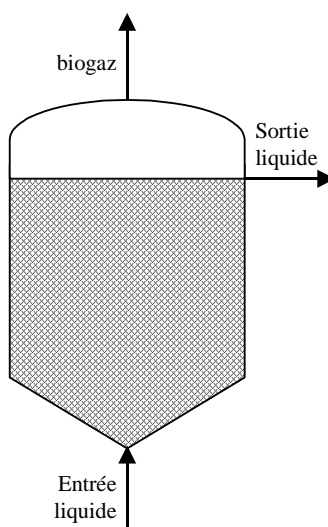


Figure 9 : Réacteur à lit fixe (Filtre anaérobie).

1.4.2.2.3 Réacteurs à lit de boues (UASB)

Au cours des années 70, l'équipe Hollandaise du Professeur G. Lettinga a mis en évidence la tendance naturelle de la biomasse anaérobie à former des granules très denses [Lettinga *et coll.*, 1980]. Ces granules, dont la taille est comprise entre 1 et 5 mm, présentent l'avantage de rester plus longtemps dans le réacteur que les cellules libres et ce, malgré une production de biogaz et une vitesse ascendante du liquide importantes. Validé en vraie grandeur, la technologie du réacteur à lit de boues (UASB, pour Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) est aujourd'hui la plus répandue en Europe et dans le monde. Ces réacteurs sont munis d'un dispositif de séparation gaz / solide, qui permet de limiter les problèmes de flottation de biomasse. Le démarrage d'un réacteur à lit de boues est généralement réalisé par une inoculation massive de granules provenant d'un réacteur en fonctionnement.

Outre des performances élevées (*i.e.*, la charge appliquée peut atteindre $20 \text{ kg}_{\text{DCO}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$), les principaux avantages des UASB résident dans leur simplicité de conception et dans leur faible coût de fonctionnement. Les problèmes rencontrés dans ces systèmes sont cependant tous liés à la formation et au maintien des granules dans le réacteur. En effet, les phénomènes de granulation sont relativement peu maîtrisés et la dégranulation peut entraîner un lessivage complet du réacteur en quelques heures. De tels accidents peuvent notamment survenir en cas de surcharge organique ou en présence de matières solides [Wheatley *et coll.*, 1997]. La perte de biomasse nécessite alors un réensemencement massif (*i.e.*, identique au démarrage).

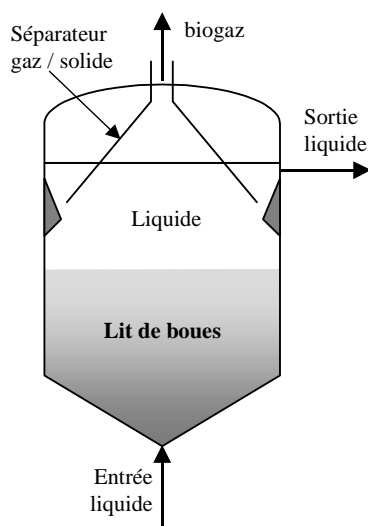


Figure 10: Réacteur à lit de boues (UASB).

1.4.2.2.4 Réacteurs à lit fluidisé

L'utilisation de particules granulaires de faible taille permet de s'affranchir des problèmes inhérents aux technologies présentées ci-dessus. C'est le principe du lit fluidisé dans lequel un recyclage du liquide maintient une certaine expansion de la phase solide et permet aux particules d'être mobiles dans le réacteur (Figure 11). Ce type de réacteurs est également connu sous le terme de « lit expansé » lorsque le taux d'expansion de la phase solide est faible.

Cette technique a connu un engouement croissant depuis la fin des années 80 [Heijnen *et coll.*, 1989]. L'expansion des particules exclut en effet les colmatages puisque la croissance bactérienne est compensée soit par l'abrasion, soit par une expansion supplémentaire. Le matériau support initialement utilisé était le sable qui, en raison de sa faible capacité à fixer les bactéries [Fox *et coll.* 1990] et de sa forte densité nécessitant une énergie importante pour assurer la fluidisation, a malheureusement causé quelques déboires. L'utilisation de matériaux plus spécifiques de taille généralement comprise entre 0.2 et 1 mm (*i.e.*, charbons actifs, pierre ponce, PVC, billes de verre poreuses, ...) a par la suite permis de résoudre ces problèmes.

L'obligation d'utiliser un recyclage de liquide pour la fluidisation (*i.e.*, vitesses ascendantes de liquide en fût vide comprises entre 7 et 20 m/h) entraîne, pour des raisons énergétiques, des géométries de réacteurs différentes (*i.e.*, rapport hauteur / diamètre, de l'ordre de 5 / 1). Les lits fluidisés ont donc un encombrement au sol moins important que les procédés concurrents. Mais l'avantage majeur de ce procédé réside dans ses performances de dépollution. La forte concentration en biomasse active – couplée à une excellente qualité du mélange – permet en effet d'atteindre en

routine des charges de $60 \text{ kg}_{\text{DCO}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ (Ehlinger, 1994, Holst *et coll.*, 1997), voire beaucoup plus à l'échelle pilote (*i.e.*, $>120 \text{ kg}_{\text{DCO}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$, Steyer *et coll.*, 1999).

Les limitations de ces réacteurs ne sont alors pas liées à la biologie mais plutôt à l'hydrodynamique. En effet, la production de biogaz peut être si importante qu'elle peut créer des phénomènes de bullage par à-coup qui entraînent les bioparticules hors du réacteur, gênent les écoulements et contribuent fortement à l'abrasion des biofilms (Buffière *et coll.*, 1998).

L'utilisation de particules flottantes a donc tout naturellement été envisagée dans des technologies de lit fluidisé inverse et de lit turbulé inverse : cela permet de bénéficier des avantages du contre-courant de biogaz et de liquide et, dans certains cas, d'utiliser la production de biogaz pour la fluidisation (Garcia-Calderon *et coll.*, 1998 ; Buffière *et coll.*, 2000).

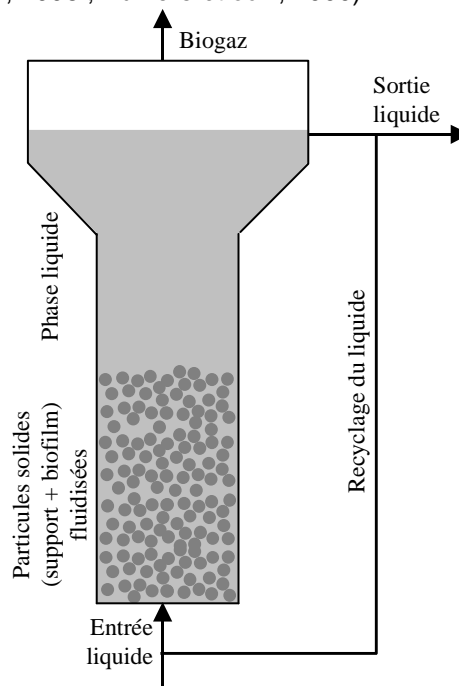


Figure 11 : Lit fluidisé.

1.4.2.3 Produits solides

Les procédés de méthanisation se distinguent selon plusieurs critères, et en particulier la teneur en eau (procédés humides, procédés secs). Nous expliquerons les différences entre ces deux technologies, et essaierons de proposer un rapide aperçu des techniques utilisées en zone agricoles. Cette partie est inspirée d'un article de l'auteur paru dans L'eau, L'Industrie, Les Nuisances en 2008 (Buffière et Frederic, 2008).

1.4.2.3.1 Digestion en voie humide

Les systèmes de digestion humide présentent de grandes similarités avec les procédés de digestion de boues d'épuration. Il s'agit de réacteurs agités soit mécaniquement soit par brassage au biogaz. Dans ces réacteurs, la teneur en eau est ajustée de manière à retrouver une teneur proche de 10-15% de matière sèche. Les déchets sont parfois préalablement mélangés dans un réacteur pouvant éventuellement être adjoint à un traitement mécanique et/ou thermique (pulpeur), qui permet de conférer au mélange la consistance souhaitée pour la méthanisation (Vandevivere *et coll.*, 2003).

Les procédés de digestion humide sont généralement précédés d'une étape de préparation des déchets (mélangeur, pulpeur) avant l'entrée dans le réacteur de méthanisation proprement dit (Figure 12). Les principaux procédés fonctionnant selon ce principe sont le procédé WAASA, le procédé BTA et le procédé LINDE-KCA. La société espagnole ROS-ROCA commercialise également un digesteur par voie humide (procédé BIOTAB).

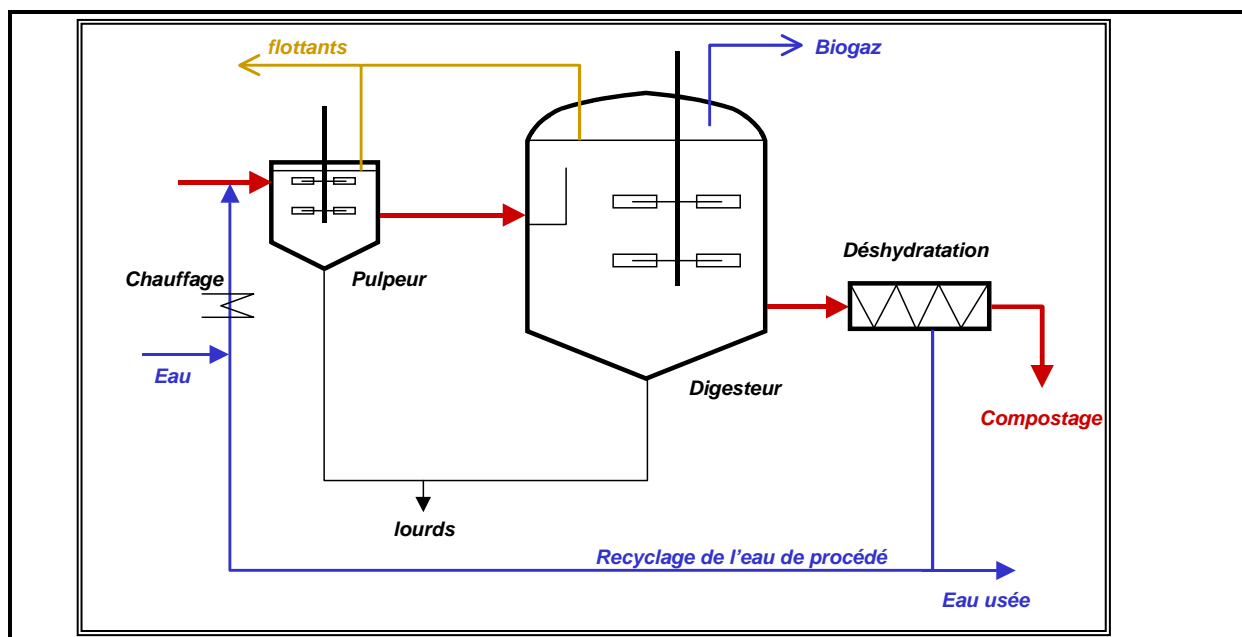


Figure 12 : Principe des digesteurs humides.

1.4.2.3.2 Digestion en voie sèche

La digestion sèche est une technique qui permet de maintenir les résidus dans leur état d'origine sans d'importants ajouts d'eau. Elle se caractérise par une teneur en eau comprise entre 20 et 40%, ce qui confère au milieu de fermentation une consistance non pas sèche, mais pâteuse (ou semi-solide), avec une faible quantité d'eau libre. Le prétraitement nécessaire est simplement un criblage à une taille de l'ordre de 40 mm, bien que l'on trouve également des installations fonctionnant avec des tailles supérieures (80 voire 100 mm).

Parmi les procédés de digestion sèche, nous retrouvons trois types de technologies : deux systèmes à réacteurs verticaux (le procédé DRANCO, à recirculation de digestat), et le procédé VALORGA, mélangé par recirculation de biogaz), et les procédés horizontaux (KOMPOGAS et BRV) dans lesquels l'écoulement est piston et où des agitateurs à vitesse lente confèrent un mouvement de rotation à la matière en cours de digestion.

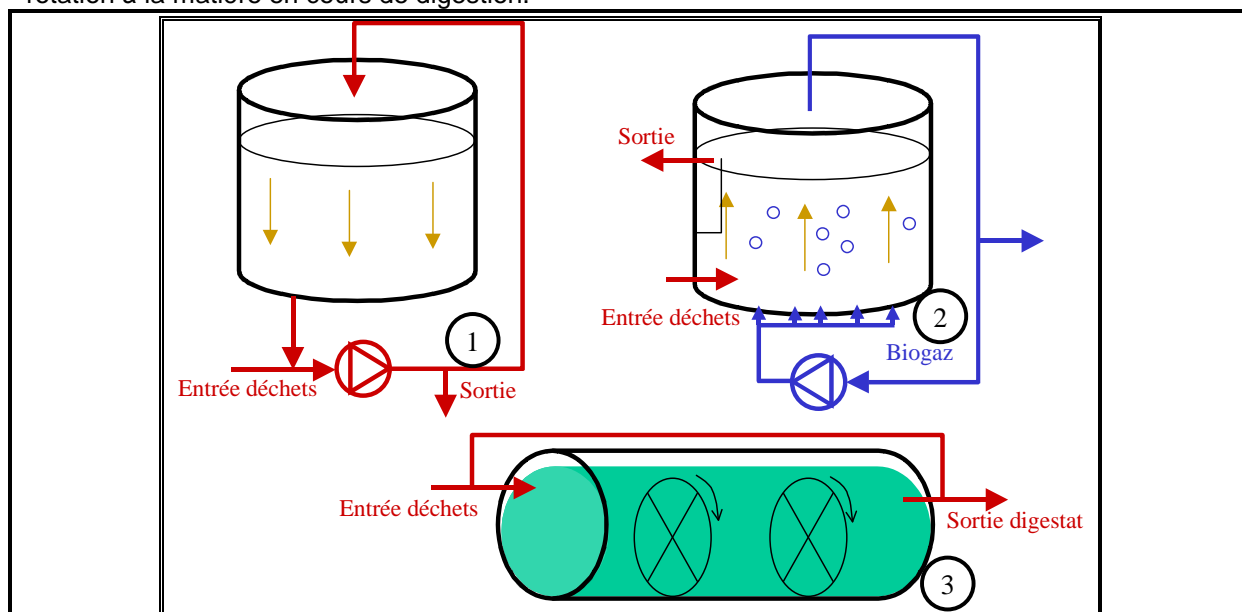


Figure 13 : Principales technologies de digestion sèche. 1 : à recirculation de digestat (DRANCO), 2 : recirculation de biogaz (VALORGA) ; 3 : digesteurs pistons horizontaux (KOMPOGAS, BRV).

1.4.2.3.3 Autres procédés de digestion des solides

- Procédés extensifs discontinus

Nous qualifions de procédés extensifs ceux pour lesquels c'est la simplicité de conception qui a primé sur l'efficacité du traitement. A l'extrême, le procédé le plus extensif de méthanisation est le centre de stockage par enfouissement, dans lesquels la durée de dégradation est de l'ordre de la vingtaine d'année. La société IKOS France commercialise une technique apparentée au stockage permettant, par méthanisation et via un prétraitement des déchets, de réduire à 4 ans la durée du traitement. Les procédés extensifs „hors sol“ plus classiques fonctionnent par bâchées, dans des cellules fermées. Les plus connus sont les procédés BIOCEL (Pays-Bas) et BEKON (Allemagne), dans lesquels le temps de fermentation des déchets avoisine 90 jours. Dans ces deux procédés, les déchets (souvent des fractions organiques de déchets ménagers) sont placés tels quels dans des compartiments fermés hermétiquement, et un recyclage de lixiviat peut être réalisé afin d'accélérer la fermentation. Un réchauffement de lixiviat recirculé peut également être réalisé pour augmenter la température du traitement. Une variante particulièrement astucieuse, le procédé SEBAC, a été mise au point par le Pr. David Chynoweth de l'université de Floride (USA), dans lesquels trois réacteurs sont utilisés de manière séquentielle avec des échanges et des recyclages de lixiviats (Chynoweth, et coll., 1992). Cette variante permet de réduire considérablement le temps de traitement des déchets (moins de 40 jours).

- Digestion à la ferme

La méthanisation agricole a généré, en raison de ses spécificités, un développement de technologies dédiées qu'il convient de considérer comme intermédiaire entre les procédés extensifs et les procédés intensifs.

En Europe, c'est surtout le modèle Allemand qui est le plus représentatif, en raison de sa très large utilisation. Il repose sur l'utilisation d'un réacteur muni d'une agitation lente, alimenté par une trémie au moyen d'un chargeur. Les réacteurs sont souvent chauffés ou au moins isolés thermiquement. Les déchets digérés sont souvent stockés dans une cuve permettant de récupérer le méthane résiduel avant d'être utilisés en épandage. Pour plus d'informations, nous conseillons la consultation des fiches techniques éditées sur le site de l'association SOLAGRO (www.solagro.org) à ce propos.

En Chine, le modèle historiquement le plus répandu est une cuve enterrée sans agitation autre que celle due au biogaz qui s'y forme (Figure 14). Il est alimenté manuellement via un tube plongeant dans le réacteur. Le trop-plein est généralement utilisé comme fertilisant, tandis que le biogaz est collecté pour les usages ménagers (cuisine, éclairage).

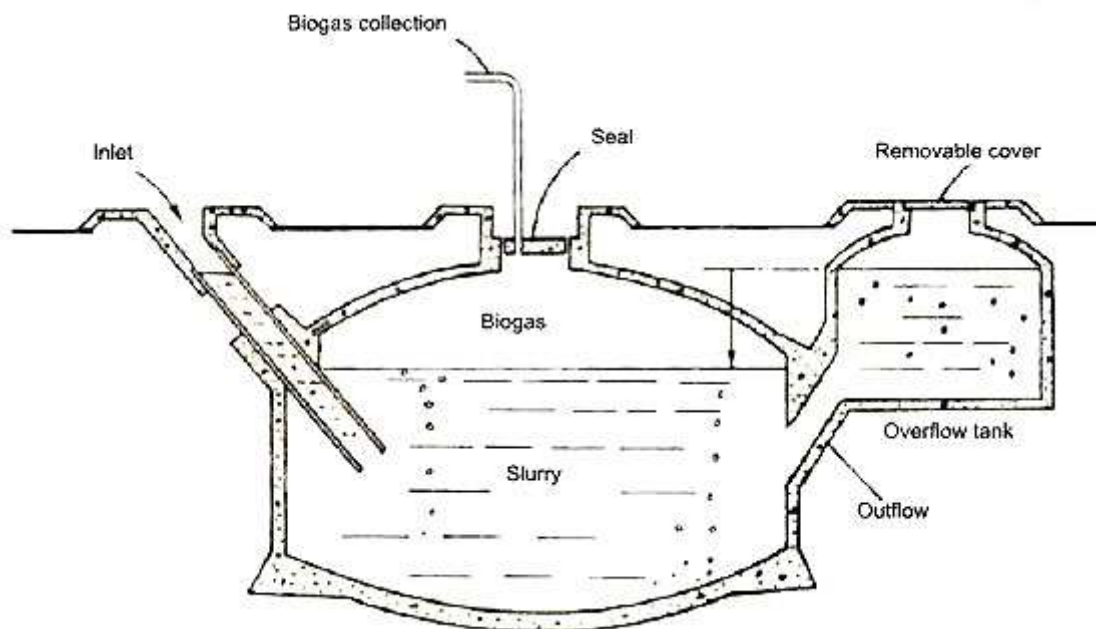


Figure 14 : Schéma typique du digesteur chinois traditionnel, le « China dome ».

1.4.2.4 Les performances des installations

Il convient tout d'abord de définir à quoi correspondent les performances évaluées lorsqu'on considère un réacteur de méthanisation. Nous abordons trois principaux critères :

- La charge appliquée, qui correspond à un flux de matière traité ;

- Le temps de séjour, qui correspond, en fait, à une durée de traitement qui se matérialise par un volume de réacteur ;
- Le rendement, qui peut se décliner en plusieurs définitions dans le cas de la méthanisation.

1.4.2.4.1 Charge appliquée

La charge appliquée d'un réacteur est définie comme le flux de matière entrant dans le réacteur. La charge volumique appliquée (CVA) est le flux de matière traitée ramené à l'unité de volume du réacteur. Dans le cas des effluents liquides, le flux de matière traitée s'exprime souvent en DCO. Dans le cas des produits solides, pour lesquels la DCO est difficile à mesurer, c'est souvent la quantité de matières volatiles (MV) qui mesure la matière organique.

Exemple 1 : Un réacteur de 100 m³ traite une charge de 1000 kg de MV par jour ; la charge volumique appliquée est :

$$CVA = 1000/100 = 10 \text{ kgMV/m}^3/\text{j}$$

Exemple 2 : Un réacteur de volume V=100 m³ traite un rejet liquide dont le débit Q est de 10 m³/j et la concentration C de 100 kgDCO/m³. La charge volumique appliquée est :

$$CVA = \frac{Q \times C}{V} = \frac{10 \times 100}{100} = 10 \text{ kgDCO/m}^3/\text{j}$$

1.4.2.4.2 Temps de séjour

Le temps de séjour est un paramètre couramment utilisé pour estimer, dans le cas d'un fonctionnement en mode continu, le temps moyen passé par le produit organique dans le réacteur.

➤ Pour les liquides (Temps de séjour hydraulique, TSH) :

Dans le cas des liquides, le temps de séjour hydraulique (TSH) est défini comme le rapport du volume de liquide du réacteur au débit volumique du rejet liquide traité :

$$TSH = \frac{V_L}{Q}$$

➤ Pour les solides (Temps de Séjour des Solides, TSS) :

Le cas du traitement des produits solides est un peu plus complexe, car les solides sont transformés au cours de la digestion. En conséquence, même pour un réacteur fonctionnant en continu, le flux massique en entrée n'est pas forcément égal au flux massique en sortie (une partie non négligeable de la masse des solides étant convertie en biogaz). Cependant, nous pouvons définir le temps de séjour des solides à partir du temps de séjour d'un composé solide inerte I de concentration X_i . Ce temps de séjour des solides (TSS) est égal à la masse de ce composé dans le réacteur divisé par le flux massique de ce composé sortant du réacteur :

$$TSS = \frac{M_R \times X_i^R}{F_S \times X_i}$$

Où M_R est la masse du réacteur, X_i^R est la concentration moyenne de I dans le réacteur, F_S le flux massique de sortie et X_i la concentration en I en sortie du réacteur. Dans le cas où le réacteur est homogène, la concentration en sortie est égale à la concentration moyenne dans le réacteur. Dans ce cas, le temps de séjour des solides se réduit à :

$$TSS = \frac{M_R}{F_S}$$

➤ Pour la biomasse (Temps de séjour des boues, TSB, ou Age des boues) :

La biomasse est, par définition, produite dans le réacteur lors de la transformation biologique. En traitement des eaux, la notion de temps de séjour de la biomasse est désignée comme l'âge de boues, ce qui est beaucoup plus parlant. De manière analogue au temps de séjour des solides, l'âge des boues est défini comme le rapport entre la quantité de boues dans le réacteur sur le flux de boues qui sort du réacteur.

$$TSB = \frac{V_R \times X_B^R}{Q \times X_B}$$

Il convient toutefois de noter qu'il est délicat de déterminer la concentration en boues X_B . Dans le cas du traitement des liquides par exemple, les matières particulières sortant du réacteur peuvent en effet être de la matière organique non traitée, des bactéries mortes, etc... De même, établir la concentration en boues dans un réacteur à biomasse fixée est souvent délicat en raison de la difficulté d'échantillonnage de certains supports de croissance.

Pour caractériser les performances d'une transformation, il est nécessaire d'introduire la notion de rendement. Ce rendement est associé aux objectifs souhaités : traitement d'un effluent (normes de rejet), traitement d'un déchet, production de méthane.

1.4.2.4.3 Les rendements

➤ Rendement global et rendement vrai :

Dans le cas où nous disposons d'un critère mesuré de l'évolution de la réaction biologique, il est possible de calculer le rendement global de la réaction en comparant l'entrée et la sortie du système. Par exemple, si nous connaissons la DCO de l'entrée DCO_e et de la sortie DCO_s , le rendement est calculé par :

$$Rendement = \frac{DCO_e - DCO_s}{DCO_e}$$

Cette définition correspond au rendement global de la réaction. Elle ne présume pas que la DCO soit ou non biodégradable. En toute rigueur, la logique voudrait qu'un rendement soit défini non pas par rapport à des performances impossibles à atteindre (comme la dégradation du non biodégradable) mais par rapport à un maximum de performances objectif. C'est pourquoi nous pouvons également introduire un rendement « vrai » de la réaction si nous connaissons la DCO biodégradable DCO_b :

$$Rendement\ vrai = \frac{DCO_e - DCO_s}{DCO_b}$$

Notons que dans la pratique, il est plus complexe de mesurer la fraction biodégradable d'un résidu : il faut, en complément de la mesure de la DCO par exemple, connaître la fraction de DCO dite « dure », ou bien le potentiel méthanogène ultime.

➤ Rendement en méthane :

La méthanisation a un double objectif : éliminer la pollution organique et produire du méthane. Il est donc fréquent de présenter les performances de rendement en termes de pollution éliminée et de rendement en méthane. Le rendement en méthane est défini comme la quantité de méthane produite rapportée à la quantité de matière organique entrant dans le réacteur. Selon la grandeur caractéristique de la matière organique (la DCO ou les matières volatiles MV), nous pouvons les calculer de deux manières :

Pour les liquides :

$$R_{CH_4} = \frac{Q_{CH_4}}{Q_e \times [DCO]_e}$$

Pour les solides :

$$R_{CH_4} = \frac{Q_{CH_4}}{F_e \times [MV]_e}$$

Dans lesquelles :

R_{CH_4} est le rendement en méthane du réacteur ($Nm^3/kgMV$ ou $Nm^3/kgDCO$) ;

Q_{CH_4} est le débit de méthane (Nm^3/j) ;

F_e et Q_e sont les flux massiques et volumiques en entrée (kg/j et m^3/j) ;

$[MV]_e$ et $[DCO]_e$ sont les concentrations (respectivement massiques et volumiques) en entrée.

Signalons que le rendement en méthane du réacteur est une donnée qui permet simplement de situer les performances d'un réacteur par rapport à son fonctionnement optimal. En effet, si toute la matière organique biodégradable était dégradée, alors nous obtiendrions une valeur du rendement en méthane égale à la valeur du potentiel méthanogène de l'effluent ou du produit organique solide considéré. Par conséquent, si l'on divise le rendement en méthane d'un réacteur par le potentiel méthanogène du produit considéré, nous obtenons le « rendement vrai » de la réaction tel que défini plus haut.

1.4.2.5 Les paramètres et conditions opératoires dans les réacteurs

1.4.2.5.1 La température

La température est un paramètre important de la méthanisation. Comme toutes les transformations chimiques et biochimiques, la vitesse des réactions qui interviennent en méthanisation augmentent avec la température (El Fadel et coll., 1996b ; Veeken et Hamelers, 1999).

Certaines études (notamment Pfeffer, 1974) mentionnent cependant l'existence d'optima de température pour la méthanisation, en particulier dans les zones mésophiles (autour de 35°) et

thermophiles (autour de 55°C). Le maintien en température des réacteurs de méthanisation nécessite un apport d'énergie thermique qui, dans la plupart des cas, provient du méthane généré par l'installation elle-même.

A l'échelle industrielle, différentes stratégies sont utilisées par rapport à la température :

➤ Fonctionnement à **température ambiante** : ce mode de fonctionnement permet une économie conséquente au niveau des investissements, mais n'assure pas la pérennité du fonctionnement de l'installation tout au long de l'année, notamment dans les zones froides. Ce type de réacteur est en général utilisé pour les traitements extensifs.

➤ Fonctionnement en **mode mésophile** : c'est le mode de fonctionnement le plus courant dans l'industrie. Il assure une vitesse constante et une bonne stabilité de la digestion anaérobie.

➤ Fonctionnement en **mode thermophile** : ce mode est de plus en plus utilisé pour le traitement des produits organiques solides. Le fonctionnement à forte température permet en effet d'améliorer la vitesse d'hydrolyse par rapport au régime mésophile. Il est cependant réputé moins stable, sans doute en raison des risques de production rapide d'acides gras volatils et d'hydrogène lors de l'étape d'hydrolyse et d'acidogénèse, qui peuvent inhiber la méthanisation. Le second avantage est associé à un caractère plus hygiénisant du traitement thermophile par rapport aux germes pathogènes.

1.4.2.5.2 Le pH et l'alcalinité

D'un point de vue global, la réaction de méthanisation est neutre du point de vue de l'acidité. Il n'en demeure pas moins que le pH est un paramètre important de cette réaction. Pour mieux comprendre, référons nous au Tableau 1, page 8 : nous voyons que, si globalement la réaction ne produit ni ne consomme d'acidité (réaction 1), il n'en va pas de même pour les réactions intermédiaires :

- La fermentation du glucose produit 3 acétates et 3 protons H^+ (réaction 5) ;
- La méthanisation de l'acétate produit du bicarbonate HCO_3^- (réaction 15).

Par conséquent, lors de la fermentation, le pH aura tendance à diminuer. En revanche, lors de la méthanisation des acides organiques, il aura tendance à remonter. Dans un réacteur, il est bien rare que les vitesses des deux phénomènes soient les mêmes : le pH a donc un caractère très fluctuant. Dans la plupart des cas, c'est la fermentation qui est l'étape la plus rapide, et nous observerons une baisse du pH qui ne pourra pas toujours être contrée par le pouvoir tampon du milieu.

Des fluctuations trop importantes du pH peuvent également avoir des conséquences néfastes sur le fonctionnement du consortium microbien, notamment en raison de phénomènes d'inhibitions associés à la présence des acides organiques (AGV) ou d'azote ammoniacal (voir aussi la partie 1.2.2.1). Nous savons en particulier que ce sont surtout les formes non dissociées des acides gras volatils et de l'azote ammoniacal qui sont les composés les plus inhibiteurs. Les formes non dissociées des AGV se forment lorsque le pH baisse (couple acétate – acide acétique par exemple), alors que l'ammoniac libre se forme lorsque le pH augmente (couple $NH_3-NH_4^+$). En conséquence, la méthanisation est souvent reconnue comme optimale autour de la neutralité (pH compris entre 6,5 et 8).

L'alcalinité est une notion souvent associée à celle du pH, bien qu'on ne puisse pas les déduire l'une de l'autre. L'alcalinité mesure, en effet, la capacité d'un milieu aqueux à consommer des protons sans que le pH ne varie. En méthanisation, c'est donc cette alcalinité qui va jouer le rôle de pouvoir tampon et qui va éviter que le déséquilibre latent entre la vitesse de fermentation et la vitesse de consommation des acides n'entraîne systématiquement une fluctuation brutale du pH. Elle est principalement due aux ions bicarbonate et aux acides organiques, et son niveau peut se mesurer par titration. Le dosage de l'alcalinité due aux bicarbonates permet d'avoir un assez bon aperçu du pouvoir tampon des milieux, et est souvent un paramètre plus pertinent à surveiller que le pH en tant que tel, dans la mesure où le pH peut ne pas évoluer tandis que l'alcalinité varie.

1.4.2.5.3 Autres paramètres importants pour le suivi de la méthanisation

➤ Acides gras volatils

La concentration en acides gras volatils est un paramètre de surveillance important, bien que cela ne soit pas souvent réalisé industriellement. Nous avons vu que, d'une part, les AGV sont susceptibles de provoquer une inhibition de l'ensemble de la chaîne trophique lorsque le pH diminue ; de plus, la variation (accumulation ou disparition) des AGV en tant qu'intermédiaires réactionnels témoigne du fonctionnement global du réacteur. La mesure des AGV peut s'effectuer par chromatographie (en phase gazeuse ou liquide). Cette mesure est rarement réalisée en ligne, bien que certains titrimètres aient été développés dans ce but (Steyer et coll., 2002).

➤ Biogaz : débit et composition

Le débit et la composition du biogaz sont les paramètres les plus importants pour le suivi des installations. Ils sont très souvent mesurés en ligne. La teneur en méthane permet de connaître la quantité de méthane produite et d'estimer le rendement de conversion du réacteur.

Certaines installations sont également équipées d'une mesure d'hydrogène en phase gazeuse. L'hydrogène est en effet un indicateur de dysfonctionnement (déséquilibre au niveau de l'étape d'acétogenèse, comme nous l'avons vu dans la partie 1.2.1.3 page 6). La détection de l'hydrogène, au même titre que celle d'une baisse d'alcalinité, permet de développer une stratégie de régulation du réacteur.

➤ *Biomasse : teneur et activité*

La quantité de biomasse active dans un réacteur est un paramètre fondamental : c'est en effet la quantité et l'état physiologique des espèces intervenant dans la chaîne trophique qui sont avant tout garants du bon fonctionnement des installations. Il existe différentes techniques, plus ou moins lourdes, pour quantifier la biomasse. Ces techniques dépendent du type de réacteur et du mode de mise en œuvre des micro-organismes. Certaines mesures optiques sont utilisables dans le cas de réacteurs à biomasse libre, mais la plupart du temps les dosages de matières sèches et de matières volatiles sont les plus fréquents. Cependant, ces dosages ne permettent pas de savoir si la matière organique mesurée est bien de la biomasse, ou s'il s'agit d'autres composés. C'est pourquoi des techniques d'investigation complémentaires ont été développées pour avoir accès à des données plus spécifiques.

Les tests **d'activité spécifique** (James et coll., 1990 ; Rozzi et Remigi, 2004) peuvent être réalisés à partir de prélèvements dans le réacteur. Il s'agit de mettre en contact la biomasse prélevée avec différents composés organiques présents dans le milieu afin de mesurer leur vitesse de dégradation. L'activité spécifique est alors exprimée par rapport à une variable globale (la teneur en matière volatile par exemple).

Les techniques plus récentes de microbiologie moléculaire peuvent également permettre d'avoir accès à des informations complémentaires. Il est ainsi possible de cibler certains groupes à partir de leurs spécificités génétiques et de quantifier leur importance. Cependant, cela implique que les espèces considérées présentent des caractéristiques génétiques communes traduisant l'expression d'une fonction bien particulière. Ces techniques très prometteuses sont encore largement en cours de développement (McMahon et coll., 2001 ; Yu et coll., 2006). Elles ne sont pas encore pleinement exploitables du point de vue de l'ingénierie en raison de leur caractère semi-quantitatif.

➤ *Suivi de la matière organique à dégrader*

Dans le réacteur, la matière organique se trouve sous différente forme : il peut s'agir de la matière organique apportée qui est en cours de dégradation, de la matière organique formée par les micro-organismes de la méthanisation, de la matière organique qui s'est accumulée (composés inertes), etc. Le suivi de la dégradation n'est donc pas une chose simple. Lorsqu'il s'agit de dégrader des composés solubles, il est possible d'effectuer un suivi à partir de la mesure des composés organiques dissous (carbone organique total – COT, ou demande chimique en oxygène – DCO). Dans le cas de produits solides ou mixtes, le suivi est beaucoup plus problématique.

1.4.3 Les perspectives en R&D associées aux réacteurs

Au sens large, la mise en œuvre de la méthanisation en réacteur suppose une connaissance fine de tous les mécanismes. La conception des réacteurs suit une logique définie (Villiermaux, 1993) :

- Connaissance de la cinétique intrinsèque de la réaction ;
- Connaissance des propriétés thermodynamiques des réactifs et des produits ;
- Connaissance des phénomènes de transfert ;
- Connaissance des phénomènes de mélange.

L'agrégation de ces connaissances de nature à la fois chimique et physique permet de générer un outil (généralement un modèle) qui peut être utilisé à la fois dans le but de dimensionner, mais aussi de simuler ou d'aider à la conduite des réacteurs.

1.4.3.1 Processus biologiques dans les réacteurs de méthanisation

Les connaissances actuelles sur les cinétiques de réaction sont regroupées dans un modèle de connaissance (le modèle ADM1, voir Figure 2 page 13 et encadré). Ce modèle de connaissance repose sur un grand nombre de variables d'état et de paramètres, un grand nombre d'entre eux étant particulièrement difficiles à identifier. Le modèle est par conséquent délicat à utiliser dans une logique de dimensionnement, qui requiert une connaissance quantitative des mécanismes et des paramètres.

Les processus bio-cinétiques et leur connaissance représentent donc un enjeu de recherche important pour l'amélioration des outils pour la maîtrise de la méthanisation. Il s'agit en particulier :

- De mieux comprendre comment la communauté microbienne se structure autour d'un substrat donné ;
- De mieux connaître quelles sont les vitesses spécifiques et les quantités de biomasse mis en jeu dans chaque réaction biologique élémentaire ;
- D'être capable de décrire les interactions inter-espèces en termes d'écologie microbienne et de dynamique de populations.

Les besoins s'expriment donc à deux niveaux :

- **Au niveau théorique et conceptuel** tout d'abord : comment décrire une communauté biologique et son fonctionnement dynamique, peut-on faire appel à des approches énergétiques (thermodynamiques) ou faut-il appréhender la communauté microbienne comme un méta-organisme sur lequel des outils globaux de caractérisation fonctionnelle seront appliqués (notion de méta-génomique, méta-protéomique) ?
- **Au niveau expérimental** ensuite : quels sont les outils qui, demain, nous permettront de suivre une espèce microbienne spécifique dans un réacteur, ou une fonction physiologique particulière ?

1.4.3.2 Transfert et mélange

Au-delà du fonctionnement des micro-organismes dans un environnement particulier, leur mise en œuvre est réalisée dans une configuration spécifique, celle d'un réacteur. La fonction biologique fait intervenir des réactifs, des intermédiaires réactionnels et des produits dont la répartition temporelle ou spatiale affecte le fonctionnement au niveau local des espèces microbiennes. A l'instar des procédés chimiques catalytiques, tout micro-organisme est un « site actif » potentiel dans lequel les réactifs doivent arriver et les produits être évacués. Leur fonctionnement, qui dépend entre autres des concentrations des réactifs et des produits, est donc lié à ces mécanismes de transport.

La connaissance de ces processus est donc nécessaire dans l'optique du développement d'outils méthodologiques de dimensionnement et de conduite des procédés. Nous détaillons ces processus dans trois parties : l'une touchant au transfert de matière, l'autre à l'hydrodynamique, ces deux premières parties concernant surtout les réacteurs fonctionnant en phase liquide. La troisième partie aborde plus spécifiquement le cas des réacteurs à forte densité de solide (digestion sèche) pour lesquels les notions de transfert et de mélange sont beaucoup moins simples à dissocier.

1.4.3.2.1 Transfert de matière dans les réacteurs

- *Réacteurs à cellules libres : le transfert inter-espèces :*

Dans les réacteurs à cellules libres, les micro-organismes sont relativement dilués. S'agissant de la digestion anaérobie, les intermédiaires réactionnels sont les substrats pour d'autres réactions. Il faut donc que ces composés parviennent à proximité des micro-organismes qui vont les consommer.

Ce transport peut être, dans certaines conditions, limitant (c'est-à-dire que c'est la vitesse du transfert qui va conditionner la vitesse globale du processus), en particulier dans le cas des associations entre les bactéries syntrophes productrices et consommatrices d'hydrogène lorsque les micro-organismes sont éloignés (Boone et coll., 1989). Ce phénomène, peu étudié, ne semble cependant pas être

problématique à partir du moment où les micro-organismes sont organisés en flocs ou en biofilms (Ozturk et coll., 1989).

➤ *Réacteur à cellule immobilisées : limitations diffusionnelles :*

Dans les réacteurs à cellules immobilisées, les micro-organismes sont organisés sous la forme d'un biofilm au sein duquel la réaction se produit. Ce biofilm est une structure dense très concentrée en biomasse, au sein de laquelle la circulation de matière se fait par des micro-canaux et avec une intensité de mélange différente de celle régnant dans le milieu extérieur (Stoodley et coll., 1994). Si nous considérons un substrat S donné, de concentration homogène dans le milieu et qui est consommé dans le biofilm, alors il peut arriver que la vitesse à laquelle ce substrat parvient dans le biofilm soit inférieure à la vitesse à laquelle il est consommé. Cela entraîne donc une diminution de la concentration en substrat « vue » par les micro-organismes du biofilm par rapport à celle qui peut être mesurée dans le milieu par l'expérimentateur (Figure 15).

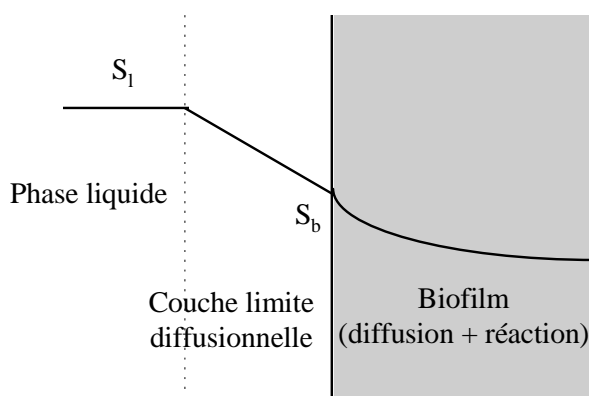


Figure 15 : Mise en évidence du transfert de matière dans les biofilms.

Cette problématique a été abordée dans des études succinctes sur le sujet (Buffière et coll., 1995 ; Buffière et coll., 1998b). En se basant sur des modèles de diffusion simple, il était apparu qu'à la fois les espèces acidogènes et méthanogènes hydrogénotrophes pouvaient être affectées par les limitations dues aux transferts dès que l'épaisseur du biofilm augmente au-delà de 50 μm , ce qui est très courant dans les réacteurs.

Cependant, ces résultats n'avaient, à l'époque, pas pu être validés autrement qu'au travers de mesures globales. Il semble qu'aujourd'hui les travaux sur les biofilms connaissent un regain d'intérêt en raison de la généralisation de capteurs spécifiques utilisables sous forme de micro-électrodes qu'il est possible de disposer à différentes épaisseurs dans ces matrices. Ces nouveaux outils ouvrent des perspectives intéressantes pour la validation des modèles de diffusion et de transport dans les biofilms.

➤ *Le transfert des gaz dissous : méthane, hydrogène, CO_2*

Les gaz de fermentation, qui sont produits en phase liquide en digestion anaérobie, sont souvent supposés se retrouver directement en équilibre avec la phase gazeuse (en particulier le méthane et l'hydrogène). Or, il est très probable qu'une sursaturation locale de la phase liquide soit possible : c'est en particulier ce qu'ont montré Pauss et coll. en 1990 à partir de mesures directes de concentrations en hydrogène dissous. A notre connaissance, l'étude du transfert liquide-gaz dans ces systèmes n'a reçu que très peu d'attention de la part des chercheurs. Récemment, J. HESS a développé un modèle pour les échanges gazeux à l'occasion de sa thèse de doctorat, notamment pour le calcul du coefficient de transfert de matière k_a (Hess, 2007) ; ce modèle, bien que particulièrement pertinent, n'a cependant pas pu être validé à l'échelle locale.

Il semble donc que ce sujet constitue une perspective de recherche intéressante, dans la mesure où la teneur en gaz dissous peut avoir une influence sur les vitesses des réactions biologiques (en particulier l'hydrogène, le méthane n'étant pas supposé présenter de caractère inhibiteur pour la méthanisation).

Le CO_2 a la particularité de participer à des équilibres chimiques avec les carbonates ; ces réactions chimiques, assez connues, peuvent être facilement intégrées à la modélisation à partir du moment où les coefficients de transfert sont connus, car les équilibres chimiques associés sont très rapides devant la vitesse de production biologique et la vitesse de transfert.

1.4.3.2.2 Hydrodynamique dans les réacteurs de méthanisation

Les réacteurs de méthanisation en phase liquide sont généralement des installations de grande taille (plusieurs dizaines, voire centaines de mètres cubes) et qui mettent en œuvre des dispositifs de mélange variés. Dans ces systèmes, le mélange a pour but d'assurer l'homogénéité la

plus complète possible afin d'assurer les meilleures conditions de mise en contact des réactifs avec la biomasse. Cet objectif est rarement atteint, et il arrive que des « écarts » à l'idéalité occasionnent également des écarts en performances. De manière plus générale, les aspects bio-cinétiques et hydrodynamiques sont souvent couplés sur la base d'interactions fortes (Buffière, 2004). Nous citerons trois aspects de la question pouvant être rencontrés :

- Défaut de mélange : le réacteur présente une zone non alimentée ou mal mélangée (zone morte), ou alors le flux de matière le traverse trop rapidement (court-circuit). Dans ce cas, les performances sont amoindries par rapport à celles prévues lors du dimensionnement. Cette problématique ne constitue pas un champ de recherche spécifique à proprement parler, bien qu'elle implique de pouvoir mettre en œuvre des dispositions préventives impliquant des développements méthodologiques important (la modélisation de l'hydrodynamique des écoulements dans les milieux complexes).
- Influence de la réaction biologique sur l'hydrodynamique : la réaction biologique donne lieu à une croissance de biomasse. Lorsque cette dernière pousse sur un support ou sous forme de granules, comme dans le cas des réacteurs à cellules immobilisées, alors la nature même des biofilms mis en jeu évolue au cours du temps (taille, densité, etc.). Ce sont alors l'ensemble des propriétés hydrauliques du système qui sont affectées, comme nous pouvons le voir dans différents exemple de réacteurs à lit mobile (Buffière, 2004 ; Garcia-Calderon et coll., 1998). Une autre conséquence de la réaction biologique est la production de gaz, qui peut avoir une influence variable sur les propriétés de mise en contact entre le substrat et la biomasse, selon le mode de mise en contact envisagé (Buffière et coll., 1998a). Cette influence nécessite d'intégrer les développements les plus récents dans le domaine de l'étude des réacteurs polyphasiques afin de représenter au mieux les systèmes avec production de gaz.
- Influence de l'hydrodynamique sur les réactions biologiques : au-delà des défauts de mélange, la nature et la structure des biofilms dans les réacteurs est, bien entendu, conditionnée par les conditions hydrodynamiques dans lesquelles il se développe. Ces dernières constituent en effet une pression de sélection supplémentaire sous la forme de forces de collision ou de forces de friction (Buffière et Moletta, 2000). Ce domaine constitue un champ de recherche intéressant pour lequel de nombreux outils récents permettront de constituer des avancées significatives : les chercheurs disposent en effet d'appareils permettant de faire croître des biofilms dans des conditions hydrodynamiques contrôlées, et d'en étudier la structure et la composition.

1.4.3.2.3 Cas des réacteurs à forte densité de solide (digestion sèche)

La digestion sèche est, nous l'avons vu, une technique dédiée aux résidus solides et aux déchets, qui permet, en utilisant très peu d'eau, de constituer une pâte concentrée en solide et au sein de laquelle la digestion se produit. Elle présente plusieurs avantages par rapport à la digestion humide :

- elle nécessite moins de place en raison du moindre besoin en eau ajoutée (les temps de traitement entre les deux technologies sont équivalents),
- la capacité de séparation liquide solide du digestat est moindre, ce qui occasionne un gain (investissement et fonctionnement) ;
- la digestion sèche permet de maximiser la production de biogaz : en effet, en digestion humide, lors des étapes de préparation du mélange eau-déchets, une quantité non négligeable (15-20%) de matière organique est perdue dans les refus (sédiments lourds et flottants).

Les limites scientifiques et techniques faisant obstacle au développement de la digestion sèche sont principalement :

- *La méconnaissance des milieux* : il n'existe pas de méthodes de mesure des caractéristiques rhéologiques du milieu : aujourd'hui l'appréciation de ces caractéristiques est avant tout visuelle et donc basée en grande partie sur l'expérience des opérateurs ;
- *L'absence de modélisation du comportement du milieu* : les problèmes ne peuvent pas être anticipés, l'ajustement des paramètres de fonctionnement est empirique ;
- Plus généralement, le *manque de connaissances fondamentales* sur les interactions entre les phénomènes physiques et biologiques : ces deux aspects sont toujours abordés et traités séparément, ce qui limite l'optimisation du fonctionnement global.

La maîtrise de la consistance des milieux de digestion sèche

La consistance d'un milieu est un terme bien peu scientifique, mais qui correspond à une problématique opérationnelle réelle. Il est en effet important en digestion sèche que le milieu conserve une consistance pâteuse afin de garantir ses propriétés d'écoulement. S'il est trop sec, il coule moins bien, et dès lors qu'il devient trop humide, une phase liquide apparaît, et des phénomènes de sédimentation se produisent. Cependant, ce niveau limite de teneur en eau « acceptable » n'est pas

une donnée absolue : elle dépend en effet de la nature (composition) du déchet traité, et, sans doute d'autres paramètres (niveau de dégradation de la matière organique, intensité du mélange,...). Bien que cela n'ait pas encore été prouvé clairement, il semble que la teneur en papiers et cartons du solide soit un des paramètres clés de cette variabilité. Dans le cadre de ce projet, nous envisageons d'aborder cette problématique avec des outils méthodologiques associés aux procédés de séchage (en particulier du séchage des boues, voir Vaxelaire et Cezac, 2004). En effet, il convient bien sûr de caractériser finement la composition de la matière, mais surtout d'identifier les différents états de l'eau (eau libre, eau liée). Nous essaierons en particulier d'établir un lien entre teneur en eau, composition et activité thermodynamique de l'eau.

Le comportement rhéologique des milieux de digestion sèche

La rhéologie des matrices composées de résidus organiques solides a été très peu abordée aux niveaux académique et industriel. Seuls, les travaux de Battistoni (1997) ont concerné des boues et des résidus de digestion de solides criblés (pour enlever les fractions supérieures à 1 mm), avec des taux d'humidité dépassant 75%. La principale raison est liée au problème de la mesure en elle-même, car les techniques conventionnelles (viscosimètre rotatif) ne sont pas adaptées aux spécificités de cette matrice : agrégats/solides de grosse taille (supérieur au cm), hétérogénéité (volume de l'échantillon important). Dans le cadre du présent projet, nous envisageons de transposer d'autres techniques de mesures (empruntées notamment au domaine des bétons) pour caractériser la rhéologie de ces milieux hétérogènes.

Le mode d'action des microorganismes en digestion sèche

En raison de la faible teneur en eau libre des milieux de digestion sèche, les connaissances acquises en digestion anaérobie en milieu liquide sont difficilement transposables, notamment en raison de la faible motilité des espèces microbiennes, ainsi que du manque de connaissance de leur mode d'action dans de tels milieux (mode de colonisation des déchets, mode de croissance). En parallèle, la faible teneur en eau entraîne également des phénomènes d'équilibres des solutés entre phases liquides et solides, qui peuvent générer des écarts en termes de vitesse de dégradation. En particulier, les niveaux d'inhibition des principaux solutés (acides organiques et ammoniacque) ne sont pas renseignés en digestion sèche.

Les transferts et les mélanges

Il est généralement reconnu qu'une bonne agitation permet de favoriser le déroulement d'une réaction chimique ou biologique. Cependant, il a été constaté expérimentalement que dans le domaine de la digestion sèche, cela n'est plus forcément vrai, surtout si le milieu comporte une forte teneur en solide (Stroot et al., 2001). Sur la base de cette constatation, certains auteurs ont proposé des explications basées sur l'existence de zones (clusters), certaines étant des zones dédiées à l'hydrolyse et à l'acidification, d'autres plus spécialisées dans la production de méthane. Lors d'une agitation, les molécules intermédiaires (comme les acides organiques) sont plus rapidement mélangées et leur concentration trop élevée pourrait inhiber la production de méthane (Martin et al., 2003 ; Vavilin et Angelidaki, 2004). Pour le moment cependant, ces théories ne sont pas étayées car elles nécessitent la connaissance de nombreux paramètres, et en particulier les coefficients de diffusion, la vitesse des transferts de matière, la connaissance de la cinétique biologique en présence d'une forte densité de solide.

La digestion sèche constitue donc un champ de recherche à part entière, au sein duquel aucune méthodologie spécifique n'a encore été adaptée. Ce sujet constitue un donc un terrain particulièrement ouvert à la production scientifique dans une optique fortement pluridisciplinaire.

1.4.3.3 La problématique de l'agrégation de phénomènes multiples

La connaissance de la typologie des mécanismes et des processus qui se produisent dans les réacteurs de méthanisation (bio-cinétique, transferts, mélanges) n'implique pas de manière naturelle que l'ensemble de la technologie considérée soit maîtrisée, même d'un point de vue théorique. Il s'agit en effet de mécanismes particulièrement complexes, se produisant sur des **échelles d'espaces** variables (la taille d'une bactérie est de l'ordre de 1 micron, celle d'un réacteur de plusieurs mètres), mais aussi des **échelles de temps** variables (il faut quelques secondes pour qu'une bactérie absorbe un substrat, quelques heures pour qu'elle le consomme, quelques jours pour observer une croissance).

Nous avons vu que, de plus, il existe de nombreuses interactions entre les phénomènes : biologie et hydrodynamique, mode de mise en œuvre et cinétique, etc. Ces interactions constituent des allers-retours entre l'échelle « micro » et l'échelle « macro », mais aussi entre des disciplines aussi variées que la microbiologie, l'écologie microbienne, le génie des procédés ou la mécanique des fluides.

A l'heure actuelle, il n'existe pas, à notre connaissance, de tentatives visant à agréger les connaissances au sein d'un modèle fonctionnel. C'est pourquoi un champ de recherche appliquée semble ouvert, celui de la modélisation, qui nécessite le développement **d'approches multi-échelles** afin de résoudre la problématique complexe associée aux réacteurs de méthanisation.

1.4.3.4 Conduite des procédés : capteurs, contrôle, commande

En attendant que le développement des sciences plus fondamentales permettent de concevoir des usines de méthanisation virtuelles en tout point identiques à ce qu'elles seront sur le terrain, un certain nombre d'usines existantes ont été construites et fonctionnent avec plus ou moins de succès. Une solution intéressante à l'optimisation de leur fonctionnement est le développement de systèmes de contrôle et de conduite des procédés, basés sur des mesures fiables et, si possibles, rapides (en ligne). A ce propos, nous mentionnerons que le Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement de l'INRA de Narbonne (en particulier l'équipe animée par Jean Philippe STEYER) développe depuis plus de 15 ans des approches de contrôle et de commande de réacteurs de méthanisation basés sur des capteurs innovants.

➤ *Les capteurs de demain : développement de l'instrumentation en ligne*

Comme nous l'avons vu dans la partie 1.4.2.5 (page 56), de nombreux paramètres sont difficiles à mesurer en ligne dans les réacteurs de méthanisation : nous pensons en particulier aux concentrations de matières organiques (AGV, DCO, COT) ou minérales (comme par exemple la teneur en bicarbonate). Certains appareils de titration automatisés sont déjà sur le marché, mais ils nécessitent souvent une maintenance de haut niveau et une bonne qualité d'eau pour assurer un fonctionnement optimal. D'autres appareils sont basés sur des mesures spectrales (proche ou moyen infrarouge) et semblent offrir des perspectives prometteuses (Steyer et coll., 2002). Ici encore, ces dispositifs ne peuvent être utilisés que sur des eaux préalablement débarrassées de matières en suspension (nécessité d'une étape de séparation sur la boucle de mesure).

Sans doute d'autres technologies, telles que les fibres optiques, permettront demain de développer des « sondes » directement enfichables dans les réacteurs, sans aucun besoin d'échantillonnage ni de prétraitement des matrices...

D'autres capteurs, plus spécifiques, sont basés sur une connaissance *a priori* du procédé et la connaissance d'autres mesures : il s'agit des capteurs dits « logiciels » qui peuvent reconstruire une mesure à partir d'un ou plusieurs paramètres mesurés et d'un modèle.

➤ *Le contrôle et la commande*

Le contrôle et la commande des procédés de méthanisation a donné lieu à de nombreuses recherches académiques, sans pour autant recevoir un écho dans le monde industriel. Le principal écueil est sans doute le développement des capteurs, mais aussi les mentalités des exploitants et concepteurs d'usines. Cependant, ces techniques d'automatique ont fait leur preuve dans de nombreux autres domaines, y compris en biotechnologie. Elles permettent entre autres de :

- Réaliser une surveillance en continu des installations, détecter les défauts et procéder à des diagnostics (Steyer et coll., 2004) ;
- Réguler un paramètre souhaité (par exemple : le débit de biogaz ou la teneur en méthane) ;
- Adapter le flux d'entrée à la capacité du digesteur.

1.4.4 Conclusion : quels procédés pour la production de méthane demain ?

Qu'il s'agisse de produire du biogaz dans un milieu très contrôlé, comme un réacteur, ou dans un milieu moins accessible, tel qu'une installation de stockage, nous nous rendons compte que les problèmes, qui se traduisent souvent par des effets bien particuliers, ont souvent des causes qui sont communes.

Très souvent en effet, le fonctionnement des installations est constaté, validé et reproduit, sans pour autant être compris, et les avancées industrielles progressent selon une méthode d'apprentissage par « essais - erreurs ». Ce constat (qui n'est pas propre du reste à la filière biogaz) a plusieurs origines, la plus évidente étant l'extrême complexité des phénomènes et de leurs interactions.

Les procédés de demain ne seront pas forcément ceux qui seront les plus performants, les plus efficaces, les plus rapides ou les plus compacts. Ce seront ceux qui seront maîtrisés et contrôlables.

Cela implique en particulier des développements scientifiques de fond, au niveau des mécanismes à l'échelle « micro » (la microflore) ; mais aussi à l'échelle globale (analyse, caractérisation, mesure,...). Il s'agit également de développer des outils pour appréhender la matière complexe (multiphasique, hétérogène, déformable, évolutive dans le temps et l'espace à différentes échelles).

Cela implique également que des approches scientifiquement globalisantes puissent enfin englober plusieurs niveaux de connaissance, plusieurs disciplines scientifiques. Nous pensons en particulier au développement de la modélisation en tant qu'outil d'agrégation des connaissances.

1.5 L'UTILISATION DU BIOGAZ : LES FILIERES DE VALORISATION

1.5.1 Aspects réglementaires et législatifs

Les principaux sites de production de biogaz, à savoir les Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND), stations d'épuration (STEP), unités de méthanisation ou élevages, sont soumis à autorisation ou déclaration suivant le statut des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). D'autre part, de nombreux textes (environ 200) réglementent plus particulièrement ces installations au niveau de la production, transformation et valorisation énergétique du biogaz. Les rejets atmosphériques des installations de combustion sont également concernés, notamment en ce qui concerne les polluants classiques (SO₂, NO_x, poussières, CO et COVNM).

Pour plus de détails, on pourra se référer au document produit par le Club Biogaz au sein de l'Association Technique « Energie Environnement » (ATEE, en ligne). Néanmoins, il convient de rappeler que le biogaz ne peut être considéré ni comme un combustible commercial, ni comme de la biomasse, conformément à la nomenclature des ICPE.

La circulaire biogaz du 10 décembre 2003 précise les règles de classement et les prescriptions applicables aux installations de combustion utilisant du biogaz. Elle indique en particulier que **« Les installations utilisant du biogaz doivent être rangées sous la rubrique 2910B. Toutefois, lorsque l'installation qui produit le biogaz est un centre de stockage de déchets soumis à autorisation et que l'exploitant valorise le biogaz à l'intérieur du périmètre autorisé, l'installation de combustion peut être considérée comme connexe au centre de stockage de déchets. Les torchères doivent également être considérées comme des installations connexes, quelle que soit leur localisation... »**

De manière générale, conformément aux dispositions de l'article 3 du décret n°77-1133 du 21 septembre 1977 relatif aux ICPE, l'exploitant d'une installation susceptible d'émettre des biogaz doit présenter une étude sur les possibilités de valorisation énergétique de ceux-ci. Cette étude doit se faire en cohérence avec les dispositions de l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux décharges, qui prévoit de réduire les impacts directs et indirects et donc de collecter et de contrôler les flux de biogaz.

Le contexte réglementaire actuel encourage la valorisation énergétique du biogaz au travers de l'augmentation du prix de rachat du kWh prescrite par l'arrêté du 10 juillet 2006. La fourchette des tarifs pour les nouvelles installations est de 7,5 à 9 c€/kWh selon la puissance des installations en France métropolitaine pour une durée de contrat de 15 ans. A ce tarif vient s'ajouter une éventuelle prime à l'efficacité énergétique comprise entre 0 et 3 c€/kWh (Journal Officiel, 2006).

1.5.2 Facteurs de qualité d'un biogaz en vue de valorisation

1.5.2.1 Généralités

La qualité d'un biogaz est directement influencée par les paramètres liés à sa production (nature, composition et degré de compactage des déchets, taux d'humidité, température, pH, ...). Selon ces paramètres, la composition du biogaz, notamment les teneurs en méthane (CH₄) et en dioxyde de carbone (CO₂) peuvent varier. Le Tableau 13 ci-dessous indique quelques « fourchettes » de concentration.

Tableau 13 : Variation de la composition des biogaz (espèces majoritaires + H₂S) selon le type d'activité (d'après INERIS, 2002).

	CH ₄ % vol	CO ₂ % vol	N ₂ % vol	mg H ₂ S / Nm ³
ISDND	45-61	39-55	0-31	0-2600
STEP	50-74	25-49	0-2	0-7500
PAPETERIES	69-83	14-22	-	0-1500
LISIER DE PORCS	65-69	30-34	0-1	0-9600

De nombreux composés sont également susceptibles d'être présents à l'état de trace dans le biogaz. Selon Schweigkofler et Niessner (2001), plusieurs centaines d'éléments traces peuvent ainsi être recensés dans le biogaz, pour une concentration totale inférieure à 1% en volume.

Pour des raisons environnementales et technico-économiques, le biogaz peut avantageusement faire l'objet d'une valorisation énergétique comme nous l'avons indiqué précédemment. Son Pouvoir Calorifique Inférieur (PCI) est estimé en moyenne à 5,9 kWh/Nm³ (d'après Christensen et coll., 1996).

Selon le mode de valorisation retenu et donc la qualité requise (Tableau 14 ci-dessous), le biogaz sera ainsi utilisé soit en l'état, soit après épuration. Il reste néanmoins un gaz facilement inflammable et sa valorisation présente donc des risques d'explosion, c'est pourquoi il est indispensable de surveiller régulièrement sa composition (notamment risque d'inflammabilité dès que la teneur en O₂ est trop élevée).

Tableau 14 : Influence de la composition sur la qualité du biogaz de décharge.

Composés	Teneur moyenne en % vol.	Qualité du biogaz en fonction des composés à épurer		
		Haute	Moyenne	Faible
CH ₄	30-60			
CO ₂	40-70			
N ₂	< 10			
O ₂	< 2			
H ₂	Traces			
CO	Traces			
Composés soufrés (H ₂ S, mercaptans)	Traces			
NH ₃	Traces			
Hydrocarbures	Traces			
Composés organo-halogénés	Traces			
COVSi	Traces			
H ₂ O	Saturation			
Particules	Traces			

1.5.2.2 Qualité énergétique intrinsèque du biogaz

Elle dépend bien entendu de la teneur en méthane, sachant que la valeur du PCI (énergie libérée par la combustion avec formation d'eau à l'état gazeux) du méthane pur est de 36 MJ/Nm³. Ainsi, si l'on considère un m³ de biogaz « courant » à 50% de méthane, le PCI est de 18 MJ, soit l'équivalent de :

- 0,57 litre d'essence
- 0,85 litre d'alcool à brûler
- 0,62 kg de charbon
- environ 5 kWh d'électricité

Concernant ce dernier chiffre, il s'entend en énergie pure, sans compter les rendements de transformation (moteur et générateur d'électricité..)

1.5.2.3 Principales impuretés pouvant affecter la valorisation d'un biogaz

Outre la teneur minimale en CH₄, le bon fonctionnement des installations de valorisation énergétique nécessite généralement des traitements préalables permettant une épuration du biogaz en certains composés (organo-halogénés, soufrés ou organiques volatils siliciés, ...), mais aussi en eau et en dioxyde de carbone (qui forme un acide faible lorsqu'il est dissous dans l'eau).

Les traces de composés soufrés et de composés organiques volatils sont à l'origine des principaux problèmes rencontrés lors de la valorisation énergétique du biogaz. En plus de nombreux hydrocarbures aliphatiques et cycliques, dont certains sont halogénés, des composés de type alcools, cétones, éthers, esters, furannes... sont également présents dans le biogaz et sont très volatils. Certains sont cancérigènes, comme les composés aromatiques (benzène, toluène,...), beaucoup sont toxiques, comme les hydrocarbures, et enfin d'autres sont irritants lors de contacts corporels.

Enfin certains usages du biogaz nécessitent un traitement poussé, non seulement pour supprimer le risque de corrosion, mais aussi pour enrichir la concentration en méthane. C'est notamment le cas lors d'une utilisation comme carburant pour véhicule, ou lors d'une injection dans le réseau. Ces points seront repris par la suite dans le paragraphe concernant les traitements.

- **Composés organo-halogénés**

Les organo-halogénés forment une large famille de composés constitués de chaînes carbonées qui comprennent un ou plusieurs groupements halogénés. Une des familles chimiques fréquemment présentes dans les biogaz de CET est celle des composés chloro-fluorocarbonés communément appelés « fréons » (CCl_2F_2 , par exemple), mais on y trouve également des composés poly-chlorés du benzène, de l'éthylène,.... Ces composés sont à l'origine de problèmes de corrosion. Leur oxydation lors de la combustion conduit à une acidification (formation d'acide fluorhydrique HF ou Chlorhydrique HCl) des huiles dans les moteurs ou des fumées.

- **Composés soufrés**

Parmi les composés soufrés, le sulfure d'hydrogène (H_2S) ou hydrogène sulfuré est l'un des principaux responsables de nuisances lors de la valorisation énergétique du biogaz. Les teneurs sont très variables d'un biogaz à l'autre, mais fréquemment très élevées (plusieurs centaines de ppm) ; Il est notamment responsable de l'attaque corrosive des surfaces métalliques et en particulier les différentes pièces des moteurs. Ce gaz, en présence d'humidité peut conduire à la dégradation des métaux, à la fois en raison de ses propriétés acides et par la formation de sulfures métalliques. Ses propriétés corrosives sont également retrouvées, après la combustion du biogaz, dans les gaz d'échappement, sous forme d'acide sulfurique (H_2SO_4). D'autre part, il convient de souligner également qu' H_2S est toxique pour l'homme : une exposition d'une demi-heure à une concentration de 0,05% en volume dans l'air est mortelle.

Les autres composés organiques volatils soufrés, habituellement analysés dans le biogaz, sont de la famille des Mercaptans (par exemple : méthyl-mercaptan $\text{CH}_3\text{-SH}$, diméthyl-mercaptan : $\text{CH}_3\text{-S-CH}_3$,...).

Enfin, une autre propriété de ces composés (H_2S et mercaptans) est synonyme de nuisance, il s'agit de l'odeur caractéristique d' « œuf pourri » liée à leur présence dans le biogaz et ressentie par l'homme à partir du seuil de 0,13 ppm (Sienko et Plane, 1974).

- **Composés Organiques Volatils Siliciés (COVSi)**

Ces composés ne représentent pas, à priori, un risque polluant direct pour l'environnement, mais leur présence dans le biogaz est à l'origine de dépôts solides de composés minéraux siliciés (dont silice et silicates) dans les chambres de combustion des moteurs thermiques lors de sa valorisation énergétique, mais également dans certaines zones des turbines et des brûleurs.

Ces accumulations sont pénalisantes pour le bon fonctionnement des systèmes de conversion du biogaz en énergie. Elles posent en effet d'importants problèmes de maintenance qui conduisent à des arrêts de la production. La répétition de ces dysfonctionnements techniques affecte le taux d'utilisation des installations, et sont notamment à l'origine de la diminution de la rentabilité financière des sites de valorisation énergétique du biogaz.

Cette problématique reste encore mal connue, tant sur le plan de ses origines, que de la nature complexe des molécules impliquées. ***Un développement spécifique sera consacré à cette problématique dite des « siloxanes » dans les phases ultérieures de cette étude.***

1.5.3 Principaux modes de valorisation énergétique

Les conditions de valorisation du biogaz sont directement liées au couplage de différents paramètres qualitatifs, quantitatifs, technico-économiques,

Ce sont en particulier :

- le type de substrats duquel il est issu et les conditions de méthanisation ;
- les capacités de production (flux générés en Nm^3/h) et leurs projections ;
- le potentiel énergétique intrinsèque (% CH_4 , Pouvoir Calorifique Inférieur (PCI)) ;
- la qualité et la quantité des composés traces pouvant pénaliser la valorisation ;
- les conditions locales de distribution et de transport de l'énergie générée ;
- les contraintes économiques du moment qui conditionnent les délais de retour sur investissement ;
- les incitations des politiques environnementales locales, nationales et leurs liens (appuis) aux directives européennes, voire planétaires.

Le choix d'un mode de valorisation énergétique et sa pérennité doivent être précédés par l'examen croisé de ces facteurs (non exhaustifs) pour aboutir à un cahier des charges cohérent et une mise en œuvre adaptée.

1.5.3.1 Production d'énergie thermique

Il s'agit de la voie de valorisation dont la mise en œuvre est la plus simple. La combustion de biogaz en chaudière peut être réalisée jusqu'à des teneurs en méthane proches de 20%, et à partir de débits de 100m³/h (AND International, 2004). Ce mode de valorisation est bien adapté à une production de chaleur à proximité du gisement de biogaz et pour une consommation locale. Les contraintes techniques sont faibles et il existe des brûleurs spécifiques, adaptés à la combustion de biogaz sous surpression de 300 mbar minimum. La chaleur produite peut être utilisée directement pour réduire des lixiviats par déshydratation, sécher des boues, des fourrages, ..., ou indirectement, après production d'eau chaude ou de vapeur. Dans les Stations d'épuration, il est fréquent qu'une partie de la chaleur produite soit utilisée pour maintenir la température des digesteurs (mésophiles : 35-37°C ou thermophiles : 55-58°C) par réchauffage externe des boues et réintroduction. Le principal atout de la production directe de chaleur par combustion en brûleur est qu'elle peut intervenir sur des installations existantes, fonctionnant au gaz naturel, avec des adaptations minimales. Dans ce cas, il peut malgré tout être nécessaire d'avoir un contrôle de la teneur en méthane et du débit volumique. Ces données permettent de suivre le PCI du biogaz, et d'adapter si nécessaire, les paramètres de réglage du brûleur.

Les contraintes en termes d'épuration du biogaz sont relativement faibles, si ce n'est pour ce qui concerne l'hydrogène sulfuré. En présence de vapeur d'eau, ce composé acide pourra être responsable de phénomènes de corrosion et nécessiter la protection ou l'adaptation de certains éléments de l'installation (canalisations, brûleur, surpresseur, ...)

1.5.3.2 Production d'électricité seule

Chaudière à gaz associée à une turbine à vapeur : il s'agit de la voie de production d'électricité qui impose le moins de contraintes techniques. Les conditions de traitement du biogaz sont identiques à celles décrites ci-dessus, dans le cas de chaudières produisant uniquement de la chaleur.

Moteur à combustion interne (plus alternateur) : la valorisation électrogène est principalement développée avec des biogaz issus d'ISDND. Le gisement local de biogaz doit être au moins égal à 500 Nm³/h (teneur en méthane supérieure à 40%) pour atteindre la rentabilité économique de l'installation. Les motoristes fournissent des moteurs à gaz « pauvres » adaptés à la combustion de biogaz. Il s'agit de moteurs lents, à étincelles, ou dual fuel. Les rendements électriques sont de l'ordre de 25 à 35%.

Les contraintes, en termes de traitement du biogaz sont importantes. Si aucun traitement épuratoire n'est mis en œuvre, la fréquence des maintenances (vidanges, nettoyage,...) peut être multipliée par deux, ce qui pénalise lourdement les temps de retour sur investissement. Les moteurs (Jenbacher, Waukesha, Deutz et Caterpillar pour les plus courants) ne sont garantis que pour des taux d'impuretés inférieurs à des valeurs « seuil ». Les principales spécifications sont les suivantes : teneur en H₂S inférieure à 100mg/Nm³, un point de rosée inférieur à 5°C pour la vapeur d'eau, teneur en Oxygène inférieure à 4%, taille des poussières inférieures à 5 microns. Il existe également des contraintes sur les teneurs en Chlore (50mg/Nm³), Fluor (25mg/Nm³) et ammoniac (30mg/Nm³). En ce qui concerne la problématique dite des « Siloxanes ou COVSi », il s'agit d'un phénomène qui reste mal connu, essentiellement pour des limitations analytiques. La présence croissante de ces Composés Organiques Volatils du Silicium (COVSi) constitue un véritable frein à la valorisation énergétique du biogaz dans les moteurs à combustion interne. Un brevet concernant une nouvelle méthode d'échantillonnage et d'analyse des COVSi a été déposé par Germain et coll., 2006.

Turbines à combustion (TAC): elles sont constituées d'une chambre dans laquelle le biogaz (déshydraté et comprimé entre 4 et 6 bar) est brûlé, suivie d'un étage de décompression des gaz de combustion pour entraîner la turbine (énergie mécanique) qui entraîne l'alternateur (énergie électrique). Ces turbines peuvent supporter des teneurs en H₂S supérieures aux moteurs à combustion interne et ne nécessitent, la plupart du temps, pas de désulfuration. Par contre, la présence de produits abrasifs (silice), résultant de l'oxydation des COVSi, peut entraîner des dégradations des éléments métalliques en mouvement. L'apparition récente sur le marché de « microtacs » (puissance de quelques dizaines de kW) permet d'envisager des productions d'électricité avec des flux de biogaz réduits (quelques dizaines de Nm³/h). Les rendements électriques des turbines à combustion (de l'ordre de 25%) sont un peu plus faibles que celles des moteurs. L'intérêt d'associer plusieurs microturbines est d'assurer une modularité de la gestion du biogaz sur

un site donné, en cas de fluctuation (saisonnière, par exemple) de la production. En outre, les microturbines permettent de valoriser un biogaz, même pour des teneurs en méthane inférieures à 35%. Il s'agit d'une technologie innovante dont il conviendra de suivre les retours d'expérience.

1.5.3.3 Production d'électricité avec cogénération

La récupération de l'énergie thermique de combustion du biogaz en plus de l'énergie mécanique permet d'augmenter très sensiblement les rendements énergétiques. Une unité de cogénération utilisant un moteur à gaz peut voir son rendement global atteindre 90%, et 75% dans le cas d'une turbine à combustion. Les conditions de traitement des biogaz ne diffèrent pas de celles de la production électrique seule décrites précédemment.

1.5.3.4 Production de combustible purifié

L'épuration du biogaz consiste à éliminer non seulement les éléments gênants comme la vapeur d'eau, les composés soufrés, halogénés et siloxanes, mais aussi le CO₂ afin d'enrichir la concentration en méthane. Cette épuration permet de produire un gaz répondant aux normes (notamment ayant un PCS supérieur à 10,7 kWh/m³, soit au moins 96,5% de méthane) et pouvant être injecté dans **le réseau de distribution de gaz naturel** (Solagro, en ligne)

Aux Etats-Unis, une vingtaine de projets de ce type ont vu le jour au cours des dernières années, du fait de l'augmentation du prix du pétrole qui rend l'investissement plus intéressant. Divers modes de traitement sont disponibles et sont associés : absorption (lavage par des solvants), adsorption modulée en pression ou encore séparation membranaire.

Les recherches actuelles s'orientent vers **l'utilisation du biogaz comprimé ou liquide pour les véhicules**. Comme dans le cas précédent, si le biogaz est parfaitement épuré, son utilisation ne nécessite aucune modification des véhicules équipés pour fonctionner au Gaz naturel (GNV). Cette application permettrait de réduire les émissions de NOx de 50%, de particules de 80% et de monoxyde de carbone de 90% par rapport au diesel (Pomerantz, 2008). En Europe, c'est la Suède qui est le pays leader en terme d'unités de concentration et d'épuration de biogaz « carburant » avec une vingtaine d'usines contre 8 en Suisse et seulement 1 en France et en Italie. Pour la France, la région du nord est pilote avec le centre de valorisation organique de Loos-Senequin et l'unité de purification et compression du biogaz de Marquette. La communauté urbaine de Lille Métropole est ainsi associée à plusieurs villes européennes au travers du projet de recherche européen BIOGASMAX (01/2006 à 12/2009). Il sera intéressant de suivre les retours d'expériences associés à ce projet dédié au biogaz carburant.

Les piles à combustibles ont le potentiel d'atteindre des rendements énergétiques supérieurs à 60%. Un intérêt particulier est porté à l'utilisation de biogaz dans des piles à combustibles opérant à plus de 600 ou 800°C, le CO₂ ne venant pas inhiber le procédé car servant de transporteur d'électrons. Deux types de piles à combustibles sont à un stade avancé des recherches : SOFC (Solid Oxide Fuel cells) pour de petites applications de quelques kW et MCFC (Molten Carbonate Fuel Cells) opérant pour des puissances égales ou supérieures à 250 kW (Persson et coll., 2006). Il faut néanmoins préciser qu'il ne s'agit que d'une utilisation indirecte du méthane contenu dans le biogaz. Les piles à combustible consomment de l'Hydrogène qu'il est possible de générer à partir de méthane par différentes techniques de « reformage » du méthane. En dehors de cet aspect, l'épuration du biogaz doit être très poussée pour éviter, en particulier, la passivation des catalyseurs ou la corrosion des électrodes par les impuretés chlorées, soufrées ou les siloxanes.

1.5.4 Procédés de traitement avant valorisation énergétique

Comme il vient d'être indiqué, la valorisation énergétique du biogaz présente des contraintes dans son utilisation industrielle. Du point de vue des moteurs et des turbines à combustion, ces contraintes sont notamment liées aux composés traces tels que l'hydrogène sulfuré, les composés halogénés et principalement les COVSi.

En fonction de leurs propres retours d'expériences, les motoristes (principalement DEUTZ, WAUKESHA, CATERPILLAR et JENBACHER) ont fixés des seuils de teneurs en H₂S et en COVSi. Néanmoins, il faut considérer chaque site en particulier afin de définir son propre cahier des charges en terme de traitements épuratoires, d'autres composés traces pouvant provoquer des contraintes en fonction du gisement, du mode d'exploitation et du mode de valorisation souhaité.

1.5.4.1 Traitements primaires

Les options de prétraitement mises en place vont de la simple installation de piégeage d'eau aux systèmes intégrés plus complexes, en fonction de la valorisation souhaitée du biogaz mais également de sa qualité initiale. Les techniques de traitement primaire du biogaz consistent en de

simples procédés physiques pour éliminer ou réduire l'humidité et les poussières. Ces techniques éprouvées depuis plusieurs années sont maintenant des standards dans le management des ISDND.

Une installation classique comprend en général les équipements illustrés sur la figure ci-dessous. Le gaz brut, aspiré en dépression par un système de puits et de drains implantés sur le massif de déchets, est d'abord déshumidifié et épuré des poussières à travers un dévésiculeur suivi d'un filtre à particules. Cette étape constitue en général le prétraitement de base permettant le fonctionnement des brûleurs de la torchère ou la combustion dans le moteur. Un surpresseur augmente la pression relative du biogaz entre 50 et 200 mbar afin d'assurer une alimentation optimale du moteur ou de la torchère. Des débitmètres sont disposés sur le système pour enregistrer en continu le volume de biogaz et contrôler en temps réel son acheminement vers le moteur ou la torchère. Des pare flammes viennent assurer la sécurité en cas de retour de flamme dans les tuyaux d'alimentation en biogaz.

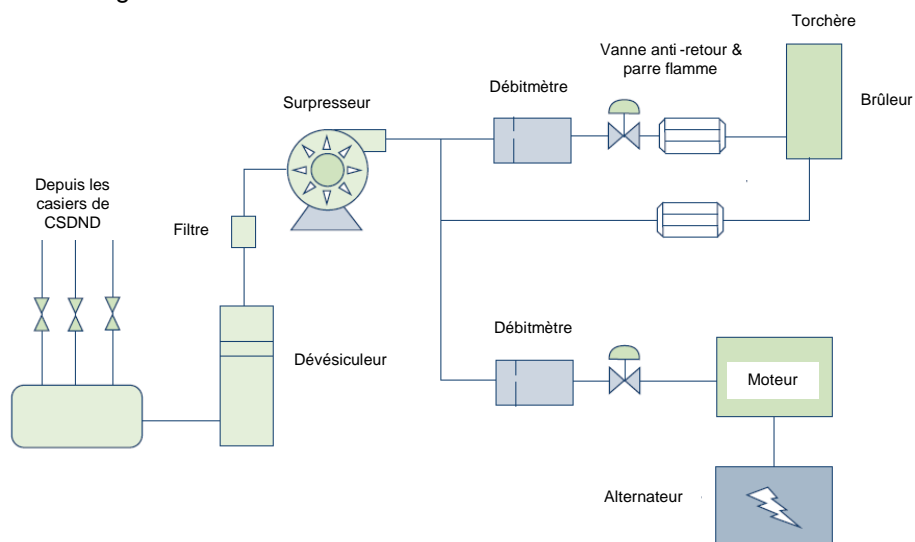


Figure 16 : Schéma classique de traitement primaire du biogaz (Environment Agency, 2006).

Déshumidification

La présence d'eau dans le réseau de biogaz perturbe la performance de la valorisation énergétique. L'accumulation d'eau liquide (points bas du réseau) réduit l'espace disponible au passage du gaz et entraîne des pertes de charges. De plus, la présence de deux phases – liquide et gazeuse provoque des oscillations de flux pouvant gêner le contrôle des opérations. Du fait que l'eau est généralement souillée, des dépôts peuvent se former dans les canalisations. L'eau est évidemment nuisible aux installations de combustion (forte capacité oxydante en particulier lors de la présence conjointe d'O₂).

Les solutions de déshumidification vont du simple dévésiculeur à l'unité de refroidissement en passant par le cyclone. Les dévésiculeurs peuvent s'adapter à d'importants flux de gaz (jusqu'à 10 000 m³/h). Une élimination plus poussée fait appel aux cyclones qui capturent jusqu'à 99 % des gouttelettes supérieures à 10 µm (Environment Agency, 2006). Les unités de réfrigération refroidissent le gaz à 2°C, ce qui entraîne la condensation de l'eau. Des températures allant jusqu'à -18°C peuvent être atteintes pour de meilleurs rendements mais une addition de glycol est effectuée pour éviter de glacer les conduites. Le gaz est ensuite réchauffé à 10 – 15°C et le glycol strippé pour être régénéré.

Pour l'injection dans le réseau de gaz naturel, la teneur en eau doit être inférieure à 30 mg/Nm³ et l'on fera appel à des techniques comme la cryogénie, l'absorption par des glycols ou encore, plus couramment, les tamis moléculaires.

Pour l'usage en tant que carburant, la concentration en eau doit encore être divisée par deux (point de rosée à -25°C) et il faudra se tourner vers le système PSA (Pressure Swing Adsorption) (Energie Plus, 1998) qui sera présenté par la suite. L'eau résiduelle condensée, légèrement acide, présente les caractéristiques des lixiviats, elle sera soit stockée temporairement avant traitement, soit elle rejoindra les lixiviats du site.

Élimination des particules solides

Des particules solides (poussières, silice, ...) sont susceptibles de se trouver dans le biogaz. Si celles-ci atteignent un moteur de valorisation ou une turbine à gaz, elles peuvent y causer une

usure prématurée par abrasion. Ces particules sont éliminées en utilisant des supports filtrants tissés de métal (efficacité jusqu'à 2 µm) servant également de dévésiculeur. Un cyclone peut également éliminer les particules de taille supérieure ou égale à 5 µm. Ces systèmes sont sujets au colmatage et nécessitent une maintenance fréquente. Le résidu consiste en un mélange de biomasse et d'une fraction minérale riche en fer, calcium et silicium (Environment Agency, 2006).

Actuellement, l'épuration des biogaz, avec l'objectif d'une valorisation énergétique, font souvent appel à des traitements "secondaires" pour mieux répondre aux contraintes imposées par les motoristes.

1.5.4.2 Traitements secondaires

Les procédés de traitement secondaire du biogaz comprennent des traitements physiques et chimiques combinés. Le développement de ces techniques, pour lesquelles les Etats-Unis ont été les pionniers, remonte à une vingtaine d'année pour la production, à partir du biogaz de décharge, de gaz naturel de synthèse (GNS), injecté dans le réseau. Actuellement, plusieurs procédés sont opérationnels et disponibles pour produire du GNS :

- ✓ Absorption avec un solvant (type Selexol et Kryosol),
- ✓ Adsorption modulée en pression ou PSA (QuestAir Technologies et autres),
- ✓ Séparation membranaire (UOP et Air Liquide),
- ✓ Lavage au dioxyde de carbone (Acrion Technologies) (Pomerantz, 2008)

Les techniques de traitement secondaire visent principalement l'élimination de l'hydrogène sulfuré, des composés halogénés et des COVSi et sont à mettre en œuvre dans deux cas : si l'un des composés cité est nuisible au moteur ou si les émissions de H₂S, SO₂, HCl, HF, PCDDs (dioxines) et PCDFs (furanes) dépassent les valeurs limites sanitaires ou d'émissions fixées par arrêté.

Traitement de l'Hydrogène Sulfuré (H₂S)

Il existe de nombreuses méthodes pour éliminer ou stripper l'hydrogène sulfuré d'un gaz, mettant en jeu des techniques par voies humides ou sèches. Les techniques d'épuration par voie humide permettent simultanément l'élimination de nombreux autres composés.

• Epuration par voie sèche

Les premiers traitements chimiques d'H₂S mettent en œuvre des éponges de fer ou des copeaux de bois imprégnés d'oxyde ferrique hydraté. L'hydrogène sulfuré dans le gaz réagit pour former des sulfures de fer (minéralisation) avec une efficacité allant jusqu'à 99,98 %. A l'échelle industrielle, ce procédé relativement simple peut être mis en œuvre sous forme de filtres d'adsorption/réaction pour des débits de gaz allant de 100 à 2500 m³ CH₄/h. Par exemple, Varec Vapor Control Inc. annonce qu'elle commercialise des unités pour un flux de gaz de 100 m³/h pouvant réduire la concentration d'H₂S à 4,5 ppm v/v (sans précisions sur la teneur initiale). Pour régénérer les unités, un lavage à l'air permet de reconverter le sulfure de fer en oxyde de fer et soufre. Un système vendu sous le nom de « Sulphur-Rite » par Gas Technology Products utilise un milieu à base de fer dans des réacteurs verticaux pour traiter des gaz chargés au maximum de 180 kg H₂S/jour. L'efficacité annoncée par le fabricant est quatre à cinq fois supérieure au simple système d'éponges de fer (Environment Agency, 2006).

La désulfuration peut également être effectuée par adsorption sur charbon actif (CA). Cet adsorbant présente une grande surface spécifique avec une porosité élevée, sur laquelle les molécules d'H₂S de faibles tailles peuvent s'adsorber. De plus, la surface carbonée présente des propriétés catalytiques permettant à l'oxydation des composés soufrés du biogaz en soufre ou acide sulfurique en présence d'eau. Pour augmenter ces capacités catalytiques, des traitements de surfaces sont appliqués pour incorporer des composés azotés, des oxydants ou des métaux. Ces catalyseurs augmentent considérablement les performances du charbon actif, mais également son prix (Yuan et Bandosz, 2007). Les pores du CA présentant une adsorption non sélective, ils captent également l'eau, le CO₂, les composés halogénés et les COVSi. Cet adsorbant est donc plus efficace en finition à la suite d'un autre traitement car son coût élevé associé au coût d'élimination est un obstacle conséquent à la généralisation de son utilisation.

• Epuration par voie humide

Les solutions chimiques sont utilisées soit en tours de lavage, soit injectées directement dans les conduites de gaz. Le réactif est consommé et l'absorbant régénéré. Il faut noter que l'utilisation de chaux vive ou hydratée ne présente pas de bons résultats de désulfuration sur le biogaz, la forte concentration de CO₂ interagissant avec les réactifs pour former des carbonates. Le bicarbonate de

calcium formé ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) réagit avec $\text{Ca}(\text{SH})_2$, formé par la réaction entre l'hydrogène sulfuré et la chaux, donnant lieu à une récurrence d' H_2S (Harasimowicz et coll. , 2007). La liste des techniques évoquées par la suite n'est pas exhaustive mais elle présente les procédés éprouvés sur le terrain et notamment en ISDND pour le prétraitement du biogaz.

Le procédé Holmes-Stretford a été employé sur de nombreux gaz. Il utilise une solution de lavage caustique contenant du carbonate de sodium et du vanadium pentavalent qui va produire du soufre sous forme élémentaire. Un catalyseur (acide disulfonique d'anthraquinone) combiné à une injection d'air permet de régénérer par oxydation le vanadium et séparer le soufre. L'efficacité d'élimination d' H_2S est de 99,99 % par ce procédé qui s'est montré efficace sur l'ISDND de Smithy Wood (Royaume Uni) pour traiter 8200 m^3/h de biogaz avec une charge de 103 kg $\text{H}_2\text{S}/\text{h}$ (Environment Agency, 2006).

Le biogaz de l'ISDND de Sonzay (Tours, France) est traité depuis 1994 par l'utilisation d'un lavage à l'eau ayant la capacité de produire du gaz pour véhicule. Le biogaz est d'abord comprimé à 14 bars, réfrigéré puis injecté à contre courant dans une colonne garnie. Ce procédé absorbe physiquement la majorité de l' H_2S et du CO_2 , présentant tous les deux une plus grande solubilité dans l'eau que le méthane. Le biogaz enrichi en méthane est ensuite séché à travers des colonnes d'adsorption (milieu non précisé) avant d'être à nouveau comprimé en vue de son utilisation comme carburant. L'eau usée, réintroduite par le haut de la colonne, est régénérée en utilisant l'air ambiant pour stripper le CO_2 et l' H_2S . Cet air de lavage est ensuite épuré par passage dans un biofiltre. Ces opérations permettent de produire un gaz naturel comprimé contenant de 86 à 97 % de CH_4 , moins de 0,5 % d'oxygène et moins de 5 ppm d'hydrogène sulfuré. Il a été estimé qu'une tonne de déchets enfouie (80% d'ordures ménagères et 20 % de déchets industriels banals) produit près de deux litres de gaz carburant (Roe et coll. , 1998).

D'autres techniques d'absorption existent, utilisant des solvants brevetés pour éliminer sélectivement l' H_2S (mais également le CO_2 et les composés halogénés) du biogaz d'ISDND. Dans ce cas, le soufre réduit peut être récupéré sous forme élémentaire, les rendements de récupération atteignant 95 à 99 % pour l'hydrogène sulfuré. Le solvant SelexolTM, un diméthyléther de polyéthylène glycol, est souvent utilisé en ISDND pour convertir le biogaz en gaz de ville. Pour les sites industriels d'une échelle de production supérieure, des procédés d'absorption utilisant des alkanolamines hydrosolubles (monoéthanolamine, diéthanolamine et méthyldiéthanolamine) sont largement utilisés (Environment Agency, 2006).

• Techniques membranaires

Les procédés membranaires sont à l'étude depuis plusieurs années, et le développement récent de ces technologies les a rendues plus compétitives. La perméation gazeuse apparaît comme un concurrent sérieux aux procédés d'adsorption et d'absorption pour le traitement du biogaz d'ISDND. En 2000, Air Liquide commence à s'intéresser à l'application de ces membranes pour l'affinage du biogaz en gaz de ville. Suite à plusieurs années de développement, la première installation voit le jour en 2006 en Pennsylvanie (USA). En 2008, six unités sont opérationnelles (Pomerantz, 2008). Des recherches s'intéressent actuellement aux membranes en polyimide, qui présentent une forte perméabilité à l'eau et l'hydrogène sulfuré (Harasimowicz et coll. , 2007)

• Traitement d' H_2S in-situ en alvéoles d'ISDND

Un brevet déposé par la société NOVERGIE (Lubetzki et coll., 2001) fait état de la possibilité d'utilisation d'un adsorbant solide, déposé en fines couches au sein des déchets pendant le remplissage d'une alvéole d'ISDND. L'adsorbant utilisé est le Mâchefer d'incinération d'Ordures Ménagères (MIOM). Les détails et résultats de l'étude qui ont conduit à ce brevet sont décrits dans les travaux de Radu-Tirnovanu et al. (Tirnovanu-Radu, 2004 & Radu-Tirnovanu et coll., 2005). Ce procédé a le double avantage, d'une part de proposer une voie alternative de réutilisation des MIOM, et, d'autre part, d'être très efficace sur l'épuration in situ du sulfure d'hydrogène H_2S et du méthylmercaptopan CH_3SH . Ces 2 composés soufrés, en présence d'eau, ont des propriétés acides. Ils réagissent avec certains constituants minéraux basiques (en particulier la chaux) des MIOM et sont ainsi véritablement minéralisés sous forme de sulfures solides et peu solubles. Les études sur pilote et biogaz réel ont permis un dimensionnement du procédé in situ. Il est estimé que 20 cm de MIOM tous les 2 m d'Ordures Ménagères suffisent à capter la totalité d' H_2S (à 100ppm) et de CH_3SH (à 30ppm) produit par la dégradation totale des déchets et, en conséquence épurer le biogaz en ces composés. Cette méthode est en cours de test de validation en alvéole réelle.

Traitement des composés organo-halogénés

Aucun procédé opérationnel spécifique à l'épuration des composés organiques halogénés du biogaz d'ISDND n'est rapporté dans la littérature. Néanmoins, de nombreux procédés sont commercialisés pour l'affinage du biogaz en gaz injectable dans le réseau de gaz naturel. Celui-ci doit répondre à un cahier des charges strict, prévoyant des valeurs limites de pouvoir calorifique (lié au pourcentage de méthane) et l'absence de composés traces nuisibles aux appareils de combustion. Ainsi, la majorité des installations permettant l'élimination du CO₂ contenu dans le biogaz a la capacité d'épurer, de manière non-spécifique, les composés traces dont les halogénés, qui ne sont généralement pas présents en forte concentration dans les biogaz. Sans chercher l'exhaustivité, la suite présente deux techniques de purification du biogaz qui n'ont pas encore été évoquées. Les techniques d'absorption par voie humide et de perméation gazeuse peuvent malgré tout être appliquées.

• Adsorption modulée en pression ou PSA

Les procédés de PSA reposent sur l'adsorption sélective du dioxyde de carbone à la surface d'adsorbants poreux. Cette adsorption s'effectue sous une pression élevée. Le méthane et le dioxyde de carbone se désorbent à des pressions différentes, la séparation est réalisée lorsque la pression sur l'adsorbant est relâchée par paliers. Pour les opérations réalisées avec cette technologie en ISDND, les adsorbants sont deux classiques : le charbon actif et le tamis moléculaire. Les composés traces et le CO₂ du biogaz fortement pressurisé s'adsorbent, par exemple, sur un filtre de charbon actif. Le procédé par PSA permet ensuite une séparation sélective. La Figure 17 ci-dessous présente schématiquement une installation utilisant le procédé PSA avec des filtres à charbon actif.

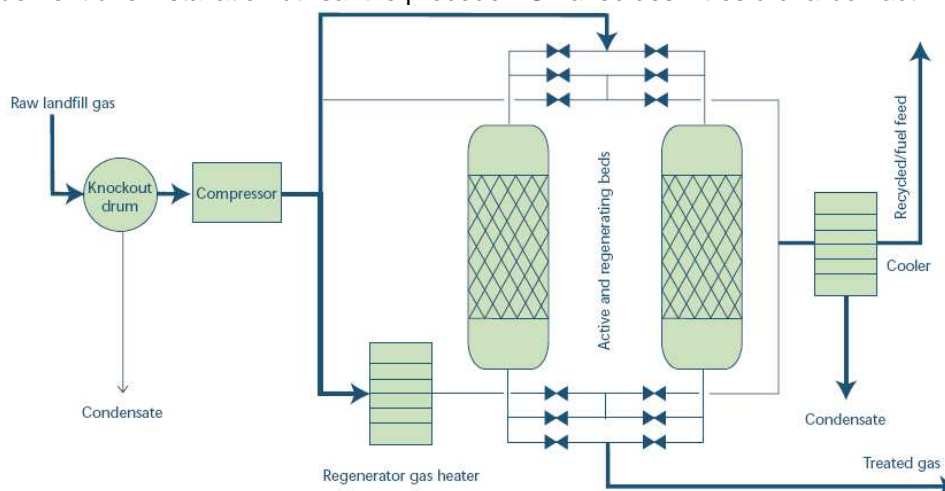


Figure 17 : Schéma du procédé PSA avec filtre à charbon actif (Environment Agency, 2006).

Le tamis moléculaire est un filtre garni d'un milieu granuleux présentant des propriétés d'adsorption propres au gaz à séparer. Ce milieu est typiquement formé de minéraux d'aluminosilicates appelés zéolites. Ce matériau poreux présente une grande surface spécifique qui permet d'adsorber efficacement le dioxyde de carbone. Le procédé d'adsorption modulée en pression fonctionnant en discontinu, plusieurs lignes de filtres en série sont nécessaires. L'efficacité d'un tamis moléculaire sur du biogaz d'ISDND est assurée par un traitement préalable de l'H₂S et de l'eau.

• Abatement par cryogénie

Plusieurs méthodes utilisant la cryogénie pour affiner le biogaz d'ISDND existent. L'une d'elles consiste à liquéfier une proportion du dioxyde de carbone puis à séparer le méthane et le CO₂ résiduel. Cette opération s'effectue sous une pression de 50 bars et autour de -70°C. Avant la réfrigération, le biogaz brut est déshydraté en utilisant les techniques d'adsorption.

• Perspectives de procédés de traitement des composés halogénés

Un procédé canadien récemment mis en œuvre par Air Science Technology pourrait être approprié pour le traitement des biogaz. Ce procédé utilise un filtre de matériaux naturels (copeaux de bois) colonisé par des micro-organismes pouvant dégrader les composés organiques volatils et les composés halogénés. Cette nouvelle technique se veut relativement bon marché tout en affichant un

bon rendement (90 à 99 %) d'épuration des BTEX et composés halogénés, sans produire de sous-produits gênants. Toutefois, ce procédé a été développé pour traiter de l'air pollué : des études supplémentaires sont donc nécessaires en vue de son adaptation pour l'épuration du biogaz de CSDND (Environment Agency, 2006).

Traitement des composés organiques volatils siliciés (COVSi) ou « Siloxanes »

Nomenclature des siloxanes

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none"> - Siloxanes linéaires contenant de 2 à 5 Silicium: L2 à L5 - Siloxanes cycliques contenant de 3 à 6 Silicium : D3 à D6 |
|---|

Il n'existe pas à l'heure actuelle de méthode standard permettant l'élimination totale des COVSi dans le biogaz d'ISDND. Caterpillar et Waukesha, constructeurs américains de moteurs biogaz, préconisent de refroidir le gaz à environ 4°C, puis de le passer sur un filtre coalescent pour réduire l'humidité. Des analyses menées aux Etats-Unis sur ce procédé de prétraitement du biogaz n'ont pas montré d'efficacité avérée d'épuration des composés siliciés (Niemann et coll., 1997).

La littérature rapporte l'avancée des recherches permettant de mieux comprendre les techniques potentiellement applicables pour l'épuration des siloxanes contenus dans le biogaz. L'étude académique qui suit va présenter ces recherches sans chercher l'exhaustivité.

Appels et coll. (2008) se sont concentrés sur l'élimination par voie chimique des siloxanes contenus dans les boues de STEP destinées à la méthanisation. Ce traitement anaérobie largement développé en Europe présente des avantages au niveau de la stabilisation des boues tout en produisant un biogaz riche en méthane (65 à 70% de CH₄), mais également chargé en siloxanes. L'oxydation des boues par le peroxyde d'oxygène et d'autres oxydants forts a montré une réduction de la concentration de D4 et D5 généralement de 50% (52,21% de D4 résiduel après une oxydation avec 50 g d'H₂O₂ par kg de matière sèche). Les mécanismes impliqués sont d'une part la destruction des polymères extracellulaires où s'adsorbent les siloxanes et d'autre part la dégradation du D4 et D5 en DMSD (Diméthylsilanediol) très volatils.

Prabucki et coll. (2001) se sont intéressés à la réduction des COVSi du biogaz d'ISDND en testant trois méthodes permettant d'atteindre une concentration de siloxanes inférieure à 1 mg/m³ en jouant sur la température. Les trois procédés mettent en jeu une phase de déshydratation du biogaz suivie d'une adsorption sur charbon actif. La première technique (type GRW) consiste à chauffer le biogaz brut à 35-40°C en utilisant un échangeur de chaleur avec le liquide de refroidissement du moteur avant le passage sur CA. La deuxième technique (type GRK) utilise un compresseur et un échangeur thermique pour refroidir le gaz à 2°C puis le réchauffer à 10°C avant injection sur CA. La dernière méthode (type GRTK) est similaire à la seconde, mais la cryogénie est utilisée pour refroidir le biogaz brut à -30°C. Ces trois procédés permettent d'optimiser la durée de vie du charbon actif, tout en présentant des efficacités croissantes. Le Tableau 15 résume les résultats obtenus.

Tableau 15 : Procédés d'élimination des siloxanes du biogaz d'ISDND (Prabucki et coll., 2001)

Type	Etape 1 : Deshumidification	Efficacité du traitement	Etape 2 : adsorption	Teneur résiduelle (siloxanes)	Champ d'application
GRW	Biogaz réchauffé à 35-40°C	0	CA	< 1 mg/m ³	Siloxanes < 10 mg/m ³ , Biogaz < 150 m ³ /h
GRK	Biogaz refroidi à 2°C, Réchauffé jusqu'à 10°C	25 %	CA	< 1 mg m ³	Siloxanes < 30 mg/m ³ , Biogaz > 150 m ³ /h
GRTK	Biogaz refroidi à -30°C, Réchauffé jusqu'à 10°C	90 %	CA	< 1 mg/m ³	Siloxanes 200 à 1000 mg/m ³

Hagmann et coll. (2001) rapportent des résultats similaires pour les siloxanes (M2, D3, D4, D5, D6) lors de la réfrigération du biogaz (sans adsorption sur CA). A -25°C, le rendement d'élimination des siloxanes atteint 25,9 %. La cryogénisation (-70°C) du biogaz permet d'atteindre un rendement de 99,3 %, mais implique des coûts de fonctionnement plus lourds.

Schweigkofler et Niesser (2001) ont cherché à déterminer quel adsorbant convient le mieux à la rétention des siloxanes. Le gel de silice apparaît comme le meilleur adsorbant pour L2 et D5 lorsque

Dewil et coll. (2006) rapportent que l'absorption des siloxanes peut s'effectuer en colonne garnie (anneaux Raschig) à l'aide de solvants organiques peu volatils. En effet, le tétradécane permet d'atteindre un rendement d'élimination du D4 de 97%. Un hydrocarbure liquide a permis de réduire la concentration de siloxanes d'un biogaz de 60%, alors que les recherches portaient sur l'épuration de composés halogénés [29] (rapporté par [16]). L'élimination totale des siloxanes par simple absorption physique est difficile à obtenir au vu de leur faible solubilité dans l'eau. L'absorption chimique peut être utilisée afin de casser les liaisons Si-O pour former des composés moins volatils et enrayer la tendance forte de revaporisation des COVSi. Schweigkofler et Niesser (2001) ont donc testé les acides sulfuriques, nitriques et phosphoriques pour le D5 et le L2. Le rendement d'élimination des siloxanes est de 95% avec l'acide sulfurique à 48% v/v et l'acide nitrique à 65% v/v à une température de 60°C. A température ambiante (20°C), ou en utilisant des solutions moins concentrées, l'efficacité maximum est de 75%. Le rendement d'élimination maximum observé avec l'acide phosphorique est de 60%. L'acide nitrique est plus intéressant, car il ne présente pas de danger de corrosion pour les moteurs. L'absorption chimique est toutefois délicate à mettre en place industriellement du fait des risques pour la santé et l'environnement présentés par les réactifs.

La recherche a donc avancé de nombreuses pistes pour l'élimination des COVSi du biogaz. Cependant, il faut noter que seuls des traitements par charbon actif, par réfrigération, par cryogénisation et par absorption liquide sont en fonctionnement à l'échelle industrielle, en particulier dans certains ISDND. Les quelques procédés opérationnels, plutôt onéreux et spécifiques à l'élimination des COVSi, disponibles actuellement sont les suivants :

- Le procédé SWOP™ distribué en France par Verdesis depuis 2004, permet l'épuration des composés organiques volatils du biogaz. Ce procédé qui permet d'adsorber les siloxanes, COV halogénés et autres COV, utilise un milieu régénéré en continu selon le schéma présenté par la figure suivante.



Le procédé SWOPTM de traitement du biogaz fonctionne ainsi : la première étape est la concentration des polluants sur le milieu régénérable dans la colonne (2). Le milieu est ensuite conduit par transport pneumatique (7) vers la colonne de stripping (8) où celui-ci est régénéré par un gaz inerte chaud, produit avec 0,5% du biogaz traité (12), entraînant les COV (14) vers une torchère (15), pour assurer leur élimination (utilisation de 1% du biogaz traité pour le fonctionnement). Le milieu d'adsorption est refroidi (9) avant d'être réinjecté dans la première colonne pour traiter le biogaz brut. L'affinage du biogaz s'effectue par deux filtres SAGTM en série (4, 5). Le biogaz épuré peut ensuite être valorisé dans des moteurs sans risque d'usure prématurée induite par les composés traces. Les filtres SAGTM sont constitués d'un milieu semblable au charbon actif, c'est-à-dire une base en carbone graphite avec des structures de pores modifiées. Le filtre est disposé en trois couches présentant des diamètres de pores décroissants et affichant une efficacité améliorée de 50% par rapport à un filtre constitué d'un milieu homogène. La consommation énergétique annoncée est inférieure à 40 kW (sans précision sur le débit de biogaz traité). Ce procédé a été installé sur l'ISDND de la REP en Ile de France (Claye-Souilly). Le biogaz contient 1800 mg de COV/m³ ainsi que 20 mg de siloxanes par m³. Après traitement, 80% des COV sont éliminés et le rendement atteint presque 100% d'épuration pour les siloxanes dont la concentration est ramenée à 0,005 mg/m³ (Tower et Wetzel, 2006) (Verdesis, en ligne).

- Procédé commercialisé par PPTek

PPTek propose un procédé d'épuration des siloxanes du biogaz par filtration. L'originalité de la technique réside dans le milieu filtrant : celui-ci n'est pas à base de carbone graphite et se veut plus performant que le charbon actif. Le milieu serait hydrophobe pour ne pas adsorber et saturer le filtre d'eau et régénérable sur site – évitant la coûteuse élimination entraînée lors de l'utilisation de CA. Le milieu, affichant une durée de vie de trois à cinq ans, serait capable d'adsorber dix fois plus de polluants que le CA. PPTek propose également d'apporter des variantes dans ses milieux filtrants pour l'épuration de COV ciblés (PPTek, en ligne)

- Procédés SILOXA

La société Siloxa propose également des solutions pour le conditionnement et le traitement du biogaz. Cependant, le site internet du groupe ne précise pas les technologies utilisées pour le traitement des siloxanes (Siloxa, en ligne)

1.5.5 Les perspectives en recherche et développement associées à la valorisation énergétique des biogaz

Le développement des filières de valorisation énergétique des biogaz est naturellement dépendant de l'évolution des coûts de l'énergie et des politiques de soutien aux échelles locale, nationale et à minima européenne pour ce qui concerne la France. Ces paramètres « extérieurs » aux filières proprement dites ne seront pas spécifiquement discutés dans ce cadre. Par contre, au niveau strictement R&D, un certain nombre d'orientations doivent être soulignées. Elles concernent en particulier :

- Les prévisions d'évolution de la qualité des biogaz en fonction de l'élargissement qualitatif et quantitatif des gisements de matière organique et des procédés de digestion,
- Le développement de moyens analytiques spécifiques pour un contrôle efficace de la composition des biogaz, en particulier en ce qui concerne les impuretés pénalisantes pour les installations de valorisation. C'est particulièrement nécessaire actuellement pour les composés organiques volatils du silicium (COVSi) dont les techniques analytiques actuelles par GC-MS sous-estiment largement les teneurs, de l'avis général des motoristes et des exploitants.
- La recherche de nouvelles voies d'épuration du biogaz qui soient à la fois efficaces, économiques et facilement maîtrisables par les exploitants. Ce qui est largement lié au point précédent, dans la mesure où un procédé d'épuration ne peut être pleinement validé que si l'on maîtrise parfaitement l'analyse « amont-aval » des composés traces pénalisants.
- La rationalisation de ces traitements épuratoires en fonction de la spécificité des biogaz produits, toujours dans le sens d'une meilleure efficacité technico-économique. Cela passe encore une fois par une meilleure connaissance de la qualité intrinsèque d'un biogaz donné et de l'établissement d'une « carte d'identité » plus fine des biogaz selon leur filière de production.

- La mise en place d'un réseau de retours d'expérience par filière de production et la connexion des données intra- et inter-filières. Ces données sont trop souvent conservées sur chaque site, et peu exploitées lorsqu'elles existent. Les nouvelles installations de production de biogaz à partir des biodéchets d'origines ménagères ne possèdent pas encore ces retours d'expérience et pourraient (devraient) être intégrées rapidement à ces réseaux.
- La poursuite des recherches académiques et le développement à l'échelle pilote (puis industrielle) des nouvelles voies de valorisation, en particulier dans le domaine des piles à combustible les plus connues du type SOFC.

Cette liste d'actions possibles de R&D n'est pas exhaustive, mais leur mise en œuvre contribuerait largement à soutenir le développement des filières de production et de valorisation de biogaz pour les années à venir, conformément aux souhaits de la communauté européenne (15 Mtep valorisé en 2010 contre moins de 6 actuellement).

1.6 LES SOUS PRODUITS : NATURE, FLUX, TRAITEMENTS ET IMPACTS

Comme toute activité industrielle, la production de biogaz génère des sous produits dont la gestion peut constituer des points de blocage ou des freins importants. Concernant les déchets, le résidu solide du traitement en réacteur est un point clé. La gestion des sous produits liquide (lixiviats ou jus) est également importante : nous relevons en effet de nombreux cas où la gestion des eaux usées (notamment pour la digestion de biodéchets ou d'ordures ménagères) n'est pas évoquée.

1.6.1 Les sous produits liquides

1.6.1.1 Les lixiviats de décharge

La Directive européenne 99/31/CE du 26 avril 1999 et l'Arrêté ministériel du 09 septembre 1997 définissent le terme lixiviat comme étant « Tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci ». Au cours de son transfert, l'eau se charge en polluants organiques et minéraux, présents sous formes solubles, particulières ou colloïdales, via des mécanismes de transport des éléments, des mécanismes chimiques et des processus biologiques. La fraction organique se caractérise principalement par des molécules de faible poids moléculaire telles que les AGV (facilement biodégradables) et des molécules de poids moléculaire élevé apparentées aux substances fulviques et humiques (très peu biodégradables). La charge minérale des lixiviats provient du lessivage des déchets, mais également de la minéralisation des matières organiques.

Le stockage des lixiviats est en général nécessaire durant la phase d'exploitation pour faire face aux pics pluviométriques. Les bassins de stockage peuvent également servir de bassins de prétraitement des lixiviats (aération, décantation). Ces bassins sont dimensionnés sur la base d'un bilan hydrique de la décharge. Les dispositifs de stockage des lixiviats varient d'un site à un autre et sont en général des réservoirs en acier ou en béton, parfois souterrains. Le matériau de construction doit tenir compte de la nature des lixiviats et de ses effets corrosifs (Reinhart & Townsend, 1998).

La réglementation européenne (Directive 99/31/CE du 26 avril 1999) et la réglementation française (Arrêté ministériel du 09 septembre 1997) fixent l'obligation de traiter les lixiviats recueillis dans la décharge avant leur rejet dans le milieu naturel. Le traitement des lixiviats dans une station d'épuration collective, urbaine ou industrielle n'est envisageable que dans le cas où la station serait apte à traiter les lixiviats. L'arrêté du 09 septembre 1997 fixe des valeurs seuils pour le rejet des lixiviats dans le milieu. Au cours de l'exploitation du site, la fréquence du suivi du volume de lixiviat recueilli est mensuelle et l'analyse de la composition du lixiviat (DCO, métaux, etc.) est trimestrielle. Les analyses pratiquées sur le lixiviat permettent de suivre son évolution et d'autre part de vérifier sa traitabilité. En effet, la composition du lixiviat n'est pas constante au cours du temps, elle évolue en fonction de l'état de dégradation des déchets. Les procédés de traitement appliqués aux lixiviats de décharge sont de types biologiques pour les effluents biodégradables (lagunage, aération, etc.) et physico-chimiques pour les pollutions organiques et minérales (coagulation-floculation, oxydation, précipitation, adsorption et filtration, etc.). Les différents traitements sont souvent complémentaires. L'utilisation des traitements physico-chimiques peut intervenir soit pour compléter un traitement biologique, soit pour épurer un lixiviat peu biodégradable.

1.6.1.2 Les jus de process de méthanisation

La méthanisation des déchets s'accompagne presque toujours d'une étape de séparation du digestat (centrifugation ou pressage). Le flux liquide issu de ce traitement est une liqueur concentrée, qui est souvent par ailleurs réutilisée dans le procédé pour en ajuster la teneur en eau et assurer en partie l'inoculation du réacteur.

La caractéristique principale de ces jus est d'être recyclée de manière importante. C'est pourquoi ils se chargent de certains composés qui s'accumulent, comme par exemple les formes ammonifiées de l'azote (NH_4^+) ou les phosphates (PO_4^{3-}). Cependant et selon la nature des déchets traités, d'autres composés, comme les métaux, peuvent également se concentrer dans ces jus. Il est difficile de donner des caractéristiques moyennes de ces jus, dans la mesure où ces dernières dépendent à la fois de la nature des déchets traités et du mode d'exploitation de l'installation.

Ces jus ont pendant longtemps été considérés comme des sources de pollution à traiter selon des méthodes conventionnelles (rejet en station d'épuration). Leur teneur en matière organique (DCO) est souvent très élevée, mais il s'agit surtout de matière organique réfractaire (on parle aussi de DCO « dure »).

Néanmoins, ces jus sont aujourd'hui considérés comme des ressources potentielles. Nous citerons ici trois axes possibles :

- **L'épandage** : la réutilisation dans les sols permet d'apporter des matières fertilisantes (azote) qui pourront être fixées par les plantes. Ce débouché sera réservé aux jus issus de procédés traitant des gisements exempts de polluants persistants (métaux, micropolluants organiques).
- **Le stripage de l'ammoniac**, qui peut être ensuite récupéré dans une tour remplie d'acide sulfurique avec formation de sulfate d'ammonium (ce dernier pouvant ensuite être utilisé comme engrais). Peu de données sont disponibles dans la bibliographie par rapport cette technique. Il semble cependant que la récupération du sulfate d'ammonium soit un procédé relativement simple à mettre en œuvre, et déjà utilisés dans certaines installations.
- **La struvite** : ce phosphate mixte de magnésium et d'ammonium ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) se forme parfois naturellement dans les canalisations d'eaux traitées par méthanisation. Dans certaines conditions, il peut être intéressant de récupérer ces cristaux pour leur valeur fertilisante. Cette voie a été relativement peu étudiée et utilisée en France, malgré son intérêt notamment en termes de récupération des phosphates (Wu et Bishop, 2003). Dans une étude australienne, la struvite obtenue par précipitation de jus de traitement de boues d'épuration n'a pas montrée de teneur en métaux supérieure aux limites autorisées dans l'agriculture (Münch et Barr, 2001). Il semble cependant clair que l'innocuité du produit avant retour au sol doit être assurée, notamment pour des produits issus de déchets urbains mixtes.

1.6.1.3 Perspectives en recherche sur les sous produits liquides

En tant que tels, les sous produits liquides issus de la filière biogaz sont relativement bien caractérisés. Ils représentent de plus des flux relativement limités. Les principales questions associées à leur gestion (qu'il s'agisse de traitement ou de valorisation) sont associées à des questions réglementaires ou juridiques. En particulier, la question de leur réutilisation (directe ou non) en agriculture nécessite de préciser le cadre juridique (normes, valeurs limites de certains composés, etc.).

1.6.2 Sous produits solides : digestats

1.6.2.1 Nature du digestat

Au cours du processus de méthanisation, c'est principalement la matière organique facilement biodégradable qui est décomposée. Le résidu de digestion contient donc principalement la matière organique plus difficilement dégradable (composés ligno-cellulosiques, en majorité). D'un point de vue strictement fonctionnel, il est possible d'assimiler (grossièrement) la méthanisation à l'étape de fermentation rapide qui se produit lors du compostage.

Ici encore, la nature du gisement d'origine, ainsi que la chaîne de tri des déchets conditionnent fortement la qualité du produit issu de la méthanisation.

- **Digestats d'ordures ménagères résiduelles** : la qualité de ces digestats dépend très fortement de la chaîne de tri en amont du digesteur. Selon les installations, ces digestats seront plus ou moins contaminés par des matières plastiques, du verre ou des métaux. Une forte contamination entraîne l'impossibilité d'une valorisation ultérieure dans le cadre d'un retour au sol.

- **Digestats de biodéchets ou de déchets agricoles et agro-alimentaires en mélange** : ces produits sont en général plus homogènes et plus aptes à être valorisés en agriculture.

1.6.2.2 Le retour au sol du digestat

Le retour au sol du digestat peut être envisagé de plusieurs façons :

- **Sous la forme d'un fertilisant** : dans ce cas, il s'agit d'une utilisation directe, mais qui nécessite de faire la preuve que le produit est utilisable sous cette forme (procédure d'homologation).

- **Sous la forme d'un compost** : la qualité visée est alors celle définie pour les amendements organiques par la norme AFNOR NF U44-051 révisée en 2006. Cette norme fixe en particulier des propriétés en termes de stabilité (rapport C/N, teneur en azote, indice de stabilité) mais également des valeurs seuils à ne pas dépasser sur les ETM (éléments traces métalliques), les composés traces organiques (HAP, PCB), les micro-organismes et germes pathogènes. L'utilisation de composts de digestats est un domaine qui n'est encore que partiellement abordé d'un point de vue technique et scientifique.

1.6.2.3 La mise en décharge ou l'incinération

Il est clair qu'à partir du moment où un digestat ne peut pas être reconverti en un produit, alors il s'agit d'un déchet. Dès lors, sa gestion est orientée vers des techniques spécifiques de traitement, comme la mise en décharge ou l'incinération. La mise en décharge est par exemple la voie privilégiée en Espagne, en raison de l'essor important de la digestion des ordures ménagères résiduelles avec des prétraitements peu poussés conduisant à des digestats très contaminés. Il est cependant légitime de s'interroger sur la rationalité d'une telle filière de traitement.

1.6.2.4 Les aspects sanitaires

Comme tout système septique, la méthanisation n'a pas vocation à éliminer les contaminants contenus dans les gisements en entrée. Une étude de 1999 sur les aspects sanitaires liés à la méthanisation des déchets (Couturier et Galtier, 1999) a dressé un premier bilan des connaissances sur le sujet.

- **Éléments trace métalliques (ETM) :**

Les métaux présents ont vocation à évoluer au sein des procédés anaérobies. Certains d'entre eux (Fer, Nickel, Cuivre, ...) sont même utilisés par les micro-organismes pour constituer des cofacteurs. D'autres vont se complexer avec les acides organiques. Les métaux vont également avoir tendance à former des sulfures métalliques dans le milieu. Globalement, les métaux se retrouvent majoritairement sous forme solide ou adsorbée.

- **Micro-organismes et germes pathogènes :**

Les milieux de digestion contiennent une quantité importante de micro-organismes, organisés en « communauté trophique », c'est-à-dire en chaîne alimentaire. On ne connaît pas a priori de germes pathogènes parmi ces communautés. La problématique est donc de connaître l'évolution de ces germes lorsqu'ils sont présents en entrée du procédé. Globalement, la digestion anaérobie a un effet hygiénisant sur les pathogènes. Cet effet est à moduler en premier lieu en fonction du couple température – temps de séjour du système (il est en particulier plus efficace en thermophile qu'en mésophile, et peu efficace à température ambiante). Certains germes sporulant sont également peu sensibles (*Clostridium*, *Bacillus Cereus*). L'efficacité de la réduction des pathogènes est également variable selon le type de marqueurs considérés (plutôt efficace pour les salmonelles et les entérocoques, un peu moins pour les *E. coli*). La question du devenir et du développement des pathogènes dans un tel milieu est cependant loin d'être tranchée, car nous ne disposons pas d'une approche systématique permettant de prévoir quel type de pathogène sera plutôt touché, et quel type plutôt préservé par le traitement anaérobie.

La question de la présence de bactéries dans le biogaz a également été soulevée en France dans le cadre de la problématique de la réinjection du méthane dans le réseau de gaz de ville. Une campagne de prélèvement a permis d'établir la présence de bactéries dans le biogaz (Moletta, 2005) qui, globalement, peuvent représenter n'importe laquelle des espèces présentes dans le milieu (certains comportements d'aérosolisation étant toutefois différents selon les espèces). Il semble cependant que cette présence, quoi qu'établie, mérite d'être comparée avec, d'une part, la présence de bactéries dans le réseau de gaz de ville et, d'autre part, avec l'air que nous respirons. A ce jour, aucune campagne dans ce sens n'a été entreprise.

- **Micropolluants organiques :**

Les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) semblent être globalement réduits lors de la digestion anaérobie, en tous cas partiellement. Les PCB et les organochlorés sont moins touchés ; de plus, pour ceux-ci, les molécules issues de la dégradation présentent parfois des toxicités plus aiguës que les molécules mères. Il semble également que les perturbateurs endocriniens (tels que les nonylphénols NP) puissent également subir des transformations lors de la digestion.

D'un point de vue expérimental, la notion de « dégradation » reste toutefois ambiguë en raison des différents mécanismes pouvant intervenir pour « masquer » les polluants (les mécanismes de sorption par exemple). A ces incertitudes s'ajoutent des problèmes analytiques complexes liés aux très faibles concentrations considérées et aux problèmes d'extraction.

1.6.2.5 Perspectives en recherche sur les digestats

Dès lors que la question du retour au sol (et donc de la valorisation matière) du digestat est abordée, le digestat devient un produit et non plus un déchet. Il existe ici une contradiction dans la forme du point de vue réglementaire, mais également pour le citoyen.

En termes de recherche, la question de l'innocuité des digestats est prégnante : on demande avant tout qu'un digestat ne soit pas potentiellement dangereux lorsqu'il est épandu. Il semble cependant que la caractérisation des digestats comme produit intéressant du point de vue agronomique soit également d'actualité : il ne suffit pas en effet que le produit soit compatible, il est également intéressant qu'il ait des atouts.

Ici encore, et à l'instar des sous produits liquides, la gestion des digestats est à la fois une question de connaissance des produits (composition, innocuité, valeur agronomique), mais également une question d'ordre social et une question d'image.

1.7 BILAN DE L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE : LES QUESTIONS DE RECHERCHE

1.7.1 Les principales questions en recherche

Cette analyse bibliographique est forcément incomplète, mais elle permet de faire émerger un certain nombre de points d'ancrage des thématiques de recherche au niveau international. Nous pouvons faire émerger 5 thèmes principaux :

- **La connaissance et la caractérisation des intrants** : ce thème recouvre les problématiques de la caractérisation de la matière organique, la notion de biodégradabilité, le lien entre la structure de la matière organique et la vitesse de dégradation, le mode d'action des micro-organismes, ainsi que le suivi de l'activité biologique au cours de la dégradation. Les questions opérationnelles autour de cette problématique sont les prétraitements, la co-digestion, le positionnement du système de production de biogaz dans la chaîne de traitement.
- **Les procédés (réacteurs)** : ce thème regroupe au sens large les questionnements autour des dispositifs industriels, et agrège les questions autour de la modélisation, des écoulements, des transferts, de la gestion de la teneur en eau, mais également de la mesure et du suivi de l'activité biologique (indicateurs, instrumentation, pilotage).
- **Les procédés (centres de stockage)** : ce thème regroupe les mêmes problématiques que précédemment, mais l'objet d'étude est beaucoup moins facile à appréhender, et ne fait pas forcément appel aux mêmes compétences.
- **Le biogaz et sa valorisation** : ce thème recouvre les problèmes de prévisions de production, de mesure des composés du biogaz, d'épuration du biogaz (en particulier la rationalisation des traitements), des nouvelles voies de production d'énergie (piles à combustibles), et de l'évaluation environnementale des filières de valorisation.
- **Le devenir des sous-produits et co-produits** : ce domaine touche en particulier le devenir des matières après digestion, à appréhender selon une logique de valorisation matière (produit) ou d'élimination (déchet). Il touche aussi la problématique de la fin de vie des décharges.

1.7.2 La structuration de la recherche au niveau international

La communauté scientifique internationale autour du biogaz est structurée principalement autour de trois sociétés scientifiques :

- Le groupe spécialisé sur la digestion anaérobie de l'IWA (International Water Association), qui regroupe en fait principalement les chercheurs issus du domaine des procédés de traitement (réacteurs) ;
- L'ISWA (international Solid Waste Association), association internationale qui fédère de nombreux chercheurs, laboratoires et organisations publiques et privées dans le domaine des déchets solides ;
- L'IWWG (International Waste Working Group) qui regroupe un large spectre de compétences scientifiques dans le domaine de la gestion et le traitement des déchets solides.

1.7.2.1 La communauté issue de la recherche sur l'eau (IWA)

Ces deux communautés se différencient globalement par leur origine. L'IWA regroupe initialement des personnes concernées par le traitement d'eau et plus particulièrement le traitement biologique des eaux et donc des boues d'épuration des eaux. L'évolution naturelle de certaines équipes vers la méthanisation des déchets s'est produite au tournant des années 90.

Les plus grosses équipes mettent en œuvre des approches pluridisciplinaires en intégrant à la fois des aspects de microbiologie, de génie des procédés, d'instrumentation avancée. Il est toujours délicat de citer des exemples, mais les laboratoires les plus souvent référencés sont les 4 suivants :

- Advanced Water Management Center (University of Queensland, Brisbane, Australie) : ce laboratoire regroupe de nombreuses approches autour du traitement des eaux. Il regroupe plus d'une trentaine de chercheurs et ingénieurs dans le domaine.
- Department of Environmental Engineering (Danish Technical University DTU, Lyngby, Danemark) : ce laboratoire regroupe 30 chercheurs dans le domaine de l'eau et de l'environnement au sens large.
- Wageningen University (Pays-Bas), Department of Environmental Technology, regroupe environ 30 chercheurs dans le domaine du traitement biologique de l'eau et des déchets.

- Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (INRA Narbonne, France) : ce laboratoire regroupe près de 20 chercheurs et ingénieurs dans le domaine du traitement biologique de l'eau et des déchets, principalement autour de la digestion anaérobie.

Ces laboratoires sont importants par leur taille (en général, plus de 20 chercheurs et ingénieurs permanents) et leur approche diversifiée. Cependant, il existe de par le monde de nombreuses structures, généralement de moins de 10 chercheurs, tout aussi actives et reconnues dans le domaine de la digestion anaérobie, que nous avons tenté de répertorier dans les tableaux suivants (qui n'est pas exhaustif bien entendu, notamment pour l'Asie). Il est à noter que l'Europe est très représentée dans le domaine.

1.7.2.2 La communauté issue de la recherche sur les déchets solides : l'IWWG et l'ISWA

L'association ISWA (International Solid Waste Association) est une association dont l'objectif est de promouvoir la gestion durable des déchets solides dans le monde. L'association compte des membres dans le monde entier. Plusieurs groupes de travail existent dont un groupe spécialement dédié aux recherches dans le domaine du stockage des déchets et un groupe dans le domaine du traitement biologique des déchets.

Créé en 2002, l'association IWWG (International Waste Working Group) a pour objectif de développer un réseau international de développement des compétences dans le domaine de la gestion des déchets solides. Elle encourage l'échange de connaissances scientifiques et le développement de recherches appliquées sur les principaux thèmes associés à la gestion des déchets tels que la caractérisation des déchets, le stockage en conditions contrôlées et le traitement des déchets.

Plusieurs laboratoires sont particulièrement actifs dans le domaine du stockage des déchets :

- IMAGE Department, University of Padova, Lungargine Rovetta, 35127 Padova, Italy
- Institute for Waste Resource Management. Department of Waste Management, Hamburg University of Technology TUHH, Germany,
- Institute for Waste Management, BOKU-University of Natural Resources, and Applied Life Sciences, Vienna.
- Department of Civil and Environmental Engineering, Luleå University of Technology, Luleå, Sweden.

Nous notons que parmi tous les laboratoires mentionnés, très peu d'entre eux font état de recherches dans le domaine de la valorisation énergétique du biogaz : cette communauté est donc plutôt structurée autour de la problématique de la production par voie biologique, depuis les mécanismes microbiologiques, l'étude des phénomènes en réacteur, et la modélisation, ou de la gestion des centres de stockage.

Tableau 16 : Laboratoires Européens actifs dans le domaine de la méthanisation

Laboratoire	Pays	Disciplines	Domaine d'application
INRA LBE Narbonne	France	microbiologie, génie des procédés, modélisation, instrumentation	eaux, déchets
CEMAGREF Rennes	France	microbiologie, génie des procédés	effluents d'élevage, déchets
CEMAGREF Antony	France	microbiologie	stockage
INSA Toulouse	France	génie des procédés	stockage, méthanisation
INSA Lyon - LGCIE	France	génie des procédés, bio-physico-chimie	caractérisation, digestion sèche, stockage, biogaz
Université Joseph Fourier LTHE	France	Transfert, modélisation, comportement mécanique des déchets	stockage, comportement géomécanique
Université de Padoue, Dpt IMAGE	Italie	génie des procédés	Stockage, déchets
Université de Vérone, Dpt environmental science	Italie	génie des procédés	Déchets
Université de Venise, Dpt science and technology	Italie	génie des procédés	Déchets
Politecnico di Milano	Italie	génie des procédés	Traitement des eaux
Univ. Valladolid, Dpt chemical engineering and environmental technology	Espagne	génie des procédés	effluents, déchets (méthanisation)
Université de Saint Jacques de Compostelle, Dpt Biotechnologie et Ingénierie Environnementale,	Espagne	génie des procédés, modélisation, instrumentation	effluents
Université de Barcelone, dpt génie chimique	Espagne	génie des procédés	effluents, boues
Université autonome de Barcelone	Espagne	codigestion	graisses
Université de Cadix, dpt génie chimique	Espagne	microbiologie	déchets
Instituto de la Grasa (CSIC)	Espagne	génie des procédés	déchets
Université de Cordoue	Espagne	microbiologie	cultures énergétiques, codigestion
Université de Minho Portugal, Laboratoire de biotechnologie de l'environnement	Portugal	microbiologie, environnement	graisses, hydrogène
University of Wageningen, Dpt Environmental Technology	Pays-Bas	microbiologie, environnement	cultures énergétiques, codigestion
Université de Gand (LABMET)	Belgique	microbiologie, environnement	Effluents, boues
DTU Biosciences	Danemark	microbiologie, environnement	déchets, effluents, codigestion , cultures énergétiques
DTU Environnement	Danemark	microbiologie, génie des procédés, modélisation, instrumentation	déchets, effluents, codigestion , cultures énergétiques

Université de Lund, Biotek	Suède	microbiologie, environnement	Déchets, effluents
Université de Technologie, Luleå, Department of Civil and Environmental Engineering	Suède	Génie des procédés	Déchets, stockage
Institut Technologique de chimie, Prague	Rép Tchèque	microbiologie, environnement	Boues
Russian academy of science, Institut de l'eau,	Russie	génie des procédés, modélisation	déchets
Université du Bosphore, Istamboul	Turquie	génie des procédés	cultures énergétiques
Université de Hambourg. Institute for Waste Resource Management	Allemagne	Génie des procédés	Déchets, stockage
Université de Hambourg (Lifetec Process Engineering)	Allemagne	génie des procédés, microbiologie	cultures énergétiques
Université de Hanovre (ISAH)	Allemagne	microbiologie	codigestion, cultures énergétiques
Université Christian Albrechts Kiel	Allemagne	instrumentation	
BOKU-Université des Sciences de la Vie, et des ressources naturelles, Vienne. Institute for Waste Management IFA Tulln	Autriche	Génie des procédés	Déchets, stockage
	Autriche	microbiologie	codigestion, cultures énergétiques
Université de Patras, dpt génie chimique	Grèce	microbiologie	déchets, hydrogène
Université de Glamorgan, Pontypridd	Royaume Uni	microbiologie	hydrogène
Imperial College, dpt Génie Chimique et technologie chimique	Royaume Uni	génie des procédés	déchets
Université de Southampton, environmental Group	Royaume Uni	génie des procédés	déchets
Université national du Pays de Galles, dpt microbial ecology	Royaume Uni	microbiologie	

Tableau 17 : Quelques laboratoires hors Europe actifs dans le domaine de la méthanisation

Laboratoire	Pays	Disciplines	Domaine d'application
Institut polytechnique national, Mexico city	Mexique	génie des procédés	biohydrogène
Université de Veracruzana, Orizaba, dpt sciences chimiques	Mexique	microbiologie	effluents
Université du nouveau Mexique, dpt génie civil	USA	génie des procédés, microbiologie	digestion sèche, MFC, biohydrogène
Centre de Biotechnologie de Sfax	Tunisie	génie des procédés, microbiologie	déchets
INSA de Tunis	Tunisie	génie des procédés	codigestion
Université Tongji	Chine	génie des procédés, microbiologie	déchets
Université de Tsinghua	Chine	génie des procédés, microbiologie	Déchets, stockage
Université Nihon, Tokyo	Japon	génie des procédés	effluents
Institut Coréen de Science et Technologie, centre for environmental technology research, Séoul	Corée	prétraitements	déchets
Université du Queensland, Brisbane	Australie	microbiologie, génie des procédés, modélisation, instrumentation	effluents, déchets

2 ENQUÊTE

2.1 MISE EN PLACE DE L'ETUDE

L'enquête auprès des acteurs de la filière biogaz a eu lieu au printemps 2009. Elle s'est déroulée selon le protocole suivant :

- Elaboration d'un guide d'entretiens (questionnaire) ;
- Constitution d'un panel d'experts / personnes interrogées ;
- Contacts téléphoniques ou directs auprès des personnes concernées ;
- Dépouillement de l'enquête et résultats.

2.1.1 Elaboration du guide d'entretiens

Le questionnaire est constitué de deux parties : une partie ouverte (réponses libres), contenant un certain nombre de questions associées à l'activité de la personne interviewée et ses centres d'intérêts, ainsi que ses connaissances sur les problèmes techniques et scientifiques qui pourraient être résolus par des actions de recherche et développement. Cette partie (Annexe 1) est constituée de 8 questions.

La seconde partie du questionnaire est une partie fermée, c'est-à-dire qu'elle ne fait appel qu'à un choix restreint de réponses par rapport à des besoins en recherche. Cette partie est constituée de 5 thèmes, eux-mêmes découpés en blocs spécifiques (résumés sur le Tableau 18, en version intégrale en Annexe 1). L'idée générale de ce questionnaire est de proposer des champs de recherche et de recevoir l'avis des personnes interviewées sur l'opportunité de développer de la R&D dans le domaine.

Tableau 18 : Structure du questionnaire : partie ouverte.

Thème	Blocs
1 : Connaissance du gisement	Détermination de la composition, mesure de biodégradabilité, prétraitements
2 : Méthanisation en réacteur	Méthanisation des rejets liquides et des boues, méthanisation des déchets solides, co-digestion
3 : Centres de stockage	Connaissance du gisement avant stockage, préparation de la charge, recirculation des lixiviats, gestion de l'humidité du massif, modélisation, stabilité et gestion de la fin de vie
4 : Valorisation énergétique du biogaz	Prévision de la production, analyse des impuretés, nouvelles voies d'épuration, techniques de valorisation
5 : Les sous produits	Gestion des lixiviats et effluents, gestion des digestats

2.1.2 Constitution du panel d'experts

La constitution du panel d'expert a été élaborée en liaison avec le comité de pilotage de l'étude. Il comprend initialement 47 personnes :

- 29 Industriels se répartissant de la manière suivante : centres de recherche (11), bureaux d'étude (5), exploitants (8), fournisseurs d'équipements (5).
- 18 académiques / collectivités / associations se répartissant de la manière suivante : recherche publique (10), collectivités (2), institutionnels (5), association (1).

Ce panel a été conçu de manière à balayer l'ensemble des problématiques associées à la recherche dans le domaine du biogaz (de la production à la valorisation). L'accent a été mis sur les contacts au niveau du monde de la R&D, mais aussi sur les responsables d'exploitation. La portée de cette enquête est nationale, mais l'une des interlocutrices est une responsable R&D d'un exploitant espagnol de centres de stockage et d'usines de méthanisation.

2.2 RESULTATS DE L'ENQUETE

2.2.1 Taux de réponse

Toute catégorie confondue, nous avons recueilli 28 réponses sur 47 personnes contactées, soit un taux de participation de 60% environ. Ce résultat est plutôt décevant dans la mesure où les personnes ciblées par les entretiens sont généralement des spécialistes reconnus dans le domaine, et donc directement concernés par l'étude. Sauf quelques exceptions, la majorité des entretiens ont été réalisés par téléphone. La durée d'un entretien est de l'ordre de 60 minutes.

Certaines personnes ont toutefois souhaité remplir le questionnaire par écrit avant de le renvoyer. L'expérience montre que cette deuxième solution n'apporte pas la même richesse d'information, dans la mesure où la structure du questionnaire offre la possibilité de répondre « oui » à l'ensemble des thèmes proposés sans permettre de connaître le degré d'urgence des besoins exprimés. L'intérêt de construire ce questionnaire sous la forme d'un dialogue est de mieux cibler les besoins en recherche.

Environ 50% des personnes interrogées ont souhaité ne pas voir leur nom mentionnés dans l'étude, c'est pourquoi nous ne fournissons pas de liste nominative ni les réponses détaillées aux questions.

2.2.2 Analyse qualitative des réponses

Cette partie reprend les principaux résultats de l'analyse de la **première partie du questionnaire**. La présentation des résultats s'appuie sur un classement des réponses effectuées *a posteriori* lors du dépouillement de l'étude. Les axes forts sont soulignés en étant présentés par ordre d'occurrence.

2.2.2.1 Les principaux freins au développement (pas seulement en R&D)

Nous identifions 6 volets parmi les réponses analysées (voir aussi Tableau 19). Ils sont ici listés par ordre d'importance. Le premier volet (aspects économiques) étant celui le plus largement cités (environ 15 occurrences). Cependant, les autres volets sont également fréquemment cités (entre 5 et 10 occurrences).

a) *Economie / rentabilité*

Cet aspect est mentionné de manière quasi systématique par la plupart des interlocuteurs issus du secteur privé. La **rentabilité des projets** est souvent associée à des questions portant autour du **rapport coût / taille des installations**, ou encore des **défauts de conception** (en particulier au niveau des chaînes de tri des installations de digestion anaérobie des ordures ménagères et biodéchets) qui occasionnent des surcoûts. Le non respect du cahier des charges concernant la qualité des biodéchets (mauvais tri amont) est également un point négatif qui pénalise la rentabilité des installations (fréquents arrêts techniques, blocages de chaînes,...). Les deux autres facteurs de rentabilité souvent mentionnés sont liés aux débouchés énergie et matière : tarif de rachat de l'électricité, statut des digestats, impossibilité d'injecter le méthane issu du biogaz dans les réseaux, localisation des sites de production par rapport aux zones de consommation.

b) *Aspects réglementaires*

La réglementation française ne semble pas adaptée à la filière, ou plutôt elle résulte de l'application d'un grand nombre d'outils législatifs fragmentés et parfois contradictoires. De nombreuses personnes interrogées s'étonnent de la lenteur des procédures administratives (18 mois pour obtenir l'autorisation, contre 3 mois en Allemagne). Certains font remarquer qu'il existe une méconnaissance de la filière par l'administration. D'autres encore soulignent que la **volonté politique** d'apporter une réponse à la problématique de la valorisation des matières organiques **fait défaut** et place la France en queue de peloton sur ces aspects.

c) *L'utilisation du biogaz*

Le choix du mode de valorisation du biogaz est encore peu clair pour de nombreux acteurs : électricité, chaleur (avec le problème des débouchés), injection dans le réseau ou gaz carburant pour véhicules sont les options qui sont proposées pour la valorisation, mais ces choix sont rarement éclairés par des raisonnements factuels. Ici encore, des aspects réglementaires parfois aberrants limitent les capacités de valorisation (contrôles de qualité inadaptés par exemple). Le manque de lisibilité dans les tarifs de rachat électriques, en particulier pour les centres de stockage, freine souvent l'investissement. Notons enfin, toujours pour ce qui concerne les centres de stockage, que la valorisation du biogaz ne semble pas y être encore majoritaire en raison de la difficulté technique

qu'éprouvent les exploitants à prévoir leur production et donc à dimensionner les installations de valorisation.

d) Gisement : collecte et nature des intrants

Les problèmes liés aux gisements sont de nature très diverses. Il s'agit surtout de problèmes de collecte et de conformité du déchet au gisement escompté. Très souvent, la collecte sélective est moins efficace que prévu et il en résulte des problèmes de dimensionnement ou d'inadaptation des installations à la charge réellement traitée. La présence de résidus de verre (ou métalliques) est particulièrement néfaste aux installations de traitement de biodéchets (tapis déchirés, chaînes bloquées,...). Les problèmes de fluctuations saisonnières (en particulier pour les biodéchets) sont également mentionnés.

D'autres problèmes liés à la collecte sont parfois soulevés, tels que la pérennité des gisements (en particulier dans le cadre d'installations de type territoriales).

e) Aspects sociaux et sociétaux

Cette problématique est particulièrement soulevée dans deux cas. En premier lieu, ces aspects semblent primordiaux dans la mise en place de la collecte sélective des biodéchets. D'une manière ou d'une autre, les usagers doivent comprendre pourquoi ils trient et pourquoi ils consentent des efforts, d'autant que parallèlement les taxes d'enlèvement des ordures ménagères n'en sont pas réduites pour autant !

Le second point, moins souvent mentionné il est vrai, concerne l'acceptation par la population d'installations de méthanisation. A l'exception de quelques cas particuliers, il semble cependant que le biogaz soit considéré comme une solution plus écologique que l'incinération, et les oppositions rencontrées sont généralement liées à un effet NIMBY.

f) Mode de gestion des installations

Les problèmes de gestion des installations ont deux origines : d'une part, l'inadéquation du procédé de traitement avec le flux de déchet traité, et d'autre part, les difficultés éprouvées par les exploitants pour maîtriser une technologie nouvelle, en particulier dans le cas d'installations de méthanisation. Comme pour toute nouveauté, il s'agit d'acquérir des savoirs et du savoir-faire qui ne sont souvent pas présents en raison du petit nombre d'experts.

Certaines personnes mentionnent également un biais du système associé à la notion de délégation de service public, qui peut également occasionner de la part des exploitants des non-dits en termes de problèmes techniques spécifiques.

Nous devons enfin mentionner un élément qui revient assez souvent, et qui résulte de la combinaison de plusieurs des facteurs précédemment cités : **le problème du statut du digestat**. La situation actuelle considère le digestat comme un déchet, alors qu'il semble qu'une logique basée sur la valorisation en agronomie pourrait dans certains cas lui conférer un statut de produit (fertilisant ou amendement lorsqu'il est post-composté). Le niveau actuel de qualification du digestat se cantonne à qualifier son innocuité ; il semble souhaitable à de nombreuses personnes interrogées de qualifier également sa valeur agronomique.

Tableau 19 : Résumé des principaux freins au développement « non techniques »

Nature	Détail
Economie et rentabilité des installations	Coûts d'exploitation (qualité du tri), débouchés énergétiques (chaleur, électricité, carburant), valorisation matière (digestats)
Obstacles réglementaires	Lourdeur des procédures administratives, filière non reconnue par l'administration, statut du digestat, injection biogaz dans le réseau
Utilisation du biogaz	Choix du mode de valorisation, tarifs de rachat, gestion prévisionnelle de la production
Gisement	Logistique et efficacité de la collecte, fluctuations saisonnières, pérennité des gisements
Obstacles sociaux et sociétaux	Organisation de la collecte sélective, implantation des installations, statut du digestat
Mode de gestion des installations	Inadaptation du procédé au produit traité, formation des personnels exploitants

2.2.2.2 Les principaux problèmes techniques

Les principaux problèmes techniques rencontrés sont de deux ordres : il s'agit de problèmes de conception et de problèmes d'exploitation. Ils se rencontrent dans tous les types d'installations, qu'il s'agisse de méthanisation (effluents et déchets) ou de centres de stockage.

a) Problèmes de conception

Ils sont tout d'abord liés à la non-conformité des intrants par rapport au projet initial, et nous retrouvons ici les problématiques liées à la collecte et au tri. Par conséquent, il est fréquent que la filière de traitement dans son ensemble nécessite une adaptation au gisement réel à traiter.

D'un point de vue plus spécifique, les problèmes techniques associés à la conception dans les unités de méthanisation sont souvent liés à cette inadaptation du procédé à la charge, et en particulier à la situation du méthaniseur dans la chaîne de traitement. Lorsque les déchets sont très contaminés en particulier par des fractions minérales ou plastiques (verre, plastiques, emballages), une chaîne de tri sophistiquée est alors requise, au risque de générer d'importants tonnages de refus et de diminuer la capacité de production de l'installation. Parfois même, la cause du dysfonctionnement d'une installation est le choix d'une technique inadaptée au gisement à traiter.

Pour ce qui concerne les centres de stockage, il semble que les défauts de conception soient concentrés sur la conception des alvéoles, avec la présence d'infiltrations d'eau pluviale, d'entrées d'air (mauvais réglage de la dépression), ou, au contraire, de problèmes de fuites et d'émissions furtives de biogaz.

b) Problèmes d'exploitation

Le cas le plus fréquemment cité parmi ces problèmes d'exploitation sont les problèmes mécaniques, liés à la nature même des déchets. Ils se retrouvent aussi bien lors de la préparation de la charge dans les centres de stockage et dans les usines de méthanisation.

Dans les centres de stockage, l'accent est souvent mis sur la récupération du potentiel biogaz : la difficulté de mesure des émissions atmosphériques de biogaz (à la fois pendant la phase de remplissage de l'alvéole et pendant la phase de post-exploitation après couverture) rend difficile l'estimation du niveau de biodégradation des déchets. Il est donc difficile de dresser des bilans de fonctionnement pour les exploitants.

Parmi les problèmes moins souvent cités, mais assez récurrents, nous notons :

- Les odeurs ;
- Les problèmes de moussage / croutage dans la digestion des effluents et des boues ;
- Les problèmes liés aux graisses ;
- La contamination des digestats par des polluants persistants (liée surtout à l'origine des gisements) ;
- Les problèmes de sécurité industrielle, associées principalement aux émissions d'H₂S d'une part, et à la gestion du méthane d'autre part.

2.2.2.3 Les questions pouvant faire l'objet d'actions de R&D

Cette partie du questionnaire est intéressante à bien des égards, car elle a permis de faire émerger 6 catégories de questions de recherche récurrentes citées plus de 15 fois par les personnes interrogées.

a) Préparation de la charge / prétraitements

Cet item revient plus de 20 fois. Il est lié aux problèmes d'ordre mécanique, mais pas seulement. De nombreuses personnes considèrent que les systèmes de prétraitement des déchets au sens large ne sont pas forcément adaptés au flux traité. D'importants besoins en recherche sont ainsi exprimés non seulement au niveau de dispositifs mécaniques *ad hoc*, mais également au niveau des prétraitements avant stockage ou digestion.

b) Caractérisation du gisement

Bien que cette partie de la recherche soit généralement jugée comme bien couverte par les laboratoires de recherche publique et privée, il semble que les besoins en caractérisation des déchets soient toujours importants : comment aller au-delà de l'analyse des gisements par catégorie de déchets (procédure MODECOM), comment estimer les fractions réellement dégradées en méthanisation et en centre de stockage, comment prévoir les risques (impuretés dans le biogaz, contamination du digestat, etc.). D'importants besoins en termes de mesures standardisées sont également exprimés dans le domaine de la réactivité biologique et de la biodégradabilité.

c) Problèmes mécaniques et mélange en digestion par voie sèche

Ce volet est cité de manière systématique par les personnes concernées par la méthanisation par voie sèche. La gestion des parties mécaniques au contact avec le déchet ou le milieu de digestion est une question récurrente sur laquelle les utilisateurs se sentent plutôt démunis, dans la mesure où les dispositifs mécaniques utilisés sont souvent mal adaptés aux besoins.

Le problème du mélange est également récurrent. La digestion par voie sèche est en effet réalisée dans un milieu peu décrit dans la bibliographie, plutôt pâteux, et dont la consistance et les

propriétés rhéologiques doivent être maintenue dans une gamme de fonctionnement généralement étroite afin d'assurer la pérennité des pièces mobiles, un écoulement satisfaisant et l'absence de sédimentation.

d) La valorisation du biogaz

Pris dans un sens très large, cette question recouvre plusieurs thèmes importants d'après les acteurs de la filière. Les modes de valorisation, et en particulier la purification du gaz, sont des systèmes qui sont encore considérés comme très coûteux et, une fois encore, peu adaptés au biogaz. Ces systèmes sont généralement vendus clé en main par les installateurs spécialisés, et il n'existe pas à notre connaissance de laboratoires spécialisés dans le domaine.

Le traitement des impuretés (comme l' H_2S ou les composés organiques contenant du Silicium) est une thématique également souvent mentionnées comme prioritaire en recherche, aussi bien sur les aspects analytiques que pour ce qui concerne les traitements épuratoires.

La régulation et l'optimisation (selon l'usage) de la qualité du biogaz semble également être des points importants, souvent associés à la notion de capacité tampon (stockage). Nous notons également une forte demande dans le domaine du dimensionnement des parcs moteur au niveau des centres de stockage.

Dans une moindre mesure, les acteurs de la filière mentionnent également le souhait de développer des piles à combustible au biogaz et d'avoir plus d'informations (retour d'expérience) sur la valorisation électrique à partir de turbines à gaz (ou micro-turbines).

e) L'instrumentation et la modélisation

La problématique du suivi des installations au sens large est très importante, au niveau des centres de stockage bien sûr, mais également au niveau des réacteurs de méthanisation, en particulier en voie sèche pour lesquelles les phénomènes d'abrasion limitent l'usage de sondes immergées. Les notions de modélisation (au sens prédictif), de diagnostic, de conduite sont très liées à ces besoins de nouveaux capteurs / indicateurs pour le suivi des installations.

f) La valorisation des digestats

Ce point est souvent mentionné, notamment pour la détermination de la valeur agronomique des digestats. D'autres aspects, comme le suivi des micropolluants lors de la digestion, ou la nécessité ou non de composter le digestat sont également évoqués.

En dehors de ces 6 catégories majoritaires, d'autres questions de recherche sont également citées dans une moindre mesure :

- Intégration des connaissances : les savoirs techniques et scientifiques sont souvent dispersés entre recherche, industrie, et disciplines variées et spécialisées. Quelques personnes mentionnent la nécessité de « partager » ces savoirs.
- Sur le stockage, les questions autour de la gestion de l'humidité du massif de déchets (teneur en eau, homogénéité, et transfert hydrique en écoulement bioréactif) sont également souvent évoquées.
- Analyse énergétique et bilans globaux : il s'agit ici de disposer d'outils (type analyse de cycles de vie et/ou analyse multicritère) permettant de dresser des bilans énergétiques globaux et d'aider à la décision pour les choix des modes de valorisation.
- Les dysfonctionnements biologiques : ils sont souvent associés aux problèmes d'inhibition, de gestion des graisses, de gestions des fluctuations dans l'approvisionnement.
- Les aspects sociaux : ces questions sont souvent mentionnées à propos de la collecte.
- La sécurité industrielle, qui est un enjeu à la limite entre les questions de recherche, les questions techniques, et l'organisation du travail.

Tableau 20 : Principales questions de recherche.

Préparation de la charge	Prétraitements
Caractérisation du gisement	Prévision du comportement
Problèmes mécaniques et mélanges en voie sèche	Systèmes mécaniques inadaptés, méconnaissance des milieux de digestion sèche, rhéologie
Valorisation du biogaz	Développement de techniques robustes, plus adaptées et moins coûteuses
Instrumentation	Capteurs et indicateurs pour le suivi et la gestion
Valorisation du digestat	Innocuité, valeur agronomique

2.2.2.4 L'adéquation entre les problèmes techniques et scientifiques et l'offre de R&D

Nous avons traité les réponses en identifiant les domaines où l'offre en termes de R&D paraît adaptée ou non. Les personnes interrogées donnent très souvent les éléments permettant d'évaluer et d'argumenter sur ces aspects. Nous avons repris ces éléments à partir de l'ensemble des questions évoquées précédemment (Tableau 21).

D'un point de vue global, l'offre en R&D est jugée plutôt dynamique, que ce soit à l'échelle française ou européenne. Cependant, pour la partie française les compétences sont apparemment très morcelées, et se recoupent assez systématiquement sur certains domaines, comme la microbiologie et l'étude des transformations biochimiques. Dans certains cas, les approches développées dans les laboratoires publics sont jugées trop « pointues » et éloignées du terrain.

Si nous considérons les domaines de recherche plus précisément, les aspects les plus couverts sont les domaines liés à la caractérisation et à la valorisation du digestat.

Les domaines mal couverts par la recherche sont surtout ceux de la valorisation du biogaz, et les aspects mécaniques / mélange. La quasi-totalité des personnes interrogées sont incapables de mentionner des laboratoires ou des centres de recherche compétents dans ces domaines. Le pendant est noté pour les centres de stockage, où des manques importants se font sentir dans le domaine de la compréhension des écoulements réactifs en milieu insaturé.

Concernant le volet préparation de la charge / prétraitement, ainsi que sur l'instrumentation, il semble que les compétences soient partiellement disponibles, mais sans doute mal mobilisées autour de questions trop ponctuelles. Nombre de personnes interrogées s'étonnent de la multitude d'études sur l'influence de tel ou tel prétraitement sur le potentiel méthanogène d'un déchet, sans pour autant savoir quel est le compartiment de la matière organique qui est rendu plus accessible par le prétraitement étudié.

Il est également souligné des manques en termes de recherche « industrielle », c'est-à-dire sur des dispositifs réels, en particulier au niveau du **stockage**. Un certain nombre de personnes émettent l'idée de **plateforme de recherche** sur des **sites réels** dans le domaine. Ces idées trouvent également un écho dans le domaine des réacteurs de méthanisation, davantage pour l'évaluation des techniques de traitement et le test de différents systèmes mécaniques à petite échelle.

Tableau 21 : Adéquation de l'offre de R&D aux problématiques techniques et scientifiques.

Questions de recherche	Offre excessive	Offre adaptée	Offre insuffisante	Offre inexistante
Préparation de la charge			x	
Caractérisation du gisement		x		
Problèmes mécaniques				x
Mélange (voie sèche)			x	
Transferts hydriques (stockage)			x	
Valorisation biogaz				x
Instrumentation			x	
Mécanismes biologiques	x			
Analyse énergétique			x	
Aspects sociaux				x
Valorisation du digestat		x		
Analyse énergétique			x	
Sécurité			x	

2.2.3 Analyse quantitative des réponses « besoins en recherche »

L'analyse quantitative des réponses est présentée dans ce paragraphe. Il s'agit des réponses issues de la seconde partie du questionnaire. Ces réponses permettent d'obtenir un grain plus fin en termes de niveau de précision des problématiques de recherche. Elles permettent aussi d'identifier les compétences associées aux diverses questions de recherche proposées. En contrepartie, l'exploitation précise de ces réponses est souvent moins évidente car le questionnaire n'incluait pas de niveau d'urgence dans l'expression des besoins en recherche.

Les résultats sont présentés sous forme de tableaux et sont ensuite synthétisés dans le paragraphe 2.2.3.6, page 102.

Mode de lecture des tableaux :

- Les tableaux comprennent 7 colonnes et sont présentés par thème. Chaque thème contient plusieurs « blocs » au sein duquel les besoins en recherche sont détaillés. Par exemple, si nous regardons le tableau page suivante (thème 1 : connaissance du gisement et prétraitement), nous identifions 3 blocs (composition, biodégradabilité, prétraitements) et le bloc « composition » comprend 2 sous-thèmes.

- Les **colonnes 2 et 3** concernent l'intérêt porté par les personnes interrogées pour le bloc : la colonne 2 comptabilise le nombre de réponses obtenues sur le bloc (c'est-à-dire le nombre de personnes qui se sont senties concernées par cette partie du questionnaire), tandis que la colonne 3 comptabilise les personnes qui ont exprimé des besoins en recherche dans le bloc en question. Par exemple, si nous regardons le tableau page suivante, 25 personnes se sont exprimées à propos du bloc « composition », et 21 d'entre elles ont considéré qu'il existait des besoins en recherche dans ce domaine.

- Les **colonnes 4 et 5 (nature et nombre)** identifient les besoins en recherche identifiés plus spécifiquement dans une des rubriques du bloc. Ces colonnes sont complétées par la **colonne 6 (commentaires / précisions)**, dans laquelle certains compléments sont mentionnés, parfois par plusieurs personnes (par exemple, les besoins en standardisation de mesures de DCO sur solide ont été mentionnés par 4 personnes).

- La **colonne 7** donne par bloc les compétences citées par les personnes interrogées.

2.2.3.1 Thème 1 : connaissance du gisement et prétraitements

Besoins en recherche						
	ont répondu	besoins exprimés	Nature	nbre	commentaires / précisions	Compétences Recherche identifiées
Composition	25	21	développement de nouvelles analyses	14	polluants persistants (1), origine des siloxanes (1), MODECOM simplifié (1), échantillonnage (1), analyse de la MO (poids moléculaire, hydrophobicité) (2). Analyse de la MO au sens large et quantification (2) Acides humiques et fulviques, DIB (1)	LBE, INRA-AGRO, AFNOR, INSA Lyon, CEMAGREF Rennes, INSA Toulouse, BRGM
			besoin de standardisation	16	DCO sur solides(4), fractionnement C/N (4), tri sur sec (1).	
			Autres	5	pour anticiper le retour au sol de la MO; détermination de la MO biodégradable (2), tests de lixiviation sur OMR (1)	
Biodégradabilité	24	22	standardisation BMP	22		LBE, INSA Toulouse, CEMAGREF Rennes, INSA Lyon, CEMAGREF Antony LBE Lausanne, APESA, ENSI Limoges (GRESE), IPLB (Ex. ISAB)
			Tests de biodégradabilité	18		
			Autres	2	développement respirométrie anaérobie (2)	
Prétraitements	21	20	broyage, criblage	14	Besoin d'une synthèse bibliographique sur le sujet (1), nécessité d'une validation in situ des procédés (1)	INSA Lyon, INSA Toulouse, APESA, CEMAGREF Rennes, LEM de Nancy (ENSG), GPI- UTC, CIRSEE, INRA-LBE, CRPE Veolia, GDF-SUEZ, COVED
			biologique, enzymatiques	18		
			thermiques	8		
			chimiques	8		
			mixtes/couplés	13	à condition de rester simples...(1), validation in situ (1)	
			Autres	7	mieux connaître l'hydrolyse en général(4), travailler sur les collectes (1), choisir un prétraitement adapté à chaque déchet (1), techniques de flottation, Co-enfouissement (2), pré-humidification. Technique haute pression (1)	

2.2.3.2 Thème 2 : méthanisation en réacteur

Besoins en recherche						
	ont répondu	besoins exprimés	Nature	nbre	commentaires / précisions	Compétences Recherche identifiées
Méthanisation effluents et boues	12	12	processus biologiques	6		CEMAGREF (Rennes, Antony), INRA-LBE, Veolia Anjou recherche, INSA Lyon I
			biofilms et granules	7		
			hydrodynamique, rhéologie	10	Très important (1)	
			nouvelles technologies de réacteurs	8		
			modélisation	7		
			capteurs	8		
			contrôle	8		
		autres	3	lien pression de sélection / type de réacteur ;; couplage prétraitement/procédé ; écologie microbienne		
Méthanisation solide	20	20	processus biologiques	8		INRA-LBE, INSA Toulouse, INSA Lyon, BRGM, partenaires industriels (CRPE Veolia)
			hydrodynamique, rhéologie	16	Point clé (5)	
			nouvelles technologies de réacteurs	13	amélioration procédés existants	
			modélisation	14		
			capteurs	13		
			contrôle	16		
			autres		lien pression de sélection / type de réacteur ; écologie microbienne	
Co-digestion	18	17	caractérisation des co-substrats	16		CEMAGREF Rennes, APESA (graisses) Partenaires industriels
			méthode de mélange	13	Elaboration des « recettes »	
			rhéologie	11		
			autre	8	graisses (4), sociologie (2), écologie microbienne (1), Additivité des potentiels, distribution de l'eau et des nutriments, prévision du comportement	

2.2.3.3 Thème 3 : stockage (suite page suivante)

Besoins en recherche						
	ont répondu	besoins exprimés	Nature	nbre	commentaires / précisions	Compétences Recherche identifiées
Gisement avant stockage	18	17	caractérisation chimique des déchets	9	Incompatibilité avec l'activité microbienne (1), approche simplifiée du modecom (1)	INSA Lyon et INSA Toulouse, IMFT, LTHE UJF Grenoble , BRGM, CEMAGREF Antony
			analyse biochimique	11	Pas prioritaire mais doit être liée à d'autres analyses (activité bio) (1),	
			réactivité biologique	12	Effet de la pression (1), simulation des conditions in situ (capital) (1)	
			caractérisation physique	11	propriétés de transferts gazeux et liquide (1), tests de lixiviation (1)	
			transfert hydrique	12		
			transfert gazeux	14		
			Autres	3	DIB, encombrants, Transferts couplés eau/gaz en milieu poreux déformable (1) ; Modélisation couplée (1). Méthodes non intrusives ((1)	
Préparation de la charge	16	16	mécanique (broyage)	15		LTHE UJF Grenoble ; GDF-Suez, Veolia ; IMFT, GRESE - ENSIL
			séparation des fractions recyclables	12	surtout, séparation des fractions organiques (2)	
			prétraitement biologiques	11	Préaération (1)	
			préhumidification	11		
			co-enfouissement	9		
			Autres		formaliser ce qui est su	
Recirculation lixiviats	16	15	conditions d'injection	13	Peu de recherche sur les conditions d'injection (1), Recherche qui doit être réalisée dans les groupes (1), Privilégier la recherche <i>in situ</i> (1)	LTHE UJF Grenoble ; INSA-Lyon ; IMFT, CREED, GRESE – ENSIL, Anjou recherche ; Barlaz (EU) CEMAGREF
			volume, fréquence, débit	15		
			périodicité de la recirculation (lien activité)	14		
			prétraitement des lixiviats	12		
			origine et nature des lixiviats	12		
			Autres	5	efficacité de la recirculation (1), préconisation couvertures et humidification (1), impact sur les effluents liq et gazeux (2), Métrologie et automatisation (2)	

Gestion humidité	17	17	mesure globale (bilan hydrique)	12	Indispensable, souvent mal fait (1)	LTHE UJF Grenoble ; GRESE ENSIL Limoges ; IMFT ; UTC ; BRGM, CEMAGREF ; INERIS sur les émissions furtives
			mesure locale	11	Mesures locales en progrès avec les TDR et autres mes. Géophysiques (1)	
			mesure de tassements	7	Indispensable, souvent mal fait (1)	
			mesure des transferts hydriques et gazeux	14	Développer des méthodes non intrusives (1)	
			mesure des émissions de biogaz	11		
			contrôle émissions furtives biogaz	16	Besoin de méthodes normalisées (1)	
			contrôle émissions furtives lixiviats	9		
Modélisation	13	12	Autres	3	émissions résiduelles en fin de vie (2), indicateurs d'état d'avancement (T, polarisation), monitoring de l'humidification (1). barrières confinement (vieillessement) (1)	IMFT ; INSA Lyon ; LTHE UJF Grenoble , INSA Toulouse, CEMAGREF
			modélisation activité biologique	9	Inutile car modélisation de l'activité bio trop complexe sur centres de stockage et peu utile (1),	
			modélisation du tassement	9		
			modélisation du transfert hydrique	12		
			modélisation transfert gazeux	12		
			couplage activité bio / tassement	11		
			couplage activité bio / transferts hydrique et gazeux	11		
Stabilité / fin de vie	18	17	couplage activité bio / tassement / transferts	11		Industriels ; INSA Lyon, BRGM, GRESE ENSIL Limoges, CEMAGREF (Anthony)
			Autres		Q : fiabilité des modèles prédictifs /hétérogénéité du massif et méconnaissance des gisements? (1) ;	
			Indicateurs de stabilité sur lixiviats	16		
			Indicateurs de stabilité biogaz	15		
			Indicateurs de stabilité déchets	16	Stabilité et risque pour la santé humaine et animale (1); échantillonnage en centres de stockage (1);	
			Autres	4	sur les tassements (1), développement de stratégies opératoires (1), stabilité après perturbations (1), indicateur d'humidité locale(1), tests de lixiviation comme outil standard d'indication (1)	

2.2.3.4 Thème 4 : Valorisation du biogaz (suite page suivante)

Besoins en recherche						
	ont répondu	besoins exprimés	Nature	nbre	commentaires / précisions	Compétences Recherche identifiées
Prévision biogaz	24	24	nature du gisement et potentiel énergétique	16	Mesure du potentiel sur les DIB (1)	INSA Toulouse, IMFT, LTHE UJF Grenoble , ENSMSE (Site), CEMAGREF, INSA Lyon, CIRSEE
			nature du gisement et impuretés	19		
			lien mode de traitement qualité du biogaz	13		
			couplage gisement et mode de traitement	12		
			Influence des conditions atmosphériques	10	à l'étranger seulement	
			Modélisation court terme	7		
			Modélisation long terme	17		
			Impact des impuretés sur la valorisation énergétique	12	Risque industriel (1); impuretés risquant de compromettre la valorisation (2);	
			Autres	1	Suivi de casiers (1) ; lien mode d'exploitation et qualité du biogaz (1)	
Analyses impuretés	22	22	fiabilité analyseurs terrain	10	pour H2S	INSA-Lyon, CRPE, GDF-SUEZ, IRCE Lyon, INERIS
			ergonomie analyseurs terrain	9		
			Développement capteurs fixes	11	pour H2S (2)	
			analyse des majeurs	9	précision pour PCS (Lille!!!)	
			analyse des composés soufrés	14	Mercaptans (2), H2S (2). Réfléchir aux étalonnages!!	
			analyse des COV-Si (Siloxanes, ...)	18		
			analyse de l'humidité	6	Qualité du biogaz? (1) ; lien avec le débit?(1)	
			analyse détaillée par famille chimique	8		
			développement d'indicateurs globaux	17	Développement d'indicateurs de l'activité biologique de la décharge (1); en fonction de l'utilisation du biogaz (1)	
			caractérisation des dépôts de silice	5		
			Autres	4	mesures d'hydrogène (1), mesure des composés chlorés, fluorés (1), analyse des COVNM (1). Diagnostic "poussières" (1). Odeurs (1)	

Nouvelles voies d'épuration	20	19	traitement in situ sur alvéoles	7		Air liquide ; INSA Lyon, IRCE Lyon, VEOLIA-CRPE, NOVERGIE
			traitement H2S et sulfures	11	Solutions existent. Mal mises en œuvre (1). Lien avec odeurs(1)	
			Traitement des COV Si	15		
			Comparaison traitements gaz liq / gaz solide / cryogénie ...	14		
			Enrichissement du potentiel énergétique	11	On doit s'intéresser aux fluctuations de qualité(1)	
			Adaptation des traitements selon l'origine du biogaz	8	Très important(1)	
			Adaptation des traitements selon le mode de valorisation	13		1
			Impacts environnementaux des traitements	15	C'est obligatoire (1)	
			ACV comparatives des traitements d'épuration	7	ACV de l'ensemble des filières (1)	
			Autres	1	réutilisation du CO2	
Techniques valorisation	21	20	expertise valorisation moteur	8		SOLAGRO, LEPMI, INRA
			expertise microturbines	9		Montpellier, RECORD, CIRSEE,
			expertise biogaz carburant	14		SITE ENSMSE, GDF-SUEZ
			développement des piles à combustible	10		
			bilan rendement et cogénération sur existant	10	plutôt rendement d'exploitation (1)	
			ACV comparatives des modes de valorisation	12		
			Aide à la décision sur modes de valorisation	9		
			Autre	3	réinjection réseau (2), thermique (2), aspects économiques (1)	

2.2.3.5 Thème 5 : Sous-produits liquides et solides

Besoins en recherche						
	ont répondu	besoins exprimés	Nature	nbre	commentaires / précisions	Compétences Recherche identifiées
Lixiviats et jus	20	17	caractérisation	15	Sur micropolluants et nouveaux polluants (1);	INSA Toulouse, CEMAGREF Rennes, EMAC Albi (thermique). CIRSEE ; CIRAD Montpellier, LBE Lausanne, GRESE ENSIL Limoges, CEMAGREF Anthony, Poitiers (LCNE)
			traitement	17		
			Autres	6	réutilisation agronomie (6), valorisation composés type struvite (2); lessivage du massif en mode bioréacteur? (1)	
Digestats	20	20	caractérisation	17		CEMAGREF Rennes, RITMO, INRA Grignon, APESA, INSA Lyon, GRESE ENSIL Limoges Réseau Santé - Déchets INAPG (Agroparistech) CIRSEE SUEZ.
			compostage	17		
			stockage	14		
			incinération	6		
			innocuité, problèmes sanitaires	18		
			Autres	8	valorisation agronomique sans traitement (7, micropolluants (1), stabilité des digestats	

2.2.3.6 Synthèse de l'analyse quantitative des réponses

➤ Sur le thème 1 : Connaissance du gisement et prétraitements

Le domaine de l'analyse et la caractérisation du gisement est globalement bien couvert par les acteurs de la R&D, mais néanmoins d'importants besoins en recherche sont encore exprimés. Il s'agit davantage de capitaliser les acquis, surtout au sujet de la **standardisation de mesures** type « respirométrie anaérobie » comme le potentiel méthanogène.

Dans le domaine des prétraitements, des besoins s'expriment surtout sur la connaissance de l'**hydrolyse** et des **traitements mécaniques et biologiques**. Ce domaine est semble-t-il moins bien couvert en recherche, en particulier sur les aspects **mécaniques** et les équipements correspondants.

➤ Sur le thème 2 : Méthanisation en réacteur

D'importants besoins en recherche exprimés surtout en **méthanisation solide** et en **co-digestion**, un peu moins sur la partie méthanisation liquide et boues. Pour ce qui concerne la digestion sèche, les points soulevés sont surtout les aspects **rhéologie / mélange** (en liaison, souvent, avec la nature des prétraitements et les équipements en amont du réacteur). L'autre volet concerne l'**instrumentation** et la **modélisation**, surtout en raison du caractère hétérogène et souvent abrasif des milieux qui empêche de mettre en œuvre des capteurs analogues à ceux utilisés en phase liquide. Ces deux aspects (rhéologie mélange en digestion sèche, et instrumentation) sont considérés comme peu couverts en recherche par les personnes interrogées.

La **caractérisation des co-substrats** en co-digestion (et notamment les problèmes liés aux **équilibres nutritionnels** et ceux liés à la présence de **graisses**) sont également fréquemment évoqués. Des compétences dans le domaine sont identifiées au niveau des laboratoires, mais sans doute pas assez mobilisées pour permettre un transfert de connaissance suffisant auprès des concepteurs et des exploitants.

De manière surprenante, assez peu de besoins sont exprimés sur le volet « biologique » de la méthanisation, bien que ce volet soit abondamment traité et encore discuté dans de nombreux laboratoires académiques. Il est fort possible que les acteurs de terrain interrogés ne perçoivent pas les retombées immédiates (opérationnelles) des recherches sur cet aspect, ou qu'ils les considèrent comme secondaires.

➤ Sur le thème 3 : Stockage

Beaucoup de besoins en recherche sont exprimés, notamment sur la caractérisation avant stockage, la préparation de la charge, la gestion des lixiviats et de l'humidité du massif, et, enfin, la gestion de la stabilité en fin de vie.

Un peu plus de scepticisme s'exprime sur le volet modélisation (notamment dans l'optique prédictive) ; il semble que cette voie soit plutôt à privilégier en vue d'une meilleure compréhension des mécanismes bio-physico-chimiques impliqués, plutôt que dans un vrai but d'aide à l'exploitation.

Un certain nombre de laboratoires compétents sont identifiés, mais sur le volet mesure, transfert, écoulement couplés, il s'avère que des thématiques et actions nouvelles doivent émerger. Un fort potentiel de recherche académique et privé est relevé, mais sans doute pas assez exploité. De nombreux acteurs émettent spontanément des **besoins urgents de sites pilotes**, en vraie grandeur, afin de mener à bien de nouvelles expérimentations et de valider les hypothèses acquises à des échelles moindres.

➤ Sur le thème 4 : La valorisation du biogaz

La notion de qualité du biogaz ressort de manière assez claire. Il apparaît en particulier que **prévoir la qualité** est important, en particulier à partir de la connaissance du gisement (**impuretés** et prédiction du **potentiel énergétique** global).

Au niveau **analytique**, les plus gros besoins se situent au niveau de la quantification de certains composés traces : ceux dont la présence dans le biogaz entraîne des effets négatifs sur la valorisation ou des nuisances olfactives et sanitaires. Il s'agit, en particulier de l'analyse des Composés organiques Volatils du Silicium (COV-Si), des sulfures (mercaptans et H₂S (plutôt en termes de mesures globales) et de quelques composés (ou famille) en faible teneur (y compris l'hydrogène). Les exploitants ne ressentent pas le besoin d'une analyse exhaustive et détaillée des centaines de composés trace présents, mais plutôt d'indicateurs globaux par familles chimiques pénalisantes. Le **suivi et la prévision de la variabilité** des teneurs (journalière, saisonnière) peuvent également présenter un intérêt pour le dimensionnement des installations épuratoires.

La purification et le traitement du biogaz reste une préoccupation importante, notamment pour les COV-Si, mais aussi en termes de procédés réellement adaptés à l'utilisation du biogaz envisagée. Les exploitants sont très démunis, en termes de compétences et connaissances, vis-à-vis des

fournisseurs de procédés de traitement des biogaz. La (les) recherches dédiées spécifiquement à l'épuration des biogaz, en lien avec le type d'utilisation et la qualité requise, n'ont pour le moment donné lieu à aucun travail d'ampleur pouvant donner lieu à la rédaction d'un guide (cahier des charges) des traitements épuratoires. Plus globalement, ce sont les études comparatives de procédés ainsi que les bilans environnementaux de ceux-ci qui recueillent le plus de demandes.

Sur les techniques de valorisation, les besoins portent surtout sur les biogaz carburant (et la réinjection réseau) plus que sur l'expertise moteur (cf. étude RECORD en cours) ; ici encore les besoins portent sur l'aide à la décision (outils de type ACV) et sur le développement des piles à combustibles.

De l'avis d'une majorité d'acteurs interrogés, les besoins en recherche ne sont pas du tout couverts dans ce domaine.

➤ **Sur le thème 5 : Les sous-produits**

La gestion des jus et lixiviats appelle des besoins en recherche importants en termes de caractérisation et de traitement (en particulier thermiques). Pour un certain type de jus (type issus de pressées de digestat), la valorisation agronomique pourrait être envisageable soit directement, soit par précipitation de struvite (la recherche demeure peu développée dans le domaine). La question de la réutilisation se heurte, comme souvent, à des contraintes fortes en raison de la présence de micropolluants (traces de métaux par exemple).

Concernant la gestion des digestats, nous retrouvons les remarques précédentes : le stockage lorsqu'il est sale, et la valorisation lorsqu'il est propre (y compris sans micropolluants). Certains s'interrogent sur la question d'une valorisation agronomique directe, ou après compostage. La question sanitaire semble aussi importante que pour les lixiviats.

Globalement, les besoins en recherche sont couverts dans le domaine, les limites se situent davantage dans le flou réglementaire qui entoure la gestion de ces produits.

3 SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE

Cette étude a pour objet d'identifier les freins au développement de la filière biogaz en termes de Recherche et Développement. Il s'agit d'identifier les points forts et les points faibles de la filière, et de tenter de voir si les réponses venant des centres de recherche permettent de répondre aux besoins des acteurs et aux questions qui se posent au niveau du terrain. Sous le terme de « filière biogaz », nous retrouvons tous les processus créés par l'homme et qui permettent de générer du biogaz valorisable du point de vue de l'énergie :

- Processus et procédés de traitement d'effluents liquides et de boues ;
- Processus et procédés de traitement des résidus et produits organiques solides ;
- Centres de stockage (Installation de stockage de déchets non dangereux, ISDND).

3.1 PORTEE ET LIMITES DE L'ÉTUDE

La méthode utilisée pour réaliser cette étude est basée sur deux approches :

Une **étude bibliographique**, que nous avons organisée selon la filière, depuis la matière première (le gisement de déchets et produits organiques mobilisables en méthanisation), les procédés et les centres de stockage, les modes de valorisation du biogaz, sans oublier les sous-produits de la filière.

Une **enquête auprès des acteurs de terrain** via un questionnaire unique. Elle s'est déroulée au printemps 2009 selon le protocole suivant :

- Elaboration d'un guide d'entretiens (questionnaire) ;
- Constitution d'un panel d'experts / personnes interrogées ;
- Contacts téléphoniques ou directs auprès des personnes concernées ;
- Dépouillement de l'enquête et résultats.

Le panel d'expert comprend initialement 47 personnes :

- 29 Industriels : centres de recherche (11), bureaux d'étude (5), exploitants (8), fournisseurs d'équipements (5).
- 18 académiques / collectivités / associations se répartissant de la manière suivante : recherche publique (10), collectivités (2), institutionnels (5), association (1).

Toute catégorie confondue, nous avons recueilli 28 réponses sur 47 personnes contactées, soit un taux de participation de 60% environ. Sauf quelques exceptions, la majorité des entretiens ont été réalisés par téléphone. La durée d'un entretien est de l'ordre de 60 minutes.

En préambule à cette synthèse, nous souhaitons alerter le lecteur sur les biais de méthode et les limites inhérentes à notre démarche. Ils sont de notre point de vue au nombre de 4 :

- Le problème de la **non-exhaustivité**, qui se pose au niveau de l'analyse bibliographique : le nombre de publications techniques et scientifiques est considérable (concernant les publications liées au biogaz, Google Scholar™ donne 2900 réponses en 2006, 6110 en 2007, 4900 en 2008 et près de 2400 pour les 3 premiers trimestres de 2009). Il est techniquement impossible de prendre connaissance de l'ensemble de ces données scientifiques, c'est pourquoi l'analyse bibliographique est passée au crible de critères relevant plutôt de la subjectivité des auteurs (intérêt, originalité, curiosité). Globalement donc, notre étude comporte 215 références bibliographiques, ce qui est sans doute encore beaucoup trop.

- Le problème de la **représentativité du panel d'experts** consultés dans le cadre de l'enquête : ce panel, forcément de faible taille, était initialement constitué pour donner un aperçu assez complet des acteurs de la filière. Cependant, le taux de réponse de 60% a engendré un biais dans cet équilibre.

- Le problème de la **subjectivité des auteurs**, qui se pose tout au long de l'étude, et qui, malgré toute l'attention que nous avons portée à en limiter les effets (en nous efforçant par exemple de bannir toute interprétation excessive), aura pu nous entraîner vers des choix méthodologiques forcément incomplets.

- La **forte imbrication** des champs **sociaux, environnementaux, économiques et scientifiques** dans le cadre particulier de cette étude rend souvent difficile l'interprétation des réponses des acteurs de la filière. S'agit-il pour les personnes interrogées de freins au développement d'ordre technique seulement, ou plutôt liés à la réglementation, ou, plus simplement, à un manque d'information et de diffusion de la culture scientifique ?

3.2 ADEQUATION ENTRE RECHERCHE ET BESOINS

L'analyse bibliographique est structurée autour de 5 volets dans le rapport :

- Les fondamentaux de la méthanisation : processus microbiens.
- Les « matières premières » permettant de produire du biogaz : nature, caractérisation, mode de conversion en méthane,
- La valorisation énergétique : comment produire de l'énergie à partir du biogaz.
- Les procédés ;
- Les sous-produits.

Cette analyse nous a permis de dégager les principaux axes de recherche qui sont traités dans le monde, ainsi que les perspectives envisagées. Nous mettons ici en parallèle à ces axes les besoins en recherche identifiés à partir de l'enquête auprès des acteurs de la filière.

3.2.1 Les processus microbiens de la méthanisation

➤ *La recherche dans le domaine*

La bibliographie est très documentée sur des sujets liés à la connaissance des **mécanismes biologiques fondamentaux** de la méthanisation, ainsi qu'au développement de la **modélisation mathématique des processus microbiens**. Une illustration de ces recherches est la mise en place par le groupe de travail spécialisé sur la digestion anaérobie de l'IWA (International Water Association) du premier modèle de connaissance sur la digestion anaérobie (anaerobic digestion model 1, **ADM1**) en 2002. Cependant, de nombreux domaines fondamentaux sont encore à l'étude, notamment pour ce qui concerne les **communautés microbiennes** de la digestion anaérobie (connaissance, nature et fonction des micro-organismes, mode d'organisation de ces communautés). Sur un autre registre, le **contrôle thermodynamique de certaines réactions biochimiques** (notamment la dégradation des acides gras à longue chaîne issus de l'hydrolyse des graisses) constitue également un champ de recherches ouvert. Citons également la production de **biohydrogène**, qui est un axe actuel fort.

La communauté scientifique mondiale est fortement structurée autour de ces thématiques, et l'offre de recherche est assez étendue.

➤ *Les besoins en recherche*

L'enquête révèle que du point de vue des utilisateurs de la méthanisation, les aspects fondamentaux n'arrivent pas dans les axes prioritaires. Le compartiment biologique des procédés est réputé « s'adapter » aux conditions opératoires. Cependant, les mécanismes de la digestion anaérobie sont particulièrement complexes et, parmi les dysfonctionnements observés sur certaines installations, certains ont certainement pour origine un problème biologique. De ce point de vue donc, la nécessité de la recherche dans le domaine n'est pas remise en cause.

Parmi le panel interrogé peu de personnes mentionnent un intérêt pour la production de biohydrogène par digestion anaérobie.

3.2.2 Le gisement : connaissance et exploitation

➤ *La recherche dans le domaine*

La **caractérisation de la matière organique** est très liée à la connaissance des mécanismes biologiques fondamentaux de la méthanisation, mais constitue un champ de recherches à part dans la mesure où ces études débouchent, d'un point de vue opérationnel, sur des applications diverses :

- Analyse de la biodégradabilité et potentiel énergétique des gisements ;
- Méthodologie de suivi de la dégradation ;
- Co-digestion ;

Sur ces 3 points, la communauté scientifique mondiale est fortement structurée, et l'offre de recherche est assez étendue.

Les études portant sur les **prétraitements** sont un peu moins nombreuses, en partie parce qu'elles sont souvent déconnectées de l'analyse fine de la matière organique. Il semble cependant que les deux aspects soient amenés à converger dans les années à venir. Ce sujet ouvre donc de larges perspectives dans le domaine des déchets solides, et la thématique de la préparation de la charge émerge comme une préoccupation importante.

➤ *Les besoins en recherche*

Le thème de la **caractérisation des gisements** est identifié comme **prioritaire**, en particulier au niveau des besoins en standardisation de protocoles d'essais (tests de biodégradabilité type BMP,

mesures de DCO sur solides). Ce domaine est reconnu cependant comme bien couvert par l'offre de R&D.

Le thème des **prétraitements**, qui recouvre aussi bien les mécanismes de l'hydrolyse des déchets que les **dispositifs mécaniques**, est moins bien couvert, et recueille également un caractère prioritaire dans l'enquête.

3.2.3 Production de biogaz : réacteurs et centres de stockage (ISDND)

➤ *La recherche dans le domaine*

Les sujets liés à la **mise en œuvre de la méthanisation** sont assez nombreux. Les années 90 ont été émaillées par le développement des techniques de contrôle avancé des procédés, et par une large diffusion de la modélisation mathématique. Aujourd'hui, le modèle ADM1 constitue la base de travail et la synthèse des connaissances sur le domaine. Il semble aujourd'hui que les applications de ces techniques soient encore **limitées par l'instrumentation et les capteurs**, et seules quelques équipes abordent ces sujets.

Dans les procédés de traitement de déchets solides ou dans les centres de stockage, l'étude des **transferts couplés** (écoulements en milieu poreux ou en milieu hétérogène polyphasique), ainsi que les problèmes de **rhéologie** apparaissent comme des perspectives incontournables pour les recherches de demain. Ici encore, la mise en œuvre de ces recherches est limitée par la disponibilité d'instruments fiables et adaptés.

➤ *Les besoins en recherche*

Beaucoup de besoins en recherche sont exprimés sur le thème du **stockage**, notamment au niveau de la préparation de la charge et des prétraitements, et sur les approches de caractérisation physique des alvéoles (écoulements, transferts hydriques). Même si des compétences sont reconnues au niveau de l'offre de R&D, la majorité des acteurs s'accordent pour exprimer **un besoin urgent de sites pilotes** pour de l'expérimentation en vraie grandeur.

La méthanisation en réacteur est un domaine bien couvert pour les effluents liquides, mais de nombreux besoins émergent au niveau de la **digestion des solides**, en particuliers sur les aspects **mélange et rhéologie**, mais aussi sur **l'instrumentation et la modélisation**. La **co-digestion** (et en particulier la caractérisation des co-substrats et le problème des **graisses**) est un domaine où des besoins sont clairement exprimés.

3.2.4 Produire de l'énergie à partir du biogaz

➤ *La recherche dans le domaine*

Dans le domaine de la **valorisation du biogaz**, les études spécifiques sont beaucoup moins nombreuses. Parmi les nombreuses thématiques associées à ce sujet, nous relevons d'une part le **mode de valorisation** (chaleur, électricité, injection réseau, carburant pour véhicule, pile à combustible) qui entraîne dans chaque cas des filières d'épuration différentes. De nombreux procédés commerciaux sont proposés pour répondre aux exigences requises en termes de pureté, en liaison avec le type de valorisation envisagée. Nous ne trouvons que très peu de **recherche spécifique sur le biogaz** pour les techniques d'épuration, car les systèmes mis en œuvre sont généralement non spécifiques. D'autre part, de nombreux problèmes analytiques subsistent pour la détection des éléments mineurs.

➤ *Les besoins en recherche*

Le thème de la **valorisation du biogaz** est sans aucun doute celui pour lequel l'offre de R&D est considérée comme presque inexistante. Ces besoins se font en effet sentir à plusieurs niveaux :

- Au niveau **analytique** tout d'abord : quantification des composés traces via des indicateurs globaux (présence de composés siliciés, halogénés, sulfurés,...).
- Au niveau de la **purification** avant valorisation ensuite, domaine dans lequel les acteurs interrogés se montrent très démunis au niveau des choix techniques « clés en main » qui leur sont proposés, à partir de techniques qu'ils estiment non adaptées (et généralement trop coûteuses) à la spécificité du biogaz.
- Le développement de nouvelles techniques de valorisation, telles que les piles à combustibles, est également un besoin assez récurrent et également peu couvert en recherche.

3.2.5 Les sous-produits de la filière biogaz

➤ *La recherche dans le domaine*

En tant que tels, les sous produits liquides issus de la filière biogaz sont relativement bien caractérisés. Ils représentent de plus des flux relativement limités. Les principales questions liées à leur gestion (qu'il s'agisse de traitement ou de valorisation) sont associées à des aspects réglementaires ou juridiques. En particulier, la question de leur réutilisation (directe ou non) en agriculture nécessite de préciser le cadre juridique (normes, valeurs limites de certains composés, etc.).

Concernant les sous-produits solides (digestats), dès lors que la question du retour au sol (et donc de la valorisation matière) est abordée, le digestat devient un produit et non plus un déchet. Il existe ici une contradiction dans la forme du point de vue réglementaire, mais également pour le citoyen.

En termes de recherche, la question de l'innocuité des digestats est prégnante : on demande avant tout qu'un digestat ne soit pas potentiellement dangereux lorsqu'il est épandu. Il semble cependant que la caractérisation des digestats comme produit intéressant du point de vue agronomique soit également d'actualité : il ne suffit pas en effet que le produit soit compatible, il est également intéressant qu'il ait des atouts.

Ici encore, et à l'instar des sous produits liquides, la gestion des digestats est à la fois une question de connaissance des produits (composition, innocuité, valeur agronomique), mais également une question d'ordre social et une question d'image. Les perspectives (ou besoins en recherche) relèvent donc davantage de choix politiques et réglementaires.

➤ *Les besoins en recherche*

La gestion des **sous-produits liquides** (type lixiviats) n'évoque pas de besoins urgents, mais plutôt des besoins récurrents sur les modes de traitement et d'élimination. Des clarifications sont requises en particulier au niveau de la valorisation et de la réutilisation comme fertilisant : définition de seuils au niveau des micropolluants organiques et métalliques, en particulier. Les recherches sur la précipitation de la struvite sont également considérées avec bienveillance.

La question des **digestats** est très souvent reliée à des problèmes d'ordre réglementaires ou sociaux, et n'appelle pas à proprement parler à développer de nouvelles compétences en recherche, mais plutôt un effort en terme de qualification de ces produits.

3.2.6 Structuration de la communauté scientifique

Dans le domaine du biogaz, la recherche s'organise surtout autour de la communauté scientifique issue du traitement des eaux (IWA), et de celle, moins abondante, du monde des déchets (ISWA, IWWG). Ces deux « mondes » sont très souvent disjoints, et ne se rencontrent qu'en de rares occasions.

La communauté IWA fédère des centres de recherche organisés autour de l'approche « bioprocédé », et présente des compétences dans le domaine de la caractérisation, de la mise en œuvre et du suivi des méthaniseurs. Elle manque cependant cruellement de compétences sur les aspects « mécaniques » au sens très large, qu'il s'agisse de système de prétraitement des déchets, d'analyse des écoulements et du mélange.

Les communautés issues des déchets fédèrent des compétences sur la gestion des centres de stockage, et intègrent sans doute davantage de mécaniciens, bien que, nous l'avons vu, les aspects liés aux écoulements soient largement moins bien traités que les aspects concernant les phénomènes se produisant à une échelle locale.

Il est à noter qu'aucune de ces communautés scientifiques ne s'est ouverte à la question de la valorisation du biogaz.

3.3 LES FREINS AU DEVELOPPEMENT DE LA FILIERE BIOGAZ

L'analyse qualitative des réponses a permis d'identifier quelques freins au développement de la filière biogaz, et de lister quelques pistes pour les recherches à venir.

➤ *Freins au développement non liés à des questions techniques*

- Economie et rentabilité des projets : les raisons identifiées sont principalement liées à des effets d'échelle (rapport coût / taille des installations) ou à des défauts de conception qui sont surtout dus au non-respect des cahiers des charges concernant la qualité des déchets.

- Freins réglementaires : le biogaz n'est pas une filière reconnue au niveau de la réglementation, et les installations sont régies par des codes souvent contradictoires.
- Utilisation du biogaz : les choix sont encore difficiles à faire, il existe très peu d'outils d'aide à la décision.
- Collecte et nature du gisement : très souvent, la collecte sélective est moins efficace que prévue, de nombreux contaminants (verre, métaux) sont présents dans les déchets et impactent directement sur la bonne marche des installations (surcoûts en exploitation).
- Mode de gestion des installations : ils peuvent être liés ou bien à l'inadéquation des procédés avec les déchets traités, ou bien à la méconnaissance de technologies nouvelles de la part d'exploitants peu formés.

Résumé des principaux freins au développement « non techniques »

Nature	Détail
Economie et rentabilité des installations	Coûts d'exploitation (qualité du tri), débouchés énergétiques (chaleur, électricité, carburant), valorisation matière (digestats)
Obstacles réglementaires	Lourdeur des procédures administratives, filière non reconnue par l'administration, statut du digestat, injection biogaz dans réseau
Utilisation du biogaz	Choix du mode de valorisation, tarifs de rachat, gestion prévisionnelle de la production
Gisement	Logistique et efficacité de la collecte, fluctuations saisonnières, pérennité des gisements
Obstacles sociaux et sociétaux	Organisation de la collecte sélective, implantation des installations, statut du digestat
Mode de gestion des installations	Inadaptation du procédé au produit traité, formation des personnels exploitants

➤ **Freins au développement d'ordre technique**

- Les problèmes de conception : non-conformité des intrants, adaptation des chaînes de tri requises, positionnement de l'installation de méthanisation dans la filière, conception des alvéoles de stockage (infiltration d'eau pluviale, entrées d'air, fuites et émissions furtives de biogaz).
- Les problèmes d'exploitation : problèmes mécaniques, préparation de la charge, odeurs, moussage, graisses, problèmes de sécurité des installations.

➤ **Les problèmes techniques pouvant faire l'objet d'actions de R&D**

- La préparation de la charge et les prétraitements ;
- Les problèmes mécaniques et les problèmes de mélange dans les digesteurs ;
- La valorisation du biogaz (traitement des impuretés, régulation de la qualité, développement de nouvelles techniques de valorisation) ;
- L'instrumentation et la modélisation ;
- La valorisation des digestats.

Principales questions de recherche identifiées auprès des acteurs de la filière

Préparation de la charge	Prétraitements
Caractérisation du gisement	Prévision du comportement
Problèmes mécaniques et mélanges en voie sèche	Systèmes mécaniques inadaptés, méconnaissance des milieux de digestion sèche, rhéologie
Valorisation du biogaz	Développement de techniques robustes, plus adaptées et moins coûteuses
Instrumentation	Capteurs et indicateurs pour le suivi et la gestion
Valorisation du digestat	Innocuité, valeur agronomique

3.4 CONCLUSION : LES AXES PRIORITAIRES EN R&D

D'un point de vue global, l'offre en R&D est jugée plutôt dynamique, que ce soit à l'échelle française ou européenne. Cependant, pour la partie française les compétences sont apparemment très morcelées, et se recoupent assez systématiquement sur certains domaines, comme la microbiologie et l'étude des transformations biochimiques. Dans certains cas, les approches développées dans les laboratoires publics sont jugées trop « pointues » et éloignées du terrain. Il est intéressant de noter que la connaissance des **mécanismes biologiques** fondamentaux n'est pas un domaine jugé prioritaire dans l'enquête, bien que, implicitement, cette connaissance soit souvent incontournable.

Si nous considérons les domaines de recherche plus précisément, les aspects prioritaires qui sont les mieux couverts par l'offre de R&D sont les domaines liés à la **caractérisation** et à la **valorisation** du digestat.

Les domaines mal couverts par la recherche sont surtout ceux de la **valorisation du biogaz**, et les **aspects mécaniques / mélange**. La quasi-totalité des personnes interrogées sont incapables de mentionner des laboratoires ou des centres de recherche compétents dans ces domaines. Le pendant est noté pour les centres de stockage, où des manques importants se font sentir dans le domaine de la compréhension des **écoulements réactifs** en milieu insaturés.

Concernant le volet **préparation de la charge / prétraitement**, il semble que les compétences soient partiellement disponibles, mais sans doute mal mobilisées autour de questions trop ponctuelles. Nombre de personnes interrogées s'étonnent de la multitude d'études sur l'influence de tel ou tel prétraitement sur le potentiel méthanogène d'un déchet, sans pour autant savoir quel est le compartiment de la matière organique qui est rendu plus accessible par le prétraitement étudié.

Il est également souligné des manques en termes de recherche « industrielle », c'est-à-dire sur des dispositifs réels, en particulier au niveau du **stockage**. Un certain nombre de personnes émettent l'idée de **plateforme de recherche** sur des **sites réels** dans le domaine. Ces idées trouvent également un écho dans le domaine des réacteurs de méthanisation, davantage pour l'évaluation des techniques de traitement et le test de différents systèmes mécaniques à petite échelle.

Adéquation de l'offre de R&D aux besoins exprimés

Questions de recherche	Offre abondante	Offre adaptée	Offre insuffisante	Offre inexistante
Préparation de la charge			x	
Caractérisation du gisement		x		
Problèmes mécaniques				x
Mélange (voie sèche)			x	
Transferts hydriques (stockage)			x	
Valorisation biogaz				x
Instrumentation			x	
Mécanismes biologiques	x			
Analyse énergétique			x	
Aspects sociaux				x
Valorisation du digestat		x		
Analyse énergétique			x	
Sécurité			x	

4 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Réglementation :

- 1) Décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement.
- 2) Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage des déchets ménagers et assimilés (JO du 2 octobre 1997), modifié par l'arrêté du 31 décembre 2001 (JO du 2 mars 2002), modifié par l'arrêté du 3 avril 2002 (JO du 19 avril 2002), modifié par l'arrêté du 19 janvier 2006 (JO du 16 mars 2006), 27 p.
- 3) Arrêté du 3 octobre 2001 fixant les conditions d'achat de l'électricité produite par les installations qui valorisent des déchets ménagers ou assimilés, en utilisant le biogaz de décharge (modifié par l'arrêté du 26 mars 2003, par l'arrêté du 23 décembre 2004 et par l'arrêté du 23 août 2005).
- 4) Arrêté du 10 juillet 2006 fixant les conditions d'achat de l'électricité produite par les installations qui valorisent le biogaz.
- 5) Directive du Conseil 91/156/CE du 18 mars 1991 modifiant la directive 75/442/CEE relative aux déchets. (JOCE L 078 du 26 mars 1991). 6 p.
- 6) Directive Européenne 99/31/CE du 26 avril 1999, concernant la mise en décharge des déchets (JOCE L 182 du 16 juillet 1999, JOCE L 282 du 5 novembre 1999). 19 p.
- 7) Décision du Conseil Européen 2003/33/CE du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE. (JOCE L11/27 du 16 janvier 2003). 23 p.
- 8) Directive Européenne 2006/12/CE du 5 avril 2006 relative aux déchets (JOCE L 114/9 du 27 avril 2006), 13 p.

Normes :

- 1) AFNOR. Déchets ménagers et assimilés - Caractérisation d'un échantillon de déchets ménagers et assimilés. NF XP X30-408. Paris : AFNOR, 2007.
- 2) ISO 11734 (1995). Qualité de l'eau - Evaluation de la biodégradabilité anaérobie ultime des composés organiques dans les boues de digesteurs - Méthode par mesurage de la production de biogaz.

Articles et ouvrages :

- 3) ACCETTOLA F., GUEBITZ G. M., SCHOEFTNER R. *Siloxane removal from biogas by biofiltration: biodegradation studies*. Clean Technologies & Environmental Policy, 2008, p.211-218.
- 4) Aceves-Lara, C. A. (2007). Modélisation, estimation et commande de procédés de digestion anaérobie en vue de l'optimisation de la production de biohydrogène. Thèse de doctorat Sciences des Procédés - Sciences des Aliments. Montpellier, Université de Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc 219p.
- 5) ADEME, (1999). La composition des ordures ménagères en France (données et références). ADEME Editions, Paris, 1999b, 60 p.
- 6) ADEME, (2005). Evaluation de la production nationale des déchets des entreprises en 2004, 8 p.
- 7) ADEME, (2006). Note de synthèse du programme de recherche sur la gestion des installations de stockage de DMA en Bioréacteur. Juillet 2006, 13 p.
- 8) ADEME, (2007). Les déchets en chiffres. Edition 2007, 14 p.
- 9) ADEME, (2008). Les installations de traitement des ordures ménagères. Donnée ITOM 2006. Edition 2008, 8 p.
- 10) AGUILAR-JUAREZ O., (2000). Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique. Thèse de doctorat spécialité Génie des Procédés, INSA de Toulouse, 233 p.
- 11) Amon, T., B. Amon, et al. (2007). "Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotation." Bioresource Technology **98**: 3204-3212.
- 12) AND INTERNATIONAL *LE MARCHÉ DE LA METHANISATION EN FRANCE – HYPOTHESES D'EVOLUTION A 5 ET*

10 ANS, 2004, SYNTHÈSE D'ÉTUDE GDF-ADEME, 15 P.

- 13) Angelidaki, I. and W. Sanders (2004). "Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants." Reviews in Environmental Science and Biotechnology **3**: 117-129.
- 14) APPELS L., BAEYENS J., DEWIL R. *Siloxane removal from biosolids by peroxidation*. Energy Conversion Management, 2008, sous presse.
- 15) Archer, D. B., M. G. Hilton, et al. (1986). "Hydrogen as a process control index in a pilot scale anaerobic digester." Biotechnology Letters **8**(3): 197-202.
- 16) ATEE. *La réglementation du biogaz* [en ligne]. Disponible sur : <http://www.biogaz.atee.fr/news/categoryfront.php/id/11/sommaire.html>
- 17) AUGENSTEIN D. & PACEY J., (2001). Modeling landfill methane generation. In : T.H. CHRISTENSEN, R. COSSU & R. STEGMANN (Eds). *Proceedings Sardinia 1991, Third International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Italy, Oct. 1991, pp. 115-148.
- 18) Barclay, J. (2007). *Biogas in Canada : IEA Bioenergy task 37 report*. Lille (France), IEA.
- 19) BARLAZ M.A., SCHAEFER D.M. & HAM R.K., (1989). Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill, *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 55, p. 55-65.
- 20) BARLAZ M. A., (1996). Microbiology of solid waste landfills, chap. 2 In *Microbiology of solid waste*, Edited by Palmisano & Barlaz, 223 p.
- 21) Batstone, D. J., J. Keller, et al. (2002). "The IWA anaerobic digestion model N°1 (ADM1)." Water Science and Technology **45**(10): 65-73.
- 22) Battistoni, P. (1997). "Pre-treatment, measurement execution procedure and waste characteristics in the rheology of sewage sludges and the digested organic fraction of municipal solid wastes." Water Science and Technology **36**(11): 33-41.
- 23) Bayer, E. A., R. Lamed, et al. (2007). "The potential of cellulases and cellosomes for cellulosic waste management." Current Opinion in Biotechnology **18**: 237-245.
- 24) BENSON, C.H., BARLAZ, M.A. LANE, D.T. & RAWE, J.M. (2006). *Practive review of fivee bioreactor/recirculation landfills*, Waste Management. Vol. 17(1), pp. 13-29.
- 25) Bernet, N. and P. Buffière (2008). Caractérisation de la mise en oeuvre de la méthanisation. La méthanisation. R. Moletta, Lavoisier TEC DOC.
- 26) Bidlingmaier, W., J.-M. Sidaine, et al. (2004). "Separate collection and biological waste treatment in the European Community." Reviews in Environmental Science and Biotechnology **3**: 307-320.
- 27) Bogdan, P. and C. Servais (2001). *Les installations industrielles de méthanisation en France*, ATEE-Club Biogaz: 38.
- 28) Bohn, I., L. Björnsson, et al. (2007). "The energy balance in farm-scale anaerobic digestion of crop residues at 11-37°C." Process Biochemistry **42**: 57-64.
- 29) Boone, D. R., R. L. Johnson, et al. (1989). "Diffusion of the interspecies electron carriers H₂ and formate in methanogenic ecosystems and its implications in the measurement of K_m for H₂ or formate Uptake." Applied and Environmental Microbiology **55**(7): 1735-1741.
- 30) Borzacconi, L., I. Lopez, et al. (1997). "Hydrolysis constant and VFA inhibition in acidogenic phase of MSW anaerobic degradation." Water Science and Technology **36**(6/7): 479-484.
- 31) Bougrier, C. (2005). Optimisation du procédé de méthanisation par mise en place d'un co-traitement physico-chimique : application au gisement de biogaz représenté par les boues d'épuration des eaux usées. Sciences et Procédés Biologiques et Industriels. Montpellier, Université des Sciences et Techniques du Languedoc. **thèse de doctorat**: 276 p.
- 32) Braumann, A., G. Fonty, et al. (2008). *La méthanisation dans les écosystèmes naturels et cultivés. La méthanisation*. R. Moletta, Lavoisier TECDOC.
- 33) Buffière, P. (2004). Contribution à l'étude des interactions entre la cinétique biologique, les transferts et l'hydrodynamique dans les procédés intensifs de traitement des eaux usées : Approches génériques et applications. Génie des Procédés. Montpellier, Université des Sciences et Techniques du Languedoc. **Habilitation à Diriger des Recherches**: 106 p.
- 34) Buffière, P., J.-P. Bergeon, et al. (2000). "The inverse turbulent bed: a novel bioreactor for anaerobic treatment." Water Research **34**(2): 673-677.
- 35) Buffière, P., L. Delgadillo Mirquez, et al. (2007). Anaerobic digestion of solid wastes needs research to face an increasing industrial success. 11ème Congrès de la Société Française de Génie des Procédés, Saint-Etienne (France).

- 36) Buffière, P., C. Fonade, et al. (1998). "Mixing and phase hold-ups variations due to gas production in anaerobic fluidized bed digesters: influence on reactor performance." Biotechnology and Bioengineering **60**(1): 36-43.
- 37) Buffière, P. and S. Frédéric (2008). A comprehensive method for organic matter characterization in solid wastes in view of assessing their anaerobic biodegradability. 5th International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste and Energy Crops. Hammamet (Tunisia), IWA publishing.
- 38) Buffière, P. and S. Frédéric (2008). "Les technologies de la méthanisation des résidus solides." L'Eau, l'Industrie, les nuisances hors série: 14-19.
- 39) Buffière, P., D. Loisel, et al. (2006). "Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties." Water Science and Technology **53**(8): 233-241.
- 40) Buffière, P. and R. Moletta (2000). "Collision frequency and collisional particle pressure in three phase fluidized bed." Chemical Engineering Science In Press.
- 41) Buffière, P., J.-P. Steyer, et al. (1995). "Comprehensive modeling of methanogenic biofilms in fluidized bed systems: mass transfer limitations and multisubstrate aspects." Biotechnology and Bioengineering **48**(6): 725-736.
- 42) Buffière, P., J.-P. Steyer, et al. (1998). "Modeling and experiments on the influence of biofilm size and mass transfer in a fluidized bed reactor for anaerobic digestion." Water Research **32**(3): 657-668.
- 43) Bull, M. A., R. M. Sterritt, et al. (1982). "The effect of organic loading on the performance of anaerobic fluidised beds treating high strength wastewaters." Transactions of the Institution of Chemical Engineers **60**: 373-376.
- 44) BURTON, S.A.Q. & WATSON-CRAIK, I.A., (1998). Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites : applicability to sustainable landfilling. Waste Management and Research, vol.16, n°1, pp. 41-53.
- 45) Camacho, P. and C. Prévot (2008). Méthanisation des boues. La méthanisation. R. Moletta, Lavoisier TECDOC.
- 46) CAMPBELL, D., CAINE, M., MEADOWS, M. KNOX, K., (1995). Enhanced landfill gas production at large-scale test cells. Addendum to: Proceedings Sardinia '95 International Landfill Conference, University of Cagliari.
- 47) Chanakya, H. N. and R. Moletta (2005). "Technologies émergentes de biométhanisation de la biomasse végétale en Inde." L'Eau, l'Industrie, les nuisances **287**: 44-48.
- 48) Chandler, J. A., W. J. Jewell, et al. (1980). "Predicting methane fermentation biodegradability." Biotechnology and Bioengineering Symposium Series **10**: 93-107.
- 49) Chen, Y., J. J. Chen, et al. (2008). "Inhibition of anaerobic digestion process: a review." Bioresource Technology **99**: 4044-4064.
- 50) Chernicharo, C. A. L. (2006). "Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater." Reviews in Environmental Science and Biotechnology **5**: 73-92.
- 51) CHRISTENSEN TH.H., KJELDSEN P. ET LINDHARDT B., *GAS-GENERATING PROCESSES IN LANDFILLS*. DANS: CHRISTENSEN TH.H., COSSU R. ET STEGMANN R., EDITEURS, *LANDFILLING OF WASTE: BIOGAS*, E&FN SPON VERLAG, LONDON (1996).
- 52) Chynoweth, D., J. Owens, et al. (2000). "Renewable methane from anaerobic digestion of biomass." Renewable Energy **22**: 1-8.
- 53) Chynoweth, D. P., J. Owens, et al. (1992). "Sequential batch anaerobic composting of the organic fraction of municipal solid waste." Water Science and Technology **25**(7): 327-339.
- 54) Chynoweth, D. P., C. E. Turick, et al. (1993). "Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks." Biomass and Bioenergy **5**(1): 95-111.
- 55) Couturier, C. and Galtier, L. (1999) Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micropolluants au cours de la méthanisation des déchets et des sous produits organiques, ADEME, 98 p.
- 56) Couturier, C. (2004). Potentiel et facteurs d'émergence de la récupération du biogaz et des gaz fatals, SOLAGRO/ RECORD: 16.
- 57) Couturier, C., S. Berger, et al. (2001). La digestion anaérobie des boues urbaines: état des lieux, état de l'art. Toulouse, Solagro / Agence de l'eau Adour Garonne: 36.
- 58) COWI. EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT, (2000). A study on the economic valuation of environmental externalities from landfill disposal and incineration of waste [en ligne]. Oct. 2000, 88p. Disponible sur : http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/econ_eva_landfill_report.pdf

(consulté le 10.09.08).

- 59) Davidsson, A., C. Gruvberger, et al. (2007). "Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste." Waste Management **27**: 406-414.
- 60) DE ARAUJO MORAIS JR, JOACIO (2006). Influence des pré-traitements mécaniques et biologiques des ordures ménagères résiduelles (OMR) sur leur comportement bio-physico-chimique en installation de stockage des déchets (ISD). LAEPSI, INSA de Lyon. Ecole Doctorale de Chimie de Lyon. Formation Doctorale : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. 2006-ISAL-0121, 219 p.
- De Baere, L. (2006). "Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future?" Water Science and Technology **53**(8): 187-194.
- 61) De Baere, L., M. Devocht, et al. (1984). "Influence of high NaCl and NH₄Cl salt levels on methanogenic associations." Water Research **18**(5): 543-548.
- 62) DELINEAU, T. & BUDKA, A. (2000). Le concept du bioréacteur – rapport final ADEME-SITA. Convention ADEME/SITA/9906013, 332 p.
- 63) DEWIL R., APPELS L., BAEYENS J. *Energy use of biogas hampered by the presence of siloxanes*. Energy Conversion and Management, Vol. 47, 2006, p. 1711-1722.
- 64) Ehlinger, F., Y. Escoffier, et al. (1994). "Development of an automatic control system for monitoring an anaerobic fluidized bed." Water Science and Technology **29**(10/11): 289-298.
- 65) ENERGIE PLUS. *Biogaz : les voies de valorisations*. ATEE-Energie Plus, n°213, 15/10/98.
- 66) ENVIRONMENT AGENCY. *Guidance on gas treatment technologies for landfill gas engines*. 2006, 68 pages.
- 67) Eleazer, W. E., W. S. Odle, et al. (1997). "Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills." Environmental Science and Technology **31**: 911-917.
- 68) El-Fadel, M., A. N. Findikakis, et al. (1996). "Temperature effects in modelling solid waste biodegradation." Environmental Technology **17**: 915-935.
- 69) EL-FADEL M., FINDIKAKIS A. N., LECKIE J. O., (1996). Estimating and enhancing methane yield from municipal solid waste, Hazardous Waste & Hazardous Materials, vol. 13, n°3, p309-331.
- 70) EUROSERVER (2007). "Le baromètre du biogaz." Systèmes solaires - Le Journal des Energies Renouvelables **179**(Mai 2007): 51-61.
- 71) European Union, E. (1999). Concil directive 1999/31/EC of 26 april 1999 on the landfill of waste. Brussels.
- 72) EVERAERT K. ET BAEYENS J., *Catalytic combustion of volatile organic compounds, 2004*, J. Hazard. Mater., Volume 109, pp. 113-139.
- 73) Fedorovich, V., P. Lens, et al. (2003). "Extension of anaerobic digestion model N°1 with processes of sulfate reduction." Applied Biochemistry and Biotechnology **109**: 33-45.
- 74) Field, J. A. (2002). "Limits of anaerobic biodegradation." Water Science and Technology **45**(10): 9-18.
- 75) Foresti, E., M. Zaiat, et al. (2006). "Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges." Reviews in Environmental Science and Biotechnology **5**: 3-19.
- 76) FOURIE A., MORRIS J., (2002). The Irrelevance of Time as a criterion for Aftercare Provision. Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium Cagliari, 6-10, October 2003.
- 77) Fox, P., M. T. Suidan, et al. (1990). "A comparison of media types in acetate fed expanded bed anaerobic reactors." Water Research **24**(7): 827-835.
- 78) GACHET, C. (2005). Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultime du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats. LAEPSI, INSA de Lyon. . Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, Formation doctorale : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. 2005-ISAL-0022, 271 p.
- 79) Garcia-Calderon, D., P. Buffière, et al. (1998). "Application of the downflow fluidized bed to the anaerobic treatment of wine distillery wastewater." Water Science and Technology **38**(8/9): 393-399.
- 80) Gerin, P. A., F. Vliegen, et al. (2008). "Energy and CO₂ balance of maize and grass as energy crops for anaerobic digestion." Bioresource Technology **99**: 2620-2627.
- 81) GERMAIN P., DUMONT N. ET CHATAIN V., *QUANTIFICATION DU SILICIUM TOTAL DANS LE BIOGAZ*, Etude RECORD n°07-0418/1A

- 2006, BREVET INTERNATIONAL (WO/2006/129007).
- 82) Ghosh, S. and B. C. Battacharyya (1999). "Biomethanation of white rotted and brown rotted rice straw." Bioprocess Engineering **20**: 297-302.
 - 83) Godon, J. J. (2008). Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation. La méthanisation. R. Moletta, Lavoisier TECDOC.
 - 84) GOULD J.P., W.H. CROSS, AND F.G. POHLAND, (1989). "Factors influencing mobility of toxic metals in landfills operated with leachate recycle," in Emerging Technologies in Hazardous Waste Management. D.W.Tedder and F.G. Pohland, Eds.; ACS Symposium Series 422, 1989.
 - 85) Gunaseelan, V. N. (2004). "Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks." Biomass and Bioenergy **26**(4): 389-399.
 - 86) Gunaseelan, V. N. (2007). "Regression models of ultimate methane yields of fruit and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition." Bioresource Technology **98**: 1270-1277.
 - 87) HAGMANN M., HESSE E., HENTSCHEL P., BAUER T. *Purification of biogas – removal of volatile silicones*. Proceedings Sardinia 2001 eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Vol. 2, 2001, p. 641-644.
 - 88) HAM R.K. & BOOKTER T.J., (1997). Decomposition of solid waste in test lysimeters. In : T.H. CHRISTENSEN, R. COSSU & R. STEGMANN (Eds). Proceedings Sardinia 1997, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 1997, Cagliari, Italy, vol. I, pp. 13-36.
 - 89) HARASIMOWICZ M., ORLUK P., ZAKRZEWSKA-TRZNADEL G., CHMIELEWESKI A. G. *Application of polyimide membranes for biogas purification and enrichment*. Journal of Hazardous Materials, Vol. 144, 2007, p. 698-702.
 - 90) Harper, S. R. and F. G. Pohland (1986). "Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment." Biotechnology and Bioengineering **28**(April): 585-602.
 - 91) HARTMANN, H., AND AHRING, B.K., (2006). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. Water Science and Technology **53** (8), 7-22.
 - 92) Hashimoto, A. G. (1986). "Pretreatment of wheat straw for fermentation to methane." Biotechnology and Bioengineering **28**: 1857-1866.
 - 93) Hawkes, F. R., R. Dinsdale, et al. (2002). "Sustainable fermentative hydrogen production: challenges for process optimisation." International Journal of Hydrogen Energy **27**: 1339-1347.
 - 94) Hawkes, F. R., I. Hussy, et al. (2007). "Continuous dark fermentative production by mesophilic microflora: principles and progress." International Journal of Hydrogen Energy **32**: 172-184.
 - 95) Heijnen, J. J., A. Mulder, et al. (1989). "Review on the application of anaerobic fluidized bed reactors in wastewater treatment." The Chemical Engineering Journal **41**: B37-B50.
 - 96) Hess, J. (2007). Modélisation de la qualité du biogaz produit par un fermenteur méthanogène et stratégie de régulation en vue de sa valorisation. Automatique. Nice, Université de Nice-Sophia Antipolis. **Thèse de doctorat**: 215 p.
 - 97) Holst, T. C., A. Truc, et al. (1997). "Anaerobic fluidized beds : ten years of industrial experience." Water Science and Technology **36**(6/7): 415-422.
 - 98) HUPE K., HEYER K.U. & STEGMANN R., (2003). Water infiltration for enhanced in situ stabilization. In : T.H. CHRISTENSEN, R. COSSU & R. STEGMANN (Eds). Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 2003, Cagliari, Italy, 2003, D11, 11p.
 - 99) Hussy, I., F. R. Hawkes, et al. (2003). "Continuous fermentative hydrogen production from a wheat starch co-product by mixed microflora." Biotechnology and Bioengineering **84**(6): 619-626.
 - 100) Hussy, I., F. R. Hawkes, et al. (2005). "Continuous fermentative hydrogen production from sucrose and sugarbeet." International Journal of Hydrogen Energy **30**: 471-483.
 - 101) INERIS *CARACTERISATION DES BIOGAZ – BIBLIOGRAPHIE - MESURES SUR SITES, RAPPORT FINAL* (2002) INERIS DRC-02-27158-AIRE-N°316 B – POULLEAU J., 31P.
 - 102) Jain, M. K., L. Bhatnagar, et al. (1990). Biochemical pathways for methane fermentation and use of granulated biomass for high-rate anaerobic digestion. International Conference on BIOGAS Technologies and Implementation Strategy, Pune (India).
 - 103) James, A., C. A. L. Chernicharo, et al. (1990). "The development of a new methodology for the assessment of specific methanogenic activity." Water Research **24**(7): 813-825.

- 104) Jimenez, S., M. C. Cartagena, et al. (1990). "Influence of lignin on the methanization of lignocellulosic wastes." Biomass **21**: 43-54.
- 105) Jingura, R. and R. Metengaifa (2008). "Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe." Renewable and Sustainable Energy Reviews **In Press**.
- 106) Kayhanian, M. (1994). "Performance of a high-solids anaerobic digestion process under various ammonia concentration." Journal of Chemical Technology and Biotechnology **59**: 349-352.
- 107) Khan, A., P. Khan, et al. (2001). Implementation of UASB technology in river conservation projects in India – Policy development for wastewater treatment. IWA Conference on Anaerobic Digestion, ANTWERP (Belgium).
- 108) **KOHL A., NIELSEN R.** *Gas purification*. Gulf Publishing, 1997.
- 109) Kraemer, J. T. and D. M. Bagley (2007). "Improving the yield from fermentative hydrogen production." Biotechnology Letters **29**: 685-695.
- 110) Kujawa-Roeleveld, K. and G. Zeeman (2006). "Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts." Reviews in Environmental Science and Biotechnology **5**: 115-139.
- 111) LANINI, S., (1998). Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères. Thèse de Doctorat de l'INPT Toulouse, Spécialité Physique et Chimie de l'Environnement. 134 p.
- 112) Lay, J. J., Y. J. Lee, et al. (1999). "Feasibility of biological hydrogen production from organic fraction of municipal solid waste." Water Research **33**(11): 2579-2586.
- 113) Leclerc, M., J. P. Delgenes, et al. (2004). "Diversity of the archaeal community in 44 anaerobic digesters as determined by single strand conformation polymorphism analysis and 16s rDNA sequencing." Environmental Microbiology **6**(8): 809-819.
- 114) Lee, M., T. Hidaka, et al. (2008). "Effect of temperature on performance and microbial diversity in hyperthermophilic digester system fed with kitchen garbage." Bioresource Technology **99**: 6852-6860.
- 115) Lefebvre, O. and R. Moletta (2006). "Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review." Water Research **40**(20): 3671-3682.
- 116) Lehtomäki, A., S. Huttunen, et al. (2008). "Anaerobic digestion of grass silage in batch leach bed processes for methane production." Bioresource Technology **99**: 3267-3278.
- 117) Lepistö, R. and J. Rintala (1996). "Conversion of volatile fatty acids in an extreme thermophilic (76-80°C) upflow anaerobic sludge blanket reactor." Bioresource Technology **56**: 221-227.
- 118) Lettinga, G., A. Van Nelsen, et al. (1980). "Use the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment." Biotechnology and Bioengineering **22**: 699-734.
- 119) LUBETZKI J., TROESCH O. ET DE FEITAS J., *PRODUIT A BASE DE MACHEFERS D'INCINERATION DE DECHETS MENAGERS ET SON UTILISATION EN DECHARGE ET POUR L'EPURATION DU BIOGAZ*. 2001, BREVET INTERNATIONAL (WO/2001/097987).
- 120) Lynd, L. R., P. J. Weimer, et al. (2002). "Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology." Microbiology and Molecular Biology Reviews **66**(3): 507-577.
- 121) Mace, S., D. Bolzonella, et al. (2003). "Comparison of the biodegradability of the grey waste fraction of MSW of Barcelona in mesophilic and thermophilic condition." Water Science and Technology **48**(4): 21-28.
- 122) Malherbe, S. and T. E. Cloete (2002). "Lignocellulose biodegradation: fundamentals and applications." Reviews in Environmental Science and Biotechnology **1**: 105-114.
- 123) Martin, D. J., L. G. A. Potts, et al. (2003). "Reaction mechanisms in solid state anaerobic digestion I: the reaction front hypothesis." Transactions of the Institution of Chemical Engineers **81B**(May): 171-179.
- 124) Mathiot, S., Y. Escoffier, et al. (1992). "Control parameter variations in an anaerobic fluidized bed reactor subjected to organic shockloads." Water Science and Technology **25**(7): 93-101.
- 125) McCREANOR P., (1998). Landfill leachate recirculation systems : mathematical modeling and validation. Ph Dissertation, Orlando : University of Central Florida, 1998, 238 p.
- 126) McDOUGALL J.R. & PHILIP J.C., (2001). Parametric study of landfill biodegradation modelling: Methanogenesis and Initial conditions. In : T.H. CHRISTENSEN, R. COSSU & R.

- STEGMANN (Eds). Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 2001, Cagliari, Italy, 2001, vol. I, pp. 79-88.
- 127) McMahon, K. D., P. G. Stroot, et al. (2001). "Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions II: Microbial population dynamics." Water Research **35**(7): 1817-1827.
 - 128) Moletta, M. (2005). Caractérisation de la diversité microbienne aéroportée des biogaz. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II, 195p.
 - 129) Moletta, R. and F. Cansell (2003). Méthanisation des déchets organiques : Etude bibliographique, RECORD: 193 p.
 - 130) Moletta, R., Y. Escoffier, et al. (1994). "On-Line automatic control system for monitoring an anaerobic fluidized bed reactor: response to organic overload." Water Science and Technology **30**(12): 11-20.
 - 131) Monroy, O., G. Fama, et al. (2000). "Anaerobic digestion in Mexico: state of the technology." Water Research **34**(6): 1803-1816.
 - 132) MORA-NARANJO, N., MEIMA, J. A., HAARSTRICK, A. & HEMPEL, D. C., (2004). Modelling and experimental influences on the acetate and methane formation in solid waste, Waste Management, Vol. 24(4), 376-387.
 - 133) Mosier, N., C. Wyman, et al. (2005). "Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass." Bioresource Technology **96**: 673-686.
 - 134) Münch, E.V. and Barr, K. (2001) Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. Water Research **35**(1), 151-159.
 - 135) Mwakaje, A. G. (2008). "Dairy farming and biogas use in Rungwe district, south west Tanzania: a study of opportunities and constraints." Renewable and Sustainable Energy Reviews **12**: 2240-2252.
 - 136) NIEMANN M. et al. *Characterization of Si compounds in landfill gas*. Proceedings SWANA 20th Landfill Gas Symposium. Silver Spring, 1997.
 - 137) OLIVIER. F., (2003). Tassement des déchets en CSD de classe II: du site au modèle, Thèse de doctorat, Université de Grenoble, 334 p.
 - 138) Orlygsson, J., F. P. Houwen, et al. (1994). "Influence of hydrogenotrophic methane formation on the thermophilic anaerobic degradation of protein and amino acids." FEMS Microbiology Ecology **13**: 327-334.
 - 139) Owen, W. F., D. C. Stuckey, et al. (1979). "Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity." Water Research **13**: 485-492.
 - 140) Owens, J. M. and D. Chynoweth (1993). "Biochemical methane potential of MSW components." Water Science and Technology **27**(2): 1-14.
 - 141) Ozturk, S. S., B. O. Palsson, et al. (1989). "Control of interspecies electron transfer flow during anaerobic digestion: dynamic diffusion reaction models for hydrogen gas transfer in microbial flocs." Biotechnology and Bioengineering **33**(February): 745-757.
 - 142) PACEY, J., AUGENSTEIN, D., MORCK, R., REINHART, D. & YAZDANI, R., (1999). The bioreactive landfill. *MSW Management*, sept-oct 1999, pp. 52-60.
 - 143) Parawira, W., J. S. Read, et al. (2008). "Energy production from agricultural residues: high methane yields in pilot-scale two-stage anaerobic digestion." Biomass and Bioenergy **32**: 44-50.
 - 144) Patureau, D. and G. Hernandez-Raquet (2008). La digestion anaérobie et les xénobiotiques. La méthanisation. R. Moletta, Lavoisier TECDOC.
 - 145) Pauss, A., G. André, et al. (1990). "Liquid to gas mass transfer in anaerobic processes : inevitable transfer limitations of methane and hydrogen in the biomethanation process." Applied and Environmental Microbiology **56**(6): 1634-1644.
 - 146) Pauss, A. and S. Guiot (1993). "Hydrogen monitoring in anaerobic sludge bed reactors at various hydraulic regimes and loading rates." Water Environment Research **65**(3): 276-280.
 - 147) PERSSON M., JONSSON O., WELLINGER A. *Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection*. IEA Bioenergy, 2006, 19 p.
 - 148) Pfeffer, J. T. (1974). "Temperature effects on anaerobic fermentation of domestic refuse." Biotechnology and Bioengineering **16**: 771-787.
 - 149) POMERANTZ M. *'Start-of-pipe' solutions : the conversion of landfill gas into pipeline gas*. Waste Management World, Mars 2008.

- 150) POMMIER S., CHENU D., QUINTARD M., LEFEBVRE X., (2007). A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanization in landfills, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 97, n°3, p. 473-482.
- 151) PPTek : <http://www.pptek.co.uk/index.html>.
- 152) PRABUCKI M-J., DOCZYCK W., ASMUS D. *Removal of organic silicon compounds from landfill and sewer gas*. Proceedings Sardinia 2001 eighth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Vol. 2, 2001, p. 631-639.
- 153) RADU-TIRNOVEANU D., DUCOM G., BENADDA B., GERMAIN P. ET PASCUAL C., *INTERACTIONS BIOGAZ / MACHEFERS D'INCINERATION D'ORDURES MENAGERES - RETENTION D'H₂S*, 2005, DECHETS SCIENCES & TECHNIQUES, N°39, PP. 25-31.
- 154) RAHIM, R. A. & I. A. WATSON-CRAIK (1997). The co-disposal of a model brewery wastewater with domestic refuse. *Letters in Applied Microbiology*, Vol. 24(4), pp. 281-285.
- 155) REDDY R.K. & BOGNER J.E., (2003). Bioreactor landfill engineering for accelerated stabilization of municipal solid waste. Invited theme paper on solid waste disposal, International e-conference on modern trends in foundation engineering, geotechnical challenges and solutions, Indian Institute of technology, Madras, India, 2003, 22 p.
- 156) REINHART, D., & B. AL-YOUSFI (1996). The Impact of Leachate Recirculation on Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics. *Waste Management and Research*, 14: 337-346.
- 157) REINHART D.R., (1996). Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: case studies, *Waste and research*, vol. 14 p 347-365.
- 158) REINHART D.R. & TOWNSEND T.G., (1998). *Landfill Bioreactor Design & Operation*, Lewis Publishers, Boca Raton, NY, by CRC Press LLC, 189p.
- 159) Rodriguez, J., R. Kleerebezem, et al. (2005). "Modeling product formation in anaerobic mixed culture fermentation." *Biotechnology and Bioengineering* **93**(3): 592-606.
- 160) ROE S., REISMAN J., STRAIT R., DOORN M. *Emerging technologies for the management and utilization of landfill gas*. U.S.Environmental Protection Agency, 1998, 67 p.
- 161) ROUEZ M., (2008). Dégénération anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisation. Thèse INSA de Lyon, Ecole doctorale de chimie de Lyon, spécialités Sciences & Techniques du Déchet. 2006, 259 p.
- 162) Rozzi, A. and E. Remigi (2004). "Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review." *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* **3**(2): 93-115.
- 163) SCHEELHAASE T. et BIDLINGMAIER W., (1997). Effects of mechanical-biological pre-treatment on residual waste and landfilling. In Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 13-17 October 1997. pp. 475-484.
- 164) Schink, B. (1997). "Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation." *Microbiology and Molecular Biology Reviews* **61**(2): 262-280.
- 165) Schink, B. (2002). "Anaerobic digestion: concepts, limits and perspectives." *Water Science and Technology* **45**(10): 1-8.
- 166) SCHWEIGKOFER M., NIESSNER R. *Removal of siloxanes in biogases*. Journal of Hazardous Materials, Vol. 83, Issue 3, 2001, p. 183-196.
- 167) Shelton, D. R. and J. M. Tiedje (1984). "General method for determining anaerobic biodegradation potential." *Applied and Environmental Microbiology* **47**(4): 850-857.
- 168) Siegert, I. and C. J. Banks (2005). "The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors." *Process Biochemistry* **40**: 3412-3418.
- 169) SIENKO M.J. ET PLANE R.A. , *CHEMICAL PRINCIPLES AND PROPERTIES*. 2^E ÉDITION. MCGRAW-HILL PUBLISHING CO., NEW YORK, NY (1974).
- 170) SILOXA : <http://www.siloxa.com/>
- 171) Siriwongrungson, V., R. J. Zeng, et al. (2007). "Homoacetogenesis as the alternative pathway for H₂ sink during thermophilic anaerobic degradation of butyrate under suppressed methanogenesis." *Water Research* **41**: 4204-4210.
- 172) Smith, D. P. and P. L. McCarty (1990). "Factors governing methane fluctuations following shock loading of digesters." *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* **62**(1): 58-64.
- 173) SOLAGRO, ATEE-Club biogaz, ALKAEST Conseil. *Le biogaz. Chapitre 4. : Techniques et*

filiales de valorisation du biogaz [en ligne]. Disponible sur : <http://www.lebiogaz.info/site/033.html>

- 174) Srinivasan, S. (2008). "Positive externalities of domestic biogas initiatives: Implications for financing." Renewable and Sustainable Energy Reviews **12**: 1476-1484.
- 175) Steffen, R., O. Szolar, et al. (1998). Feedstocks for anaerobic digestion - ADNETT report. Vienna (Austria), Institute for Agrobiotechnology Tulln: 29.
- 176) STEGMANN R., (1995). Concepts of waste landfilling. In : T.H. CHRISTENSEN, R. COSSU & R. STEGMANN (Eds). Proceedings Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 1995, Cagliari, Italy, pp. 3-12.
- 177) Steyer, J.-P., J.-C. Bouvier, et al. (2002). "On-line measurements of COD, TOC, VFA, total and partial alkalinity in anaerobic digestion processes using infra-red spectrometry." Water Science and Technology **45**(10): 133-138.
- 178) Steyer, J.-P., P. Buffière, et al. (1999). "Advanced control of anaerobic digestion processes through disturbance monitoring." Water Research **33**(9): 2059-2068.
- 179) Steyer, J.-P., L. Lardon, et al. (2004). "Sensors network diagnosis in anaerobic digestion processes using evidence theory." Water Science and Technology **50**(11): 21-29.
- 180) Stoodley, P., D. DeBeer, et al. (1994). "Liquid flow in biofilm systems." Applied and Environmental Microbiology **60**(8): 2711-2716.
- 181) Stroot, P. G., K. D. McMahon, et al. (2001). "Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions I: Digester performance." Water Research **35**(7): 1804-1816.
- 182) Switzenbaum, M. S. (1995). "Obstacles in the implementation of anaerobic treatment technology." Bioresource Technology **53**: 255-262.
- 183) Thauer, R. K., K. Jungermann, et al. (1977). "Energy conservation in chemotrophic anaerobic bacteria." Bacteriological Reviews **41**(1): 100-180.
- 184) Thiele, J. H. and G. Zeikus (1988). Interactions between hydrogen and formate producing bacteria and methanogens during anaerobic digestion. Handbook on Anaerobic Fermentations. New York, Marcel Dekker.
- 185) TIRNOVEANU-RADU D., *ETUDE DES VALORISATIONS DE RESIDUS SOLIDES DE COMBUSTION DE COMBUSTIBLES DEGRADES*, THESE DE DOCTORAT DE L'INSA DE LYON SOUTENUE LE 26/11/2004, 229 P.
- 186) Tong, X., L. H. Smith, et al. (1990). "Methane fermentation of selected lignocellulosic materials." Biomass **21**: 239-255.
- 187) Totzke, D. E. (1999). Anaerobic treatment technology overview, Société Applied Technology.
- 188) Urban, I., D. Weichgrebe, et al. (2007). "Anaerobic treatment of municipal wastewater using the UASB technology." Water Science and Technology **56**(10): 37-44.
- 189) TOWER P., WETZEL J. *New landfill gas treatment technology dramatically lowers energy production costs*. Applied Filter Technology, 2006, 15 p.
- 190) UCETF (Urban Consortium Energy Task Force), (2000). A beneficial investment in trash, Controlled landfill bioreactor project. Yolo County planning and public works department, Division of integrated waste management, may 2000, 93 p.
- 191) Van Haandel, A., M. T. Kato, et al. (2006). "Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater." Reviews in Environmental Science and Biotechnology **5**: 21-38.
- 192) Van Lier, J. B. (2008). "High rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques." Water Science and Technology **57**(8): 1137-1158.
- 193) Vandevivere, P., L. De Baere, et al. (2003). Type of anaerobic digester for solid wastes. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. J. Mata-Alvarez, IWA Publishing: 111-137.
- 194) Vavilin, V. A. and I. Angelidaki (2004). "Anaerobic degradation of solid material: importance of initiation centers for methanogenesis, mixing intensity, and 2D distributed model." Biotechnology and Bioengineering **89**(1): 114-122.
- 195) Vaxelaire, J. and P. Cézac (2004). "Moisture distribution in activated sludges: a review." Water Research **38**: 2215-2230.
- 196) Vedrenne, F. (2007). Etude des processus de dégradation anaérobie et de production de méthane au cours du stockage des lisiers. Science de l'Environnement. Rennes, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie. **Thèse de doctorat**: 210.

- 197) Veeken, A. and B. Hamelers (1999). "Effect of temperature on hydrolysis rate of selected biowaste components." *Bioresource Technology* **69**: 249-254.
- 198) **VERDESIS**. *Références Verdesis, traitement de biogaz, Claye-Souilly*. 4 p. [en ligne]. Disponible sur : http://www.verdesis.net/pdf/Ref_Claye-Souilly_Fr1.pdf.
- 199) VIGNERON, V. (2005). Voies de réduction des oxydes d'azote lors de leur injection dans un massif de déchets ménagers et assimilés Contribution à l'étude de la recirculation de lixiviat nitrifié dans une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés bioactive. Thèse de Doctorat, Université de Paris XII – Val de Marne. Spécialité : Sciences et techniques de l'environnement. 336 p.
- 200) Villermaux, J. (1993). *Génie de la Réaction Chimique, 2ème édition*, Lavoisier Tec/doc (France).
- 201) Ward, A. J., P. J. Hobbs, et al. (2008). "Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources." *Bioresource Technology* **99**: 7928-7940.
- 202) WARITH M., (2002). Bioreactor landfills: experimental and field results, *Waste Management*, vol. 22, p. 7-17.
- 203) WENS P., VERCAUTEREN T., DE WINDT W. & VERSTRAETE W., (2001). Factors inhibiting anaerobic degradation in a landfill. In : T.H. CHRISTENSEN, R. COSSU & R. STEGMANN (Eds). *Proceedings Sardinia 2001, eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, vol. I, p. 13-20.
- 204) Wheatley, A. D., M. B. Fisher, et al. (1997). "Applications of anaerobic digestion for the treatment of industrial wastewaters in Europe." *J. CIWEM* **11**(February): 39-46.
- 205) WILLIAMS P.T., (1998). *Waste treatment and disposal*. Department of fuel and energy, the university of Leeds, UK. England : John Wiley & Sons Ltd, 1998, 417 pp.
- 206) Wu, Q. and Bishop, P.L. (2004) Enhancing struvite crystallization from anaerobic supernatant. *Journal of Environmental Engineering Science*, **3**, 21-29.
- 207) YAZDANI R., MOORE R., DAHL K. & AUGENSTEIN D., (1997). Yolo County controlled landfill demonstration project. In : *Proceedings from SWANA's 2nd Annual Landfill Symposium*, Sacramento, CA, 1997, pp. 3-40.
- 208) Yu, L., K. Yaoqiu, et al. (2008). "Popularizing household-scale biogas digesters for rural sustainable energy development and greenhouse gas mitigation." *Renewable Energy* **33**: 2027-2035.
- 209) Yu, Y., J. Kim, et al. (2006). "Use of real time PCR for group-specific quantification of acetoclastic methanogens in anaerobic processes: population dynamics and community structure." *Biotechnology and Bioengineering* **93**(3): 424-433.
- 210) YUAN W., BANDOSZ T. J. *Removal of hydrogen sulfide from biogas on sludge-derived adsorbents*. *Fuel*, Vol. 86, 2007, p. 2736-2746.
- 211) YUEN S.T.S., (1999). Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation : a full-scale study. Thesis, Doctor of Philosophy, University of Melbourne, Department of Civil & Environmental Engineering, 461p.
- 212) YUEN S.T.S., STYLES J.R., WANG Q.J. & MCMAAHON T.A., (1999). Findings from a full-scale bioreactor landfill study in australia. In : T.H. CHRISTENSEN, R. COSSU & R. STEGMANN (Eds). *Proceedings Sardinia 99, Seventh international waste management and landfill symposium*, Oct. 1999, Cagliari, Italy, vol. I, pp. 53-58.
- 213) Zauner, E. and U. Kuntzel (1986). "Methane production from ensiled plant material." *Biomass* **10**: 207-223.
- 214) Zeikus, G. (1980). Microbial populations in digesters. *Anaerobic Digestion*. D. A. Stafford, B. I. Wheatley and D. E. Hughes. London, Applied Science: 61-87.
- 215) Zhang, R. and Z. Zhang (1999). "Biogasification of rice straw with an anaerobic-phased solids digester system." *Bioresource Technology* **68**: 235-245.
- 216) Zhu, H. and M. Béland (2006). "Evaluation of alternative methods of preparing hydrogen producing seeds from digested wastewater sludge." *International Journal of Hydrogen Energy* **31**: 1980-1988.

ANNEXE 1 : Enquête Biogaz



Etude RECORD / Freins au développement de la filière biogaz et prospective de la R&D

Entretiens auprès des acteurs de la filière

Introduction :

Ce document constitue le support écrit des entretiens conduits auprès des différents acteurs de la filière BIOGAZ.

La structure générale des entretiens comprend 2 parties :

La première partie est une discussion libre autour de la problématique des besoins généraux autour de la filière biogaz. Les rubriques indiquées sont plutôt des « thèmes à aborder ».

La seconde partie des entretiens comprend un certain nombre de questions fermées, c'est-à-dire (typiquement) dont les choix de réponses sont limités à quelques items.

Les interlocuteurs acceptant d'être interrogés peuvent souhaiter que le contenu détaillé de leur réponse ne soit pas consigné dans le document final. Toutefois, il est important de préciser à chaque personne interrogée que les réponses seront utilisées pour constituer la synthèse des entretiens.

Questionnaire élaboré par :

Rémy BAYARD, Maître de Conférence (HDR), Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale, INSA de Lyon.

Pierre BUFFIERE, Professeur, Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale, INSA de Lyon.

Patrick GERMAIN, Professeur, Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale, INSA de Lyon.

Références de l'entretien :

Fiche N°	
Interviewer	
Date	
Personne interviewée	
Société / organisation	
Type de contact (téléphonique / direct)	
Confidentialité (oui/non)	

Première partie :

1. Comment vous situeriez-vous dans la filière biogaz / Centre d'intérêt :

2. Quels sont, selon vous, les principaux obstacles au développement de la filière ?

(pas seulement techniques ou scientifiques).

3. D'un point de vue technique, quels sont les problèmes dont vous avez le plus souvent entendu parler ?

4. Toujours par rapport à l'aspect technique, quels sont les problèmes qui vous semblent les plus urgents à résoudre ?

- 5. Selon vous, ces problèmes pourraient-ils faire l'objet d'actions de R&D?**
- 6. Si vous deviez envisager des actions de R&D dans le cadre d'un programme financé, quels sont les partenaires que vous rechercheriez ?**
- 7. Selon vous, les compétences en termes de R&D dans le domaine du biogaz vous paraissent-elle adaptées aux problématiques réelles ? Dans le cas d'une réponse négative, pouvez-vous indiquer quels sont les sujets sur lesquels elles ne sont pas appropriées ?**
- 8. Citez 3 laboratoires de recherche en France, et 3 laboratoires hors de France dans le domaine (précisez leur champ d'expertise si vous le connaissez).**

Seconde partie :

1. Connaissance et caractérisation des déchets et produits organiques :

- Composition

	OUI	NON	NSPP
Avez-vous recours, directement ou indirectement, à des analyses de routine de composition des déchets ou effluents ?			
Si oui, lesquelles ?			
Faut-il développer de nouveaux types d'analyse ?			
Si oui, lesquelles ?			
La recherche dans ce domaine vous paraît-elle suffisante ?			
Estimez-vous qu'il y a un besoin de standardisation des protocoles d'analyses ?			
Si oui, dans quel domaine précisément ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Biodégradabilité et potentiel méthanogène

	OUI	NON	NSPP
Utilisez-vous des tests de potentiel méthanogène (BMP) ?			
Faut-il davantage de protocoles standardisés dans ce domaine ?			
Mesurez-vous la biodégradabilité des déchets ?			
Seriez-vous intéressé par le développement de protocoles dans ce domaine ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Pré-traitements

	OUI	NON	NSPP
Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans le domaine des prétraitements ?			
Prétraitements mécaniques (broyage, criblage) ?			
Prétraitements biologiques et/ou enzymatiques ?			
Prétraitements thermiques ?			
Prétraitements chimiques ?			
Prétraitements mixtes / couplés ?			
Autre (préciser) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

2. Méthanisation en réacteur (interlocuteurs concernés seulement)

- Méthanisation des rejets liquides et des boues

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Connaissance des processus biologiques			
Biofilms et granules (formation, fonctionnement)			
Hydrodynamique, mélanges, transferts, rhéologie			
Développement de nouvelles technologies de réacteurs			
Modélisation / aide au dimensionnement			
Capteurs, mesures, instrumentation			
Contrôle, commande, diagnostic, aide à la décision			
Autre (préciser)			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans ces domaines, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Méthanisation des déchets solides

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Connaissance des processus biologiques			
Hydrodynamique, mélanges, transferts, rhéologie			
Développement de nouvelles technologies de réacteurs			
Modélisation / aide au dimensionnement			
Capteurs, mesures, instrumentation			
Contrôle, commande, diagnostic, aide à la décision			
Autre (préciser) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans ces domaines, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Co-digestion

	OUI	NON	NSPP
Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans le domaine de la co-digestion ?			
Caractérisation des co-substrats ?			
Méthode de mélange des co-substrats ?			
Rhéologie ?			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

3. Gestion des centres de stockage

- Nature du gisement avant stockage

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Caractérisation chimique des déchets (analyse élémentaire, caractérisation par catégories MODECOM TM ,...)			
Analyse biochimique de la matière organique contenue dans les déchets (teneur en cellulose, hémicellulose, protéines, lipides,...)			
Réactivité biologique des déchets (potentiel biogaz, activité respiratoire,...)			
Caractérisation physique des déchets (granulométrie, comportement mécanique,...)			
Caractérisation du transfert hydrique en milieu insaturé			
Caractérisation du transfert gazeux en milieu insaturé			
Autre (préciser) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans ces domaines, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Préparation des déchets en vue de l'optimisation de l'activité biologique

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Prétraitement mécanique de la charge : broyage			
Prétraitement mécanique de la charge : séparation des fractions recyclables			
Prétraitement biologique de la charge (préaération)			
Préhumidification de la charge avant stockage			
Co-enfouissement de déchets (ex : déchets ménagers + boues, ...)			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Modalités de la recirculation des lixiviats

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Conditions d'injection des lixiviats (drains horizontaux, verticaux, mixtes, couches drainantes, ...)			
Volume, débit, et fréquence d'injection			
Périodicité de la recirculation, tenant compte de l'activité de l'alvéole			
Prétraitement des lixiviats avant réinjection			
Origine et nature des lixiviats injectés			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Connaissance /gestion de l'humidité du massif et suivi de l'activité *in situ*

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Mesure de l'humidité globale (bilan hydrique, ...)			
Mesure de l'humidité locale			
Mesure de tassements			
Mesure des transferts hydriques et gazeux			
Mesure des émissions de biogaz			
Contrôle des émissions furtives de biogaz			
Contrôle des émissions furtives de lixiviats			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Modélisation

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Modélisation de l'activité biologique			
Modélisation du tassement			
Modélisation du transfert hydrique			
Modélisation du transfert gazeux			
Couplage activité biologique / tassement			
Couplage activité biologique / transfert hydrique et gazeux			
Couplage tassement / transfert hydrique et gazeux			
Couplage activité biologique / tassement / transfert hydrique et gazeux			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Suivi de l'activité biologique et évaluation de la stabilité en fin d'activité

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Recherche d'indicateurs de stabilité sur les lixiviats			
Recherche d'indicateurs de stabilité sur le biogaz			
Recherche d'indicateurs de stabilité sur les déchets solides			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

4. Valorisation du biogaz

- Prévision qualitative et quantitative

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Nature du gisement et potentiel énergétique du biogaz			
Nature du gisement et impuretés dans le biogaz			
Mode de traitement du déchet et qualité du biogaz			
Influence des couplages gisement/mode de traitement			
Conditions atmosphériques et biogaz (en ISDND)			
Modélisation de la production à court terme (jours, semaines)			
Modélisation de la production à long terme (années)			
Impacts des impuretés (et des couplages) sur la valorisation énergétique			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Développements analytiques pour les mesures d'impureté

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Fiabilité des analyseurs de terrain			
Facilité d'utilisation des analyseurs de terrain			
Développement de capteurs fixes sur réseau			
Analyse des majeurs (méthane, azote,...)			
Analyse des composés soufrés (H ₂ S, mercaptans,...)			
Analyse des composés volatils du silicium (siloxanes, silanols,...)			
Analyse du taux d'humidité du biogaz			
Analyse détaillée des composés traces par famille chimique			
Développement d'indicateurs globaux de pureté d'un biogaz			
Méthodologie de caractérisation des dépôts solides (moteurs, turbines, chaudières..) associés aux impuretés dans le biogaz			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Développement de nouvelles voies d'épuration

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Traitements « in situ » dans les alvéoles de stockage.			
Traitements H ₂ S et sulfures			
Traitements des composés volatils du Silicium (siloxanes,...)			
REX ⁽¹⁾ et expertise comparative des traitements Gaz/liquide , gaz/solide, cryogénique,...			
Traitements d'enrichissement du potentiel énergétique			
Adaptation des traitements selon l'origine du biogaz			
Adaptation des traitements selon le mode de valorisation			
Impacts environnementaux des traitements épuratoires (effluents, coûts énergétiques...)			
ACV comparatives des traitements épuratoires existants			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

(1) Retours d'expérience

- Le développement des techniques de valorisation

Estimez-vous qu'il y ait un grand besoin en R&D dans les domaines suivants :

	OUI	NON	NSPP
Expertise des REX ⁽¹⁾ sur la valorisation « moteur »			
Expertise des REX sur la valorisation « microturbine à gaz »			
Expertise des REX sur la valorisation « carburant »			
Développement de la technologie des « piles à combustible-SOFC »			
Bilan : « rendements et cogénération » sur des installations existantes.			
ACV comparatives des modes de valorisation énergétique			
Aide à la décision sur le choix du mode de valorisation			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

(1). Retour d'expérience.

5. Co-produits et sous-produits

- Lixiviats /Jus de process

	OUI	NON	NSPP
Estimez-vous qu'il y ait un besoin en R&D dans le domaine de la gestion des lixiviats ?			
Caractérisation ?			
Traitements ?			
Autre (précisez) ?			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			

- Sous produits solides (digestats)

	OUI	NON	NSPP
Estimez-vous qu'il y ait un besoin en R&D dans le domaine de la gestion des digestats ?			
Caractérisation ?			
Post traitement (compostage) ?			
Post traitement (stockage) ?			
Post traitement (thermique) ?			
Problématique sanitaire (inocuité) ?			
Autre (préciser)			
Si vous deviez démarrer un programme de recherche dans le domaine, sauriez vous quel(s) partenaire(s) contacter ?			
Si oui, le(s)quel(s) ?			