

République Algérienne Démocratique et Populaire
الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي



MB07109

Université de JIJEL
Faculté des Sciences exactes et sciences de la nature et de la vie

Département de Biologie Moléculaire et Cellulaire

Mémoire de Fin d'Etudes en vue de l'Obtention du Diplôme
Des Etudes Supérieures En Biologie

Option : Microbiologie

01
02

Thème

*Le rôle des microorganismes dans la production du
biogaz*

Membres du jury :

- ❖ Examineur : Dr. BOUDJERDA
- ❖ Encadreur : Dr. OULED HADDAR H.

Présenté par :

- Faour Imene
- Labiad Leila
- Younsi Khalida



Remerciement

*Avant tout nous remercierons Allah qui nous a donné la santé et la volonté
durant ces 4 Année afin d'établir ce présente mémoire.*

*Nous tenons à exprimer notre vif remerciement pour tous ceux qui ont contribué
à ce travail de près ou de loin et particulièrement : notre encadreur*

*Dr. OULED HADDAR.H, pour toute son aide, conseils et compréhension tout
au long de ce travail.*

Merci.

*Nous remercions également monsieur BOUDJARDA qui nous a fait l'honneur
de jurer et examiner ce modeste travail.*

*Un immense merci à nos familles, nos chers amis et collègues surtout KHALID
pour leur affection, leur amitié et leur fidélité.*

TMENE - KHALIDA - LEILA

Liste des figures

Figure N^o	page
-----------------------------	-------------

Fig. 1 : Cycle biogéochimique du soufre.....	4
Fig. 2 : Cycle biogéochimique de l'azote.....	6
Fig. 3 : Cycle biogéochimique du carbone	8
Fig. 4 : Les voies métaboliques principales de la digestion anaérobie.....	12
Fig. 5: Digesteur horizontal.....	14
Fig. 6: Digesteur vertical.....	14

Liste des tableaux

Tableau N^o	page
Tab. 1 : Production de méthane (Mégatonne par an) au niveau du sol.....	7
Tab. 2: Production du méthane à partir de différents substrats.....	22
Tab. 3: Composition moyenne de biogaz de décharge.....	23
Tab. 4: Composés à éliminer par traitements selon le mode de valorisation du biogaz.....	24
Tab. 5: Différentes techniques disponibles pour la purification du biogaz.....	26

Liste des abréviations

T⁰	: Température.
TRH	: Temps de rétention hydraulique.
%	: Pourcentage.
DBO₅	: La demande biologique en oxygène après 5 jours
g/an	: gramme par an.
g/l	: gramme par litre.
°C	: Degré Celsius.
ml (CH₄)/ g-V.S.	: millilitre du méthane par gramme de solide volatil.
g N/l	: gramme d'azote par litre.
mg/l	: milligramme par litre.
ppm	: Partie par million.
l/Kg d.m.	: Litre par kilogramme de la matière sèche.
V.S.	: Solide volatil.
l/Kg.M.S.	: litre par kilogramme de la matière sèche.
m³/ Kg.V.S.	: mètre cube par kilogramme de solide volatile.

Sommaire

Introduction.....	1
--------------------------	----------

CHAPITRE 1 : Généralités sur la biosynthèse des gaz biologiques

I. Les cycles biogéochimiques.....	3
I-1. Le cycle du soufre.....	3
I-1-a. L'oxydation.....	3
I-1-b. La réduction.....	3
I-1-c. L'assimilation.....	3
I-1-d. La dissimilation.....	4
I-2. Le cycle de l'azote.....	5
I-2-a. La fixation d'azote.....	5
I-2-b. L'ammonification.....	5
I-2-c. La nitrification.....	5
I-2-d. La dénitrification.....	6
I-3. Le cycle du carbone.....	7
I-3-a. La fixation du carbone.....	7
I-3-b. La décomposition de la matière organique.....	8

CHAPITRE 2 : La production du biogaz

I. La digestion anaérobie.....	9
I-1. Définition.....	9
I-2. La microbiologie de la méthanisation.....	10
I-2-a. L'hydrolyse.....	10
I-2-b. L'acidogénèse.....	11
I-2-c. L'acétogénèse.....	11
I-2-d. La méthanogénèse.....	11
II. Les procédés de production du biogaz.....	12
II-1. Le principe.....	12
II-2. Le mode de conduite du digesteur.....	13
II-2-1. Le digesteur en " batch ".....	13

II-2-2. Le digesteur continu.....	13
II-2-3. Le digesteur semi-continu (Fed-batch).....	13
II-3. L'effet des conditions sur la digestion anaérobie.....	15
II-3-1. Les conditions physicochimiques.....	15
II-3-1-a. Le pH.....	15
II-3-1-b. La température.....	16
II-3-1-c. Le temps de rétention hydraulique.....	17
II-3-1-d. La charge organique.....	17
II-3-1-e. Le rapport carbone azote (C/N).....	18
II-3-1-f. L'humidité.....	18
II-3-1-g. L'agitation.....	18
II-3-2. Les inhibiteurs et les stimulateurs.....	18
II-3-2-a. Les inhibiteurs.....	18
II-3-2-b. Les stimulateurs.....	20
II-4. La production du méthane à partir de différents substrats.....	20
II-4-1. Les boues résiduaires des stations d'épuration.....	20
II-4-2. Les déchets solides de fruits et légumes.....	21
II-4-3. Les déchets ménagers.....	21
II-4-4. Les déchets organiques industriels.....	21
II-4-5. La biomasse marine.....	21

CHAPITRE 3 : Utilisation du biogaz

I. Les caractéristiques du biogaz.....	23
II. Les modes de valorisation du biogaz.....	24
II-1. La valorisation thermique.....	24
II-2. La valorisation électrique.....	25
II-3. La Co-et trigénération.....	25
II-4. L'injection du biogaz dans le réseau.....	25
III. La purification du biogaz.....	25
III-1. L'élimination du CO ₂ et d'H ₂ S.....	27
III-2. L'élimination d'H ₂ O.....	27
III-3. L'élimination de composés organohalogénés et de métaux lourds.....	27
Conclusion.....	28
Les références bibliographiques.....	39

Introduction

Introduction

Progrès, développement et consommation sont parmi les termes qui caractérisent le mieux notre vie actuelle. En revanche, l'amélioration de notre mode de vie entreprise à travers l'industrialisation de notre société a engendré des polluants qui fragilisent notre environnement vital. Cette situation alarmante a heureusement suscité une prise de conscience universelle pour la protection et la sauvegarde de notre environnement (**Igoud, 2001**). Parmi l'ensemble des diverses solutions présentées, la méthanisation devrait être l'orientation la plus appropriée parce qu'elle est considérée comme une solution environnementale (dégradation de la pollution) et économique (production de biogaz) (**Kherbouhe et Benyoucef, 2007**).

La méthanisation ou la fermentation anaérobie de la biomasse (produits organiques d'origine animale ou végétale), avec production finale de méthane et de dioxyde de carbone, est connue et utilisée depuis longtemps (**Pompidon, 1999**).

En 1630, Jan Baptist Van Helmont découvre que la fermentation de la matière organique produit un gaz inflammable, ensuite en 1776 Alessandro Volta reconnaît que le " gaz des marais " était composé de méthane.

Vers la fin du 19^e siècle, Mitscherlich suggéra le rôle des microorganismes dans la production de méthane, et en 1930, les travaux en microbiologie conduisent Arthur M. Buswelle à découvrir les bactéries anaérobies (**Hess, 2008**) impliquées dans le processus de la dégradation des matières organiques en produisant un mélange de gaz appelé biogaz qui est utilisé directement pour la cuisson ou transformé en énergie mécanique ou en électricité. Les déchets provenant de cette transformation constituent un très bon engrais (**Bennouna et Kehal, 2001**).

Outre que la dégradation des polluants, la méthanisation permet d'obtenir les biogaz qui peuvent considérés comme une nouvelle source renouvelable d'énergie biologique remplaçante de l'énergie fossile.

Dans ce contexte, nous essayons dans notre mémoire de donner une vue générale sur la biosynthèse des gaz biologiques lors le déroulement des cycles biogéochimiques, puis on étudie les conditions expérimentales de la production industrielle du biogaz en citant les microorganismes impliqués dans le processus et enfin on étudie les méthodes de l'épuration du biogaz et les domaines de l'utilisation.

Chapitre 1 :
Généralités sur la biosynthèse
des gaz biologiques



Introduction :

Les microorganismes, vue à leur diversité métabolique, vivent dans des niches écologiques très variées (Tortora et al., 2003).

Dans les milieux anoxiques, la décomposition de la matière organique doit se produire de façon anaérobie en donnant des produits de fermentation dont des biogaz (CO_2 , CH_4 , N_2 , H_2 , ...) (Madigan et Martinko, 2007).

Le biogaz est le gaz formé par la décomposition anaérobie bactérienne des matières organiques (déchets ménagers, l'herbe, les boues d'épuration,...). Il est constitué essentiellement du CH_4 et du CO_2 en proportions variables (Bliefert et Perrand, 2004).

Ce biogaz est une source d'énergie renouvelable, il peut être convertie en énergie utilisable (chaleur, électricité, essence) (Dupont et Accorsi, 2006).

Le tableau (1) présente les différents composés du biogaz produit lors d'une digestion microbienne des déjections animales.

La décomposition de la matière organique en carbone, soufre, hydrogène et en azote par des agents biologiques et chimiques contribue au déroulement des cycles biogéochimiques (Madigan et Martinko, 2007).

I. Les cycles biogéochimiques :

I-1. Le cycle du soufre :

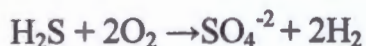
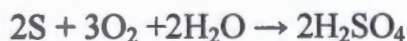
Le soufre d'hydrogène (H₂S) : est un gaz naturel, toxique, à un effet nocif pour les êtres humains et les animaux. Son émission peut endommager l'environnement, dans des faibles concentrations ce gaz a une odeur désagréable et à des concentrations plus élevées, il peut représenter un danger pour la vie.

Le soufre n'entre que pour une part restreinte dans la composition des êtres vivants et ne dépasse guère 1 ou 2%, la plus grande partie est dans la cystéine et la méthionine des protéines. Il est introduit dans les molécules biologiques sous la forme la plus réduite qui équivaut à l'ion sulfure, et la forme oxydée (sulfate) se trouve dans les plus grands réservoirs de la biosphère (Pelmont, 1993).

Le cycle biogéochimique du soufre comporte 4 étapes : l'oxydation, la réduction, l'assimilation et la dissimilation.

I-1-a. L'oxydation:

L'H₂S est convertie en soufre élémentaire (S⁰) ou en sulfate (SO₄⁻²) par l'intermédiaire des microorganismes aérobies comme *Beggiatoa*, *Thiobacillus* et *Thiothrix* selon les réactions:



Ou par des microorganismes anaérobies comme les bactéries photosynthétiques tels que: *Chromatium* et *Chlorobium* (Tortora et al., 2003).

I-1-b. la réduction :

Les sulfates produits lors de l'oxydation sont réduits par les *Desulfovibrio* en H₂S selon la réaction:



I-1-c. L'assimilation:

C'est la production des acides aminés et la synthèse des protéines en réduisant les ions sulfates par les plantes et les microorganismes (Tortora et al., 2003).

I-1-d. la dissimilation:

La dégradation et la dissimilation des acides aminés libèrent l' H_2S (Tortora et al., 2003).

La figure (1) résume les différentes étapes de cycle biogéochimique du soufre.

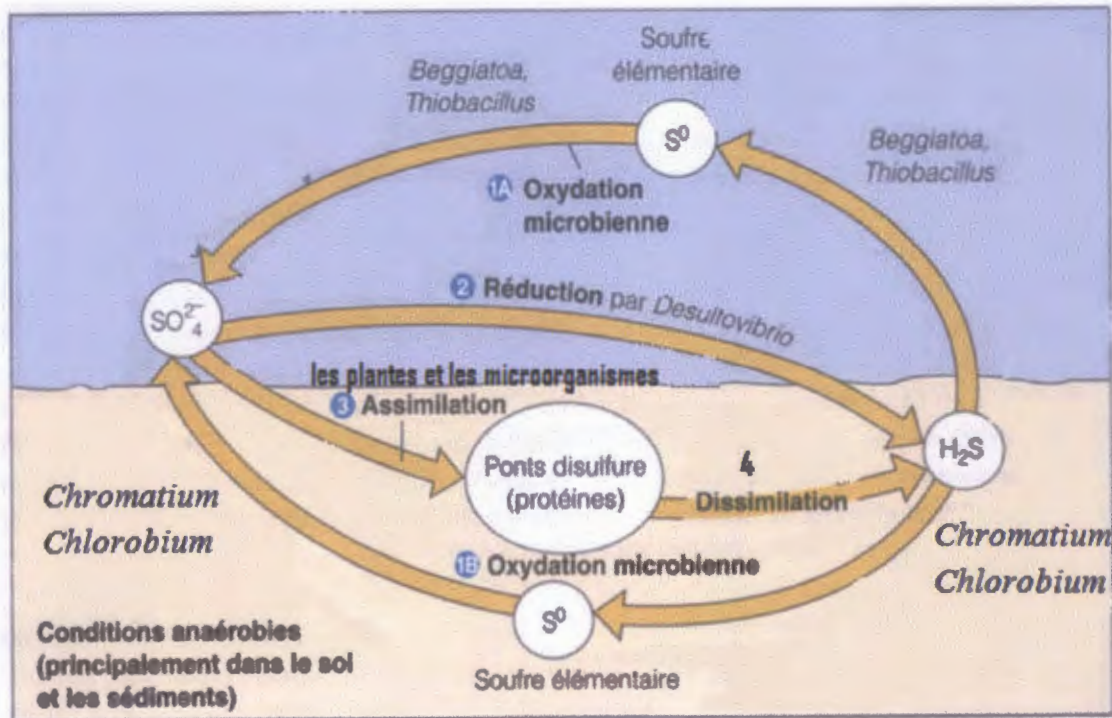


Figure 1 : Cycle du soufre (Tortora et al., 2003).

I-2. Le cycle de l'azote :

L'azote fait partie des éléments majeurs nécessaires à la croissance des végétaux. Les engrais azotés sont nombreux, ils se présentent sous forme minérale (engrais ammoniacaux, nitriques,...) ou organique (déchets animaux). Ces derniers doivent être minéralisés au niveau du sol pour être assimilés par les végétaux.

L'azote peut être présent dans les eaux superficielles ou souterraines à des doses variables ; sa présence peut résulter de processus naturels, mais l'activité humaine, les pratiques agricoles et l'élevage animal en sont le plus souvent l'origine. On le trouve dans les eaux résiduaires sous forme organique (protéine,...) ou sous forme minérale (nitrate, nitrites, ammoniacque...) (Grosclaude, 1999).

Le cycle de l'azote comporte les étapes suivantes :

I-2-a. La fixation d'azote :

L'azote gazeux (N_2) fixé par les bactéries symbiotiques (*Rhizobium* et *Bradyrhizobium*) et/ou par les bactéries non symbiotiques (libres) (*Azotobacter*, *Beijerinckia*, *Azospirillum* et *Clostridium*) est transformé en ammoniacque (Tortora et al., 2003; Prescott et al., 2003).

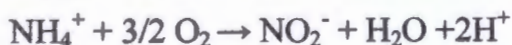
I-2-b. l'ammonification:

Est la libération de l'ammoniacque (NH_3) par les mycètes et les bactéries aérobies et anaérobies qui décomposent les protéines des cellules mortes (Perry et al., 2004; Tortora et al., 2003).

I-2-c. La nitrification:

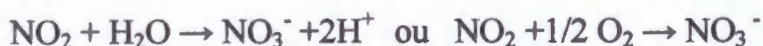
L'ammoniacque produit par l'ammonification est oxydé par les bactéries nitrifiantes en deux étapes : (Perry et al., 2004; Tortora et al., 2003).

- Dont la première est l'oxydation de l'ammoniacque en nitrite selon la réaction:



par *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* et *Nitrosococcus*

- La seconde est l'oxydation du nitrite en nitrate selon la réaction:

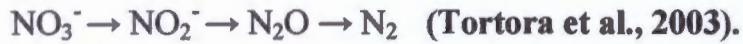


par *Nitrobacter* et les Chimolithotrophes (Prescott et al., 2003).

Le nitrate produit est utilisé par les plantes comme source d'azote pour la synthèse de protéines (Tortora et al., 2003).

I-2-d. La dénitrification:

Est la libération de l'azote atmosphérique à partir des oxydes d'azote :



Elle est réalisée par les espèces de *Pseudomonas*, *Thiobacillus denitrificans* et *Paracoccus denitrificans* (Perry et al., 2004).

Ces étapes sont présentées dans la figure (2).

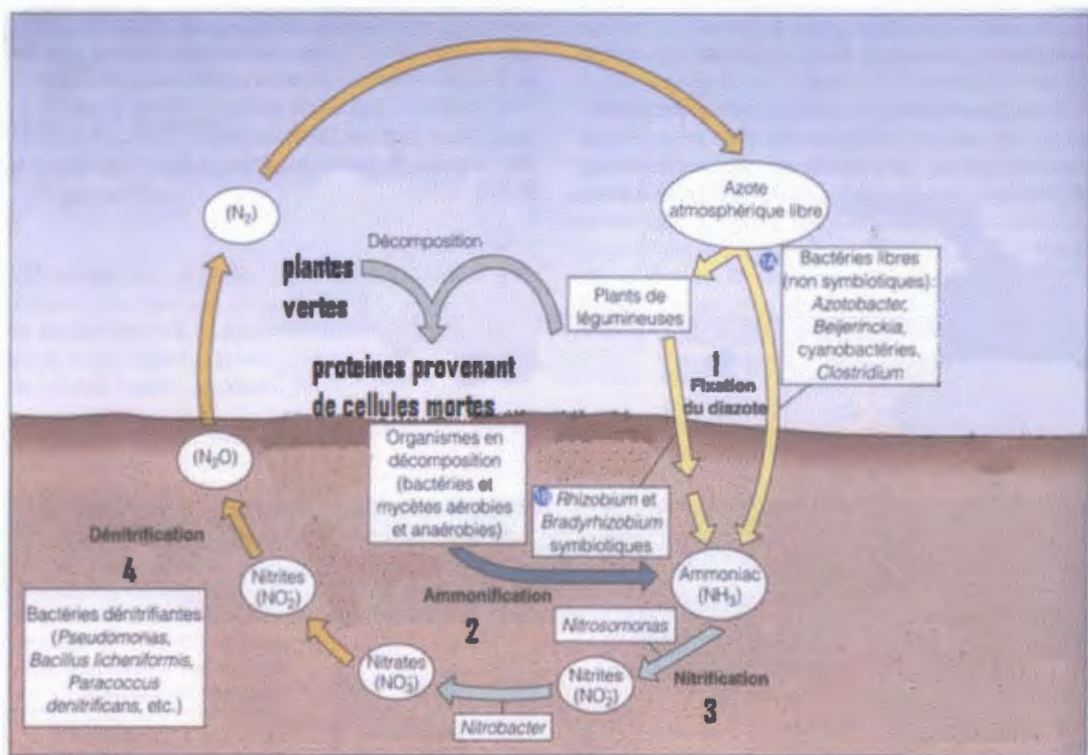


Figure 2 : Le cycle de l'azote (Tortora et al. 2003).

I-3. Le cycle du carbone :

Le CO_2 : est un gaz incolore, incombustible, inodore, soluble dans l'eau avec les bases fortes, il constitue le composé nutritif le plus important pour les plantes.

Le CO_2 est plus stable énergétiquement ; c'est pourquoi il occupe une position clé dans le cycle du carbone (Bliefert, 2004 ; Site web 1).

Le CH_4 : est un gaz naturel formé au niveau du sol, dans le tube digestif des herbivores et des termites, par l'action des bactéries anaérobies (*Methanobacterium*, *Methanococcus* et *Methanosarcina*), et par la fermentation de la matière organique et la biomasse végétale.

Le méthane produit par l'homme provient pour l'essentiel de l'activité industrielle et minière (Brasseur, 1982 ; Ramade, 2000).

Les différentes sources de production de méthane sont représentées dans le tableau (3)

Tableau 3 : Production de méthane (Mégatonne par an) au niveau du sol (Brasseur, 1982) :

Zones naturelles humides (marécages, marais, étangs...).	200-300
Champs de riz.	140-280
Toundra humide et bordures des lacs et des mers.	3-50
Sources d'origine humaine liées à l'activité industrielle et minière.	16-50
Méthane d'origine fossile.	0-160

I-3-a. La fixation du carbone :

Lors de la photosynthèse; les plantes, les algues vertes, les cyanobactéries et les bactéries photosynthétiques (*Chromatium*, *Chlorobium*) fixent le carbone atmosphérique (CO_2) et le convertissent en matière organique (Perry et al., 2004; Prescott et al., 2003).

I-3-b. La décomposition de la matière organique :

La dégradation complète de la matière organique par certains types des microorganismes, dans des conditions aérobiques ou anaérobiques donne des composés plus simples. (Prescott et al., 2003).

Dans les conditions aérobiques, elle conduit à la formation du CO_2 par la respiration.

Dans les conditions anaérobiques, les matières organiques sont dégradées par la fermentation en acides organiques et gaz (CO_2 , H_2). Ces derniers sont convertis en méthane, qui est à leur tour oxydé par les bactéries et certaines levures en CO_2 (Perry et al., 2004).

Le cycle biogéochimique du carbone est résumé dans la figure (3).

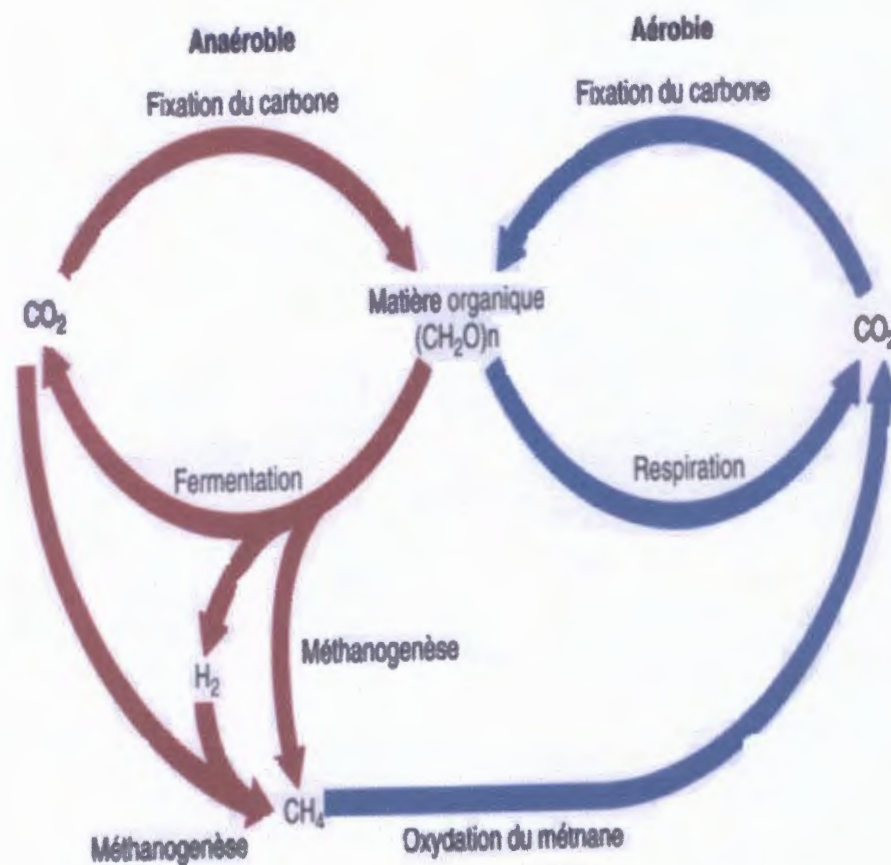


Figure 3 : Le cycle du carbone (Prescott et al. 2003).

Chapitre 2 :
La production du
biogaz

La biomasse se présente sous forme de produits solides ou liquides pouvant remplacer les combustibles fossiles (gaz naturel, charbon, pétrole,...). Elle est constituée par les glucides, des protides et des lipides qui peuvent être retrouvés dans la matière organique disponible dans un écosystème.

Cependant, la fermentation en anaérobiose des déchets ménagers, de purins de vache, d'effluents liquides et des eaux usées, dégage un gaz très proche du gaz naturel, qu'est le biogaz (contient un taux élevé de méthane).

Il s'agit de deux filières principales de valorisation énergétique de la biomasse :

- La voie sèche (non biologique) thermochimique (pyrolyse, gazéification).
- La voie humide biochimique (méthanisation) (**Bennouna et Kehal, 2001**).

I. La digestion anaérobie (la méthanisation) :

I -1. Définition :

La méthanisation ou la digestion anaérobie est un traitement biologique de la transformation de la matière organique en composés gazeux énergétiques appelés : biogaz (**Narihiro et Sekiguchi, 2007**). Cette transformation s'effectue en anaérobiose par des bactéries méthanogènes (**Kalloum et al., 2007**).

La méthanisation présente les avantages suivants :

- Le recyclage des déchets organiques naturels par la digestion anaérobie produit le méthane et contribue à la réduction de la pollution (**Hawkes et al., 1978**).
- La réduction des émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (**Sylvestre, 2003**).
- Produire des gaz énergétiquement intéressants et moins consommateur d'énergie fossile (**Site web 1**).
- Générer beaucoup moins de biomasses ou de boues (**Scragg, 2005**).
- Les installations de la méthanisation demandent peu d'espace et peuvent être implantées en milieu urbain ce qui facilite la distribution publique de la chaleur et l'injection de gaz épuré (**Prevot, 2000**).
- La réduction des microorganismes pathogènes et des odeurs émis à la fin de processus (**Salminen et Rintala, 2002**) : mycètes, actinomycètes, organismes cellulotiques et les coliformes (**Rahman et al, 1986**).

Cependant le processus de digestion anaérobie présente aussi des inconvénients plus ou moins importants :

-La méthanisation exige des déchets de DBO₅ très élevé, ce qui indique que ce processus est adéquat pour quelques déchets agricoles et industriels (**Scragg, 2005**).

-Ce processus exige une bonne agitation, une température de 37⁰C, un substrat de DBO₅ très élevée (1,2– 2) g/l et un temps de rotation plus long (30 -60 jours) (**Scragg, 2005**).

-Les populations bactériennes mises en jeu sont sensibles aux surcharges organiques et aux composés toxiques (**Hess, 2008**).

-Une faible vitesse de croissance bactérienne, la cinétique d'épuration est lente et les périodes de démarrage des réacteurs sont relativement longues (**Cresson, 2006**).

-Le traitement par la digestion anaérobie est souvent insuffisant pour rejeter directement les effluents dans le milieu naturel : un post-traitement aérobie de finition est nécessaire pour l'élimination du carbone, de l'azote et du phosphore (**Cresson, 2006**).

I – 2. La microbiologie de la méthanisation :

La digestion anaérobie est un processus complexe qui implique une large gamme de microorganismes. Elle peut être divisée en 4 étapes principales (**Salminen et Rintala, 1986**). Chaque étape mène à la formation de composés intermédiaires, servants à leurs tours de substrat lors de la phase suivante.

I -2-a. L'hydrolyse :

Des macromolécules (hydrocarbures, protéines, lipides, ...) sont hydrolysées en monomères simples (alcools, cétones, acide aminés, acide gras, glycérols,...) par des bactéries hydrolytiques (*Bacillus*, *Bacteroides*, *Clostridium* et *Eubacterium*) (**Hess, 2008 ; Scragg, 2005 ; Sylvestre, 2003**).

I -2-b. L'acidogénèse :

Le métabolisme des molécules organiques obtenues après l'hydrolyse par les bactéries (*Acetobacter*, *Clostridium*, *Peptococcus*, *Propionibacterium*, *Streptococcus*, ...) conduit à la formation de deux groupes de substrats :

- L'acétate, le CO₂ et l'H₂.
- Les acides organiques (propionate, butyrate, ...) et d'autres constituants à plus de deux atomes de carbone (alcools, cétones, ...) (Pompidon, 1999 ; Hess, 2008 ; Scragg, 2005).

I -4-c. L'acétogénèse :

Les constituants à plus de deux atomes de carbone sont dégradés par les bactéries (*Syntrophomonas*, *Syntrophobacter*, *Desulfovibrio* et *Acetobacterium*) en CO₂, H₂ et en acétate (Pompidon, 1999 ; Prescott et al., 2003 ; Scragg, 2005).

I -4-d. La méthanogénèse :

Sous l'action des microorganismes, le méthane peut se former selon deux possibilités :

- À partir du CO₂ et l'H₂ selon l'équation :

$$\text{CO}_2 + 4 \text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}, \quad \text{par } (\textit{Methanobacillus}, \textit{Methanococcus}, \textit{Methanomicrobium} \text{ et } \textit{Methanospirillum})$$

- À partir de la décarboxylation de l'acétate selon l'équation :

$$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4, \quad \text{par } (\textit{Methansarcina}, \textit{Methanotherix}, \dots)$$

(Pompidon, 1999; Prescott et al., 2003 ; Scragg, 2005).

-Environ 70 % du méthane est produit à partir de l'acétate et 30 % à partir du CO₂ et d'H₂ (Hernandez, 2005).

La figure (4) montre les voies métaboliques principales de la digestion anaérobie

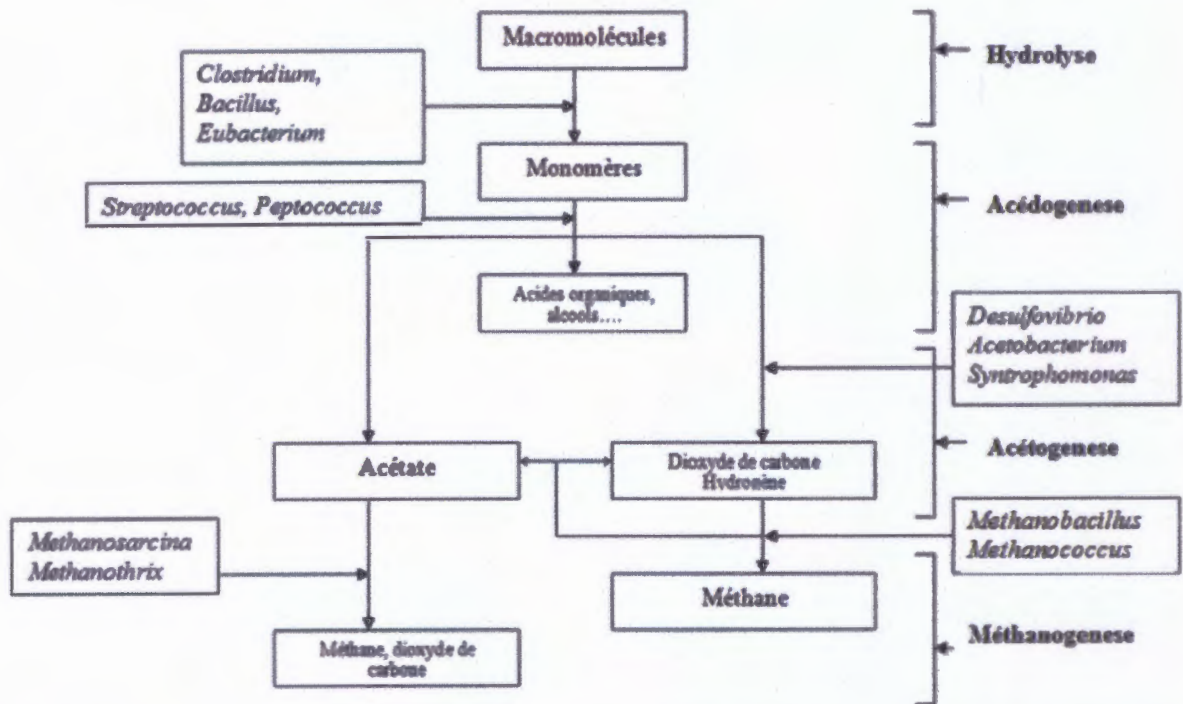


Figure (4) : Les voies métaboliques principales de la digestion anaérobie (Sylvestre, 2003).

II. Les procédés de production du biogaz :

II -1. Le principe :

La transformation des matières organiques en absence d'oxygène produit le biogaz et un résidu appelé : le digestat, dont la teneur en eaux dépend de celle du produit entrant. Quand elle est menée dans un digesteur, le biogaz a une teneur en méthane de 50 à 70 %, ce qui en fait un bon gaz combustible. Le digestat peut devenir un bon amendement organique ; ses qualités dépendent des produits entrants dans le digesteur et de la conduite de l'opération (Prevot, 2000).

Plus de 140 espèces bactériennes sont impliquées dans ce procédé. La grande part de la flore microbienne est anaérobie, mais d'autres organismes comme les protozoaires, les champignons ou les levures peuvent intervenir (Hess, 2008).

II -2. Le mode de conduite du digesteur :

Un digesteur est un récipient cylindrique horizontal (fig. 5) ou vertical (fig. 6), fixe ou rotatif où le produit est brassé et séjourne un temps suffisant.

La matière organique introduite est dégradée par les bactéries (**Prevot, 2000**).

La productivité d'un digesteur est étroitement liée à leur mode de conduite :

II -2-1. Le digesteur en " batch " :

Ce mode est très simple puisque le digesteur est rempli avec la matière organique à traiter qui est laissée dans le réacteur jusqu'à l'épuisement du substrat à dégrader. Une fois la digestion effectuée, le digesteur est vidé et un nouveau cycle peut commencer (**Hess, 2008**).

II -2-2. Le digesteur continu :

Ce mode de conduite est idéal pour les installations de grandes tailles. La cuve est alimentée avec un débit constant et le digestat est évacué par une action mécanique.

La grande partie des bio réacteurs industriels sont continus (**Hess, 2008**).

II -2-3. Le digesteur semi-continu (Fed-batch) :

La cuve est remplie progressivement en fonction de l'avancement de la réaction pour éviter une surcharge organique et garantir des conditions de croissance optimale (**Hess, 2008**).



Figure 5: Digesteur horizontal (site web 3)



Figure 6: Digesteur vertical (site web 4)

II-3. L'effet des conditions sur la digestion anaérobie :

La méthanisation se déroule naturellement dans des milieux anaérobies ; les marécages, les panses de bovins, les décharges d'ordures et les lagunes d'eaux usées. Elle peut aussi se dérouler dans les digesteurs (**Site web 1**).

Afin d'assurer une bonne décomposition de la matière organique dans le digesteur, plusieurs conditions et paramètres de fonctionnement doivent être appliquées et contrôlées, ce qui permet d'optimiser l'activité bactérienne et donc augmenter la production du biogaz et régir le bon déroulement de la digestion anaérobie (**Sylvestre, 2003**).

II -3-1. Les conditions physico-chimiques :

II -3-1-a. Le pH :

Les organismes peuvent être séparés en fonction de leur pH optimal de croissance en :

- Acidophiles : $1 < \text{pH} < 5,5$.
- Neutrophiles : $5,5 < \text{pH} < 8$.
- Alcalophiles : $8,5 < \text{pH} < 11,5$ (**Hess, 2008**).

Plusieurs études conseillent de maintenir le pH d'un digesteur dans la gamme neutre de la méthanisation ;

- **Tou et al., 2001** concluent que la gamme optimale du pH pour la digestion anaérobie des déjections animales, se situe entre 6,5 et 8,0.

Un écart du pH de cette gamme est, en général, le signe d'un mauvais fonctionnement du digesteur et d'une accumulation d'acides ou de composés alcalins et donc une inhibition de l'activité bactérienne (**Hess, 2008**).

- **Kalloum et al., 2007** ont étudié l'influence du pH sur la production du biogaz à partir des déchets ménagers. Ils ont montré que l'ajustement du pH au voisinage du 7 favorise le développement des bactéries méthanogènes qui sont responsables de la formation du méthane et la quantité de biogaz produite dans le cas du pH voisin de 7 est deux fois supérieure par rapport à la quantité produite dans le cas du pH voisin de 4.

Le pH doit se maintenir (naturellement ou par l'ajout de neutralisants) entre 6,5 et 7,5 dans le digesteur (**Site web 1**).

II -3-1-b. La température :

La digestion anaérobie peut avoir lieu sous trois principaux niveaux de température :

- Psychrophiles : 10 - 20 °C.
- Mésophile : entre 20 - 45 °C, couramment 35 °C.
- Thermophile : entre 50 – 65 °C, couramment 55 °C (Sylvestre, 2003).

La température optimale de la digestion dépend de la composition des déchets traités et du type de digesteur.

La majorité des digesteurs de boues urbaines fonctionne en mode mésophile (35 à 37 °C) (Laloe, 2003).

Tou et al., 2001 trouvent que la production du méthane s'effectue à partir de 15 °C et augmente rapidement à 20 °C, mais ils préfèrent le travail dans le domaine mésophile (35-40 °C).

Alors que Hansen et al., 1998 concluent que la production du méthane diminue avec l'augmentation de la température (des rendements de méthane de 188, 141, 67 et 22 ml (CH₄)/g-vs ont été obtenus à 37, 45, 55 et 65 °C respectivement), Ahn et Forster, 2002 après une série d'essais sur l'effet des variations de la température sur le déroulement de la digestion mésophile et thermophile, concluent que les changements de la température causent l'arrêt de la production du biogaz et que les microorganismes thermophiles sont plus flexibles pour l'augmentation de la température que les microorganismes mésophiles.

L'étude de Karakashev et al., 2005 a montré que les réacteurs mésophiles présentent une diversité bactérienne supérieure à celle des réacteurs thermophiles.

Contrairement aux études citées, Yu et al., 2002 observent que la dégradation des substrats et la production du biogaz s'effectuent beaucoup mieux dans un réacteur thermophile que mésophile.

De l'autre côté, Cooney et Wise, 2004 trouvent que la digestion anaérobie thermophile est plus efficace pour la destruction des virus et des bactéries pathogènes que la digestion anaérobie mésophile. Kearney et al., 2008 trouvent également que la digestion anaérobie mésophile contribue à la réduction d'un grand nombre de bactéries pathogènes (*Escherichia coli*, *Salmonella typhimurium*, *Yersinia enterocolitica*, *Listeria monocytogenes* et *Campylobacter jejuni*).

En se basant sur les résultats de **Choorit et Wisarnwan, (2007)** dans le réacteur à 37°C, la digestion anaérobie reste efficace même lors de l'augmentation de la température au delà de 37 °C.

Dans des températures psychrophiles, la digestion anaérobie de divers déchets (des animaux, agricoles,...) n'est pas couramment utilisée par rapport à la digestion anaérobie mésophile et thermophile (**Kashyap et al., 2003**).

II -3-1-e. Le temps de rétention hydraulique (TRH) :

C'est le temps nécessaire à la dégradation complète de la matière organique. Il varie selon la température de fonctionnement, la composition des déchets,... (**Sylvestre, 2003**).

L'augmentation du temps de rétention hydraulique (TRH) peut stimuler la destruction des virus et des bactéries pathogènes (**Salminen et Rintala, 2002**).

En 1992, **Prema et al.** ont fait des études sur les déchets de fruits et de légumes verts, et ils ont trouvé que la production du biogaz était de 74,5 % lors d'un TRH de 16 jours, et lorsqu'il est maintenu jusqu'à 24 jours, la production du biogaz a diminué de 59 jusqu'à 3%.

En 1996, **Sanchez et al.** ont conclu que, généralement la digestion anaérobie des boues des stations d'épurations nécessite un TRH de 20 jours.

II -3-1-d. La charge organique :

La quantité du biogaz produite pendant la digestion anaérobie dépend de la quantité de matières organiques introduites dans le digesteur (**Sylvestre, 2003**), c'est-à-dire, la production du biogaz augmente par l'augmentation de la charge organique (**Choorit et Wisarnwan, 2007**), mais une surcharge organique peut conduire parfois à un dysfonctionnement du digesteur (**Sylvestre, 2003**).

II -3-1-e. Le rapport carbone azote (C/N) :

Les bactéries méthanogènes exigent un milieu qui contient l'azote, carbone et phosphore avec la proportion 100 - 5 - 1 ou 100 - 4 - 1 et un rapport C/N entre 25 et 30 (Tou et al., 2001), mais lorsque ce rapport devient plus élevé, il entraîne une consommation rapide de l'azote et conduit à une faible production de biogaz.

D'un autre côté, un trop faible rapport C/N entraîne une accumulation d'ammoniaque et des valeurs de pH dépassant 8,5 sont toxiques pour les bactéries méthanogènes (Sylvestre, 2003).

II -3-1-f. L'humidité :

La digestion anaérobie nécessite une humidité suffisante des déchets (85- 90 % d'eaux avec 15 à 10 % de matière sèche) pour le bon déroulement de l'hydrolyse et pour éviter l'acidification (Tou et al., 2001).

II -3-1-g. L'agitation :

Dans les digesteurs, l'agitation est importante parce qu'elle empêche la formation de croûte en surface et la décantation de particules denses, et permet une bonne homogénéisation de la température et le contact entre les microorganismes et la matière organique, et de ce fait elle assure la bonne dégradation (Sylvestre, 2003).

Stroot et al., 2007, après une série d'essais, ont montré que le bon déroulement de la digestion anaérobie exige la diminution de niveau de l'agitation continue.

II -3-2. Les inhibiteurs et les stimulateurs :

II -3-2-a. Les inhibiteurs :

Des composés toxiques et inhibiteurs peuvent être responsables du mauvais déroulement de la méthanisation :

D'après les études de Borja et al., 1996, une concentration en ammoniaque de 5g N/l ou plus inhibe la digestion anaérobie thermophile de déchets des brebis.

En 1998, Hansen et al. ont étudié l'inhibition de la digestion anaérobie des déchets de porcs par l'ammoniaque et trouvent que le processus devient lent à cause de la forte concentration en ammoniaque libre (supérieure à 4 g N/l) qui se trouve dans le substrat

mais, après une série d'essais, ils ont montré que la concentration minimale de l'ammoniaque qui peut inhiber le processus était : 1,1g N/l.

Ils ont montré aussi que les fortes concentrations en ammoniaque ont un effet inhibiteur sur la digestion anaérobie thermophile par rapport à la digestion anaérobie mésophile.

En revanche, le processus de production de biogaz devient plus sensible à l'ammoniaque à pH élevé, qui lui-même tend à augmenter la concentration de l'ammoniaque libre.

Hansen et al. en 1999, ont montré qu'une petite concentration en H₂S (23mg S⁻²/l) peut augmenter l'effet inhibiteur de l'ammoniaque sur la digestion anaérobie.

-La production de biogaz à partir des déchets des brebis est diminuée avec l'addition de l'urée (**Sterling et al.**, 2001).

-Lors de la digestion anaérobie, l'accumulation des acides gras volatils dans le digesteur cause l'inhibition de la production de méthane (**Hansen et al.**, 1998). La concentration inhibitrice est à partir de 6 g/l (**Siegert et Banks**, 2005). Plus tard, en 2007, **Choorit et Wisarnwan**, ont trouvé que les changements brusques de la température causent l'accumulation des acides volatils et, par conséquent, l'arrêt de la production de méthane.

Eisman et al., 1997, ont étudié l'effet de la phosphine libre sur la digestion anaérobie et ils ont montré que la phosphine inhibe la formation des biogaz à partir des déchets de porcs.

En 1996, **Alkan et al.**, ont fait une série d'expériences sur la toxicité du chrome tri équivalent dans la digestion anaérobie et ils ont montré que :

- Une concentration de 1140 mg/l de chrome est toxique lorsqu'elle est injectée progressivement.
- Une concentration de 500 mg/l de chrome est toxique dans le cas d'une injection unique.
- Une concentration de 400 mg/l de chrome injectée à la fois provoque une inhibition temporaire du processus qui reste stable pendant une semaine.

II-3-b. Les stimulateurs :

Plusieurs études ont été réalisées pour évaluer l'effet des stimulateurs microbiens sur la production du biogaz à partir du mélange de fumier de bétails et aux déchets ménagers. Parmi ces stimulateurs microbiens, l'Aquasan et la Teresan qui sont des stéroïdes saponifiés extraits à partir des plantes. Ils sont très utilisés dans le traitement anaérobie des déchets par la stimulation du métabolisme microbien.

Il a été observé que l'addition de l'Aquasan (en 10,15 et 20 ppm) dans le premier jour aux fumiers de bétails provoque une augmentation de la production du biogaz (45,1 –62,1 l/Kg d.m.). Après 15 jours, lors de l'addition de 15 ppm et 20 ppm de l'Aquasan, la production du biogaz augmente de (15- 16) %.

D'un autre côté, l'addition de Teresan en 10 ppm au mélange de fumier de bétail et aux déchets ménagers à des concentrations différentes en solides totaux, produit 34,8% plus de gaz (272,4 l/Kg d.m.) que le mélange non inoculé à la concentration de solides totaux de 15 % (202,4 l /Kg d.m.) que le mélange non inoculé à 15 % de solides totaux (202,4 l /Kg d.m.) (Singh et al., 2001).

II-4. La production du méthane à partir de différents substrats :

La production du biogaz est possible à partir de pratiquement n'importe quel déchet organique (déchets ménagers, déjections animales,...) et des eaux résiduaires urbaines. Ces déchets constituent une nuisance environnementale à prendre en charge pour la sauvegarde durable de notre environnement.

La valorisation de cette matière organique serait une solution judicieuse pour atténuer leurs effets nocifs.

II-4-1. Les boues résiduaires des stations d'épuration : elles sont considérées comme un excellent substrat pour la production de biogaz puisqu'elles ont un contenu élevé en matière organique. Les paramètres importants pour une digestion très efficace sont la température, l'agitation et le temps de rétention. Le potentiel de production du biogaz des boues d'épuration est basé sur le biogaz total produit dans les stations d'épuration des eaux usées.

L'inconvénient de l'utilisation des boues d'épuration comme substrat est la difficulté d'obtenir un résidu de haute qualité, et par conséquent la difficulté d'être accepté en agriculture (**Martensson, 2007**).

II-4-2. Les déchets solides de fruits et légumes : qui sont caractérisés par des pourcentages très élevés en humidité (>80%) et en solides volatils (VS) (>95%) avec une biodégradabilité très haute.

Les chercheurs ont examiné la digestibilité de la mélasse de betteraves ; déchets d'industrie du sucre, et ils ont constaté qu'elle pourrait être utilisée de manière efficace pour la production de biogaz lorsqu'elle est traitée avec 1% NaOH (**Gunaseelan, 1997**).

II-4-3. Les déchets ménagers : Comprennent les déchets municipaux des restaurants, cuisines institutionnelles et épiceries.

Le traitement des déchets ménagers est difficile, il s'agit du type de substrat qui exige le prétraitement le plus coûteux, ils doivent être désinfectés, broyés et mélangés à la boue avant d'entrer dans le digesteur.

Le potentiel de production de biogaz dans les déchets organiques urbains est évalué à 1,25 Mwh/ tonnes du poids humide (**Martensson, 2007**).

II-4-4. Les déchets organiques industriels : Ils ont été exclus de la compilation potentielle, due aux difficultés de tracer ce type de déchets. En plus, l'utilisation des déchets industriels comme substrat dépend de l'endroit des industries ce qui les rend non disponibles dans toutes les régions.

Les déchets d'abattoirs et les déchets alimentaires ont été considérés comme un excellent substrat pour la production du biogaz. Un avantage supplémentaire est que le traitement est tout à fait simple (**Martensson, 2007**).

II-4-5. La biomasse marine : Le concept d'employer des plantes aquatiques pour le traitement de l'eau et comme source d'énergie gagne l'attention dans le monde entier. Hyacinth d'eau et Pistia sont considérés comme excellents substrats pour la production du biogaz (**Martensson, 2007**).

Le tableau (4) représente la production du méthane à partir de différents substrats.

Tableau 4 : La production du méthane à partir de différents substrats :

Substrat	T (°C)	TRH	CH ₄	référence
Déjections animales :				
Bouses de vaches	37	/	200 l/Kg.M.S	Tou et al., 2001
Crottin de chevaux	37	/	200 l/Kg.M.S	
Fientes de volailles	37	/	310 l/Kg.M.S	
Fumier de moutons	37	/	135 l/Kg.M.S	
Déchets des volailles	35	22-24	0,22m ³ /Kg.V.S	Salminen et Rintala, 2002
	35	12-29	0,14m ³ /Kg.V.S	
	50	4	0,29m ³ /Kg.V.S	
	35	18	0,33m ³ /Kg.V.S	
Déchets des fruits et légumes :				
Déchets d'épinards	33	32	0,13m ³ /Kg.V.S	Gunaseelan, 1997
Déchets de carottes	33	32	0,8m ³ /Kg.V.S	
Déchets de pomme	35-37	/	3,43m ³ /Kg.V.S	
Déchets de pomme de terre	33-37	20	0,42m ³ /Kg.V.S	
Déchets de fruits de tomate, mangue, peau d'orange avec l'huile, orange, banane, déchets du jus de fruit.	28-32	8-12-16-20-16-16	3,8-3,8-3,8-3,8-3,8-5,7 m ³ /Kg.V.S	
Déchets de production d'huile de palme	37	7	0,46m ³ /Kg.V.S	Choorit et Wisnwan, 2007
	55	7	0,47m ³ /Kg.V.S	
	55	7	0,44m ³ /Kg.V.S	

I. Les caractéristiques du biogaz :

Le biogaz est majoritairement composé de méthane (CH₄), de dioxyde de carbone (CO₂), et de moindre mesure le diazote (N₂), voire de dihydrogène (H₂), de métaux et de composés volatils, ce mélange est en règle générale saturé en vapeur d'eau (Hess, 2008).

Le tableau (5) représente les différents composants du biogaz produit par digestion des ordures ménagères :

Tableau 5: Composition moyenne de biogaz des ordures ménagères (Tirnoveanu, 2004) :

Composés	concentration	caractéristiques	
Méthane (CH ₄)	45- 65 %	Combustible	Effet de serre
Gaz carbonique (CO ₂)	25 -45 %		Effet de serre
Hydrogène sulfuré (H ₂ S)	0- 2000 ppm		Odorants/corrosifs
Eau (H ₂ O)	Saturé en eau en sortie de puits de captage (≈6% après séchage)		
Azote ammoniacal	< 20 ppm		odorants
Hydrocarbures	< 0,2%		odorants
Composés halogénés	< 300 ppm		Odorants/corrosifs

Le contenu élevé de méthane fait du biogaz une excellente source d'énergie renouvelable qui peut remplacer le gaz naturel et d'autres combustibles (Tirnoveanu, 2004).

Le méthane est le seul composé du biogaz qui soit énergétiquement intéressant et le pouvoir calorifique du mélange dépend uniquement de la pression partielle en méthane (Hess, 2008); pour le méthane pur, le pouvoir calorifique est de 9100 Kcal/ m³, et pour un biogaz, il varie de 4800 jusqu'à 6900 Kcal/ m³ (Harasiomowicz et al., 2007).

II. Les modes de valorisation du biogaz :

Plusieurs modes de valorisation sont aujourd'hui énoncés, on distingue :

- Valorisation thermique.
- Valorisation électrique.
- Valorisation en carburant automobile.
- Valorisation par injection dans le réseau (Hess, 2008).

Selon le mode de valorisation, le biogaz devra être épuré (Site web1), comme il est montré dans le tableau 6.

Tableau 6 : Composés à éliminer par traitement selon le mode de valorisation du biogaz (Site web 2) :

Voie de valorisation	Composés à enlever
Thermique	Eau, soufre d'hydrogène (H ₂ S), éventuellement).
Electricité / cogénération	Eau, soufre d'hydrogène (H ₂ S), organohalogénés
Carburant	Eau, soufre d'hydrogène (H ₂ S), organohalogénés, CO ₂ , métaux (éventuellement).
Réseau du biogaz	Eau, soufre d'hydrogène (H ₂ S), organohalogénés, CO ₂ , métaux (éventuellement) et O ₂ (éventuellement).

II-1. La valorisation thermique :

La combustion directe du biogaz pour produire de la chaleur est la solution la plus ancienne, la mieux maîtrisée et la plus courante (Tirnoveau, 2004). Il est aisé d'adapter des chaudières au gaz naturel pour qu'elles puissent fonctionner avec du biogaz (Hess, 2008).

II-2. La valorisation électrique :

Le biogaz peut alimenter un moteur ou une turbine à gaz qui produisent à leurs tours l'électricité.

Les moteurs à gaz sont les plus faciles à modifier pour un fonctionnement au biogaz. La concentration de CO₂ dans le biogaz d'un moteur à gaz améliorerait la puissance et la chaleur produites du moteur et permet de réduire le temps d'allumage du carburant (Hess, 2008).

II-3. La Co- et tri-génération :

La cogénération permet de produire de l'énergie électrique et de l'énergie calorifique (Site web 1).

Les systèmes de tri-génération permettent de produire à la fois de l'énergie mécanique, et de l'énergie thermique sous forme de chaleur et de froid (Hess, 2008).

II-4. L'injection du biogaz dans le réseau :

Le biogaz, contrairement au gaz naturel transporté dans les canalisations d'approvisionnement, a un pouvoir calorifique très faible et contient beaucoup de composés corrosifs, afin d'éviter des désagréments au consommateur, il faut traiter le biogaz avant l'injection dans le réseau (Görisch et Helm, 2008).

III-1. La purification du biogaz :

Dans cette étape, le traitement consiste à éliminer les composés toxiques et corrosifs et de ce fait vise à augmenter les proportions de méthane pour améliorer les propriétés énergétiques du mélange gazeux (Hess, 2008) ; la combustibilité du biogaz est trois fois moindre que celle du méthane pur (Dupont et Accorsi, 2006).

La purification du biogaz repose majoritairement sur des techniques physicochimiques (Salman et Bishara, 1987 ; Truong et Abatzoglou, 2005).

Le tableau (7) représente un récapitulatif des technologies disponibles pour la purification du biogaz.

Tableau 7 : Différentes techniques disponibles pour la purification du biogaz :

Composés à éliminer	Techniques	Références
H ₂ S	-lavage à l'eau. -l'adsorption sur charbon actif. -les tamis moléculaires.	Site web 2 Osorio et Torres, 2009 Lutz et al., 1990; Salman and Bishara, 1987
CO ₂	-lavage à l'eau. -les tamis moléculaires. -Séparation par membranes.	Site web 2 Lutz et al., 1990 Kimura et Walmet, 1980
H ₂ O	-La condensation à la cryogénie. -l'absorption sur glycol. -les tamis moléculaires. -l'adsorption sur des fins films de CoO/Al ₂ O ₃ .	Tirnoveanu, 2004 Auschwitzky et al., 1990
Organohalogénés	-l'adsorption sur charbon actif.	Tirnoveanu, 2004

III-2. L'élimination d'H₂S et du CO₂ :

Le H₂S présent dans le biogaz provient de la dégradation des protéines et d'autres composés contenant du soufre (**Pelmont, 1993**). Ce gaz doit être éliminé du biogaz par les techniques suivantes :

- **Lavage à l'eau** : c'est une technique physique se basant sur la solubilité d'H₂S dans l'H₂O pour laver le biogaz et éliminer l'H₂S. Une partie du méthane (8%) se dissout dans l'eau, mais le pouvoir séparateur est néanmoins important car les solubilités du H₂S et du CO₂ sont plus supérieures à celle du méthane (**Site web 2**).

- **L'adsorption par le charbon actif** : c'est une méthode chimique basée sur l'utilisation des filtres de charbon actif pour réduire les concentrations élevées en H₂S dans le biogaz produit à moins de 1 ppm et 0 ppm (**Osorio et Torres, 2009**).

- **Les tamis moléculaires** : ce sont des matériaux microporeux qui permettent la séparation différenciée de composés (CO₂, H₂S,...) (**Kayhanian et Hills, 1988**).

- **Séparation par membrane** : c'est un procédé physique de purification de biogaz. Ces membranes sont caractérisées par une haute spécificité pour l'H₂S et le CO₂ (**Kayhanian et Hills, 1988**).

III-3. L'élimination d'H₂O :

La vapeur d'eau est un obstacle à la valorisation du biogaz à plusieurs niveaux ; elle peut réagir avec l'H₂S et former un acide corrosif, mais elle risque également de se condenser, voir de geler si le gaz est comprimé pour être stocké (**Hess, 2008**).

Il existe de nombreux moyens pour éliminer la vapeur d'eau comme la cryogénie, l'adsorption sur glycol et surtout les tamis moléculaires.

III-4. L'élimination des composés organohalogénés et des métaux lourds :

Le biogaz de décharge peut présenter de fortes concentrations en organohalogénés qui peuvent être éliminés efficacement au moyen de charbon actif ; les petites molécules comme le CH₄, CO₂, N₂ et O₂ pourront traverser le filtre à charbon alors que les plus grosses molécules resteront piégées (**Hess, 2008**).

Conclusion

Conclusion

De nos jours, l'exploitation des déchets organiques par la digestion anaérobie est un procédé couronné de succès, basé sur le principe de : « Rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme », aboutissant sous l'action d'une population microbienne très complexe, au biogaz qui présente une source d'énergie renouvelable largement utilisable. La méthanisation contribue à la réduction de la pollution dans toutes ses formes : aquatique par le traitement des eaux usées, terrestre par l'élimination des déchets et atmosphérique par la réduction des émissions du CO₂ et du CH₄ dans l'atmosphère, ce qui constitue une double lutte contre l'effet de serre.

Le biogaz fait aujourd'hui l'objet d'une attention nouvelle, parce qu'il est considéré comme remplaçant d'énergie fossile grâce à la forte concentration en méthane, ce qui a encouragé les pays développés à utiliser certains aliments (maïs, banane, pomme de terre, huile d'olive, ...) comme substrats pour augmenter la teneur du biogaz en méthane, ce qui est d'un point de vue éthique, inacceptable en considérant qu'il y a des populations souffrantes de pauvreté.

Malgré que cette technologie récente occupe une place dans certains pays en voie de développement, elle reste non encore exploitée en Algérie, pourtant elle représente une pratique idéale dans les plans de développement durable mondiaux.

***Références
bibliographiques***

Références bibliographiques

- Ahn J. H. and Forster C. F. 2002. (The effect of temperature variations on the performance of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating a simulated paper mill waste water). *Process Biochemistry*. 37(6): 589-594.
- Alkan U., Anderson G. K. and Ince O. 1996. (Toxicity of trivalent chromium in anaerobic digestion process). *Water Research*. 30(3): 731-741.
- Auschitzky E., Boffa A. B., White J. M. and Sahin T. 1990. (Adsorption of H₂S on thin films of cobalt oxide supported on alumina). *Journal of catalysis*. 125(2): 325-334.
- Bennouna M. et Kehal S. 2001. (Production de méthane à partir des boues des stations d'épuration des eaux usées : Potentiel existant en Algérie). *Review of Renewable Energy : Production et valorisation-Biomasse*, 29-36.
- Bliefert C et Perrand R. 2004. (Chimie de l'environnement Air, Eau, Sol, Déchets). 1^{ère} édition. de Boeck Univ. , Bruxelles. P : 142, 143, 414, 416.
- Borja R., Sanchez E. and Weiland P. 1996. (Influence of ammonia concentration on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure in up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors). *Process Biochemistry*. 31(5): 477-483.
- Brasseur G. 1982. (Physique et chimie de l'atmosphère moyenne). Masson, Paris. P: 45-47.
- Choorit W. and Wisarnwan P. 2007. (Effect of temperature on the anaerobic digestion of palm oil mill effluent). *Environmental Biotechnology*. 10(3): DOI: 10.2225.
- Cooney C. L. and Wise D. L. 2005. (Thermophilic anaerobic digestion of solid waste for fuel gas production). *Biotechnology and Bioenergy*. 17(8): 1119-1135.

Cresson R. 2006. (Etude du démarrage de procédés intensifs de méthanisation). Impact des conditions hydrodynamiques et de stratégie de montée en charge sur la formation et l'activité du bio film. Thèse de Doctorat. Univ.Montpellier. France.

Dupont L. and Accorsi A. 2006. (Explosion characteristics of synthesised biogas at various temperatures). *Journal of Hazardous Materials*. 136(3): 520-525.

Eisman F., Glindemann D., Bergmann A. and Kusch P. 1997. (Effect of free phosphine on anaerobic digestion). *Water Research*. 31(11): 2771-2774.

Görisch U. et Helm M. 2008. (La production du biogaz). Edition d'Eugen Utmer, Paris. France. P : 79.

Grosclaude G. (L'eau usages et polluants). Tome II. 1999. Institut National de la recherche agronomique, Paris. P : 194.

Gunaseelam V.N. 1997. (Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review). *Biomass and Bioenergy*. 13(1/2): 83-114.

Hansen K. H., Angelidaki I. and Ahring B. K. 1998. (Anaerobic digestion of swine manure. Inhibition by ammonia). *Water Research*. 32(1): 5-12.

Hansen K. H., Angelidaki I. and Ahring B. K. 1999. (Improving thermophilic anaerobic digestion of swine manure). *Water research*. 33: 1805-1810.

Harasimowicz M., Orluk P., Trznadel G. Z. and Chmielewski A. G. 2007. (Application of polyimide membranes for purification and enrichment). *Journal of Hazardous Materials*. 144(3): 698-702.

Hawkes D., Hortom R. and Stafford D. A. 1978. (The use of anaerobic digestion for the treatment and recycling of organic wastes). *Conservation and Recycling*. 2(2): 181-195.

Hernandez S. C. 2005. (Stratégie de commande intégrée intelligente de procédés de traitement des eaux usées par la digestion anaérobie). Thèse de Doctorat de l'INPG. Institut National Polytechnique de Grenoble. France.

Hess J. 2008. (Modélisation de la qualité du biogaz produit par un fermenteur méthanogène et stratégie de régulation en vue de sa valorisation). Thèse de Doctorat. Univ. de Nice. Sophia Antipolis. France.

Igoud S. 2001. (Valorisation des boues résiduelles des stations d'épuration urbaine par leur Epanchage dans les plantations forestières). *Review of Renewable Energy : production et valorisation-Biomasse*, 69-74.

Kalloum S., Khelafi M., Djaafri M., Tahri A. et Touzi A. 2007. (Etude de l'influence du pH sur la production du biogaz à partir des déchets ménagers). *Review of Renewable Energy*. 10(4): 539-543.

Karakashev D., Batstone D. J. and Angelidaki I. 2005. (Influence of environmental conditions on methanogenic compositions in anaerobic biogas reactor). *Applied and Environmental Microbiology*. 71(1): 331-338.

Kashyap D.R., Dadhichi K. S. and Sharma S. K. 2003. (Biomethanisation under psychrophilic condition: a review). *Bioresource Technology*. 87(2): 147-153.

Kayhanian M. and Hills D. J. 1988. (Membrane purification of anaerobic digester gas). *Biological Wastes*. 23(1): 1-15.

Kearney T.E., Larkin M. J., Frost J. P. and Levett P. N. 2008. (Survival of pathogenic bacteria during mesophilic anaerobic digestion of animal waste). *Journal of Applied Microbiology*. 75(3): 215-219.

Kherbouhe D. et Benyoucef B. 2007. (Valorisation énergétique de la biomasse : Production du biogaz à partir de la Méthanisation aux sites Algériens). 13^{èmes} Journées Internationales de Thermique. France.

Kimura S. G. and Walmet G. E. 1980. (Fuel gas purification with perm selective membranes). General Electric Company Corporate Research and Development Center, Schenectady, New York. 15(4): 1115-1133.

Laloe J. 2003. (Méthanisation des boues de station d'épuration Potentiel Réunionnais). Stage Ingénieur. Agence Régionale de l'Energie Réunion, France.

Lutz W., Suckow M. and Bulow M. 1990. (Adsorption of hydrogen sulphide on molecular sieves: No enrichment in the presence of carbon dioxide). Gas Separation and Purification. 4(4): 190- 196.

Madigan M. et Martinko J. 2007. (Biologie des microorganismes). 11^{ème} édition. Pearson éducation France, Paris. P : 629, 657, 584.

Martensson E. 2007. (Biogas as vehicle fuel in the Stockholm region scenario 2020). Thèse de Master, Univ. de Stockholm.

Narihiro T. and Sekiguchi y. 2007. (Microbial communities in anaerobic digestion processes waste and waste water treatment: a microbiological update). Current opinion Biotechnology. 18(3): 273-278.

Osorio F. and Torres J. C. 2009. (Biogas purification from anaerobic digestion in a wastewater treatment plant for biofuel production). Renewable Energy. DOI: 10. 1016.

Pelmont J. 1993. (Bactéries et Environnement adaptations Physiologiques). Presses Universitaires de Grenoble , France. P : 632,637.

Perry J. J., Staby J. T. et Lory S. 2004. (Microbiologie). Édition de Dunod, P : 616, 617. Paris.

Pompidon A. 1999.(Biotechnologie). 5^{ème} édition de TEC and DOC, P : 904, 912-915. Paris.

Prema V., Ssumithra D. and Krishna N. 1992. (Anaerobic digestion of fruit and vegetable processing wastes for production). *Bioresource Technology*. 40(1): 43-48.

Prescott L. M., Harley J. P. et Klein D. A. 2003.(Microbiologie). 2^{ème} édition de Boeck Univ., P : 612-616, 661. Bruxelles.

Prevot H. 2000. (La récupération de l'énergie issue du traitement des déchets). Conseil général des Mines. France.

Rahman M. M., Chowdhury A. A., Khan M. R. and Islam A. 1986.(Microbial production of biogas form organic wastes). *Journal of Biotechnology*. 64(1): 45-49.

Ramade F. 2000.(Dictionnaire encyclopédique des pollutions). Ediscience international, P : 299,300. Paris.

Salman O. A. and Bishara A. I. 1987. (Selective separation of hydrogen sulfide by pressure- swing adsorption), *Energy*. 12(12): 1275-1279.

Salminen E. and Rintala J. 2002. (Anaerobic digestion of organic solid poultry Slaughterhouse waste). a review. *Bioresource Technology*. 83(1): 13-26.

Sanchez E., Montalvos S., Travieso L. and Rodringuez X. 1996. (Anaerobic digestion of sewage sludge in an anaerobic fixed bed digester). *Biomass and Bioenergy*. 9(6): 493-495.

Scragg A. 2005.(Environmental Biotechnology). Second edition by oxford university Press, P: 165-167, 298, 316-319. New York.

Stegert I. and Banksc. 2005. (The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in reactors). *Process Biochemistry*. 40(11): 3412-3418.

Singh S., Kumar S., Jain M. C. and Kumar D. 2001. (Increased biogas production using microbial stimulants). *Bioresource Technology*.78: 313- 316.

Sterling M. C., Lacey Jr. R. E., Engler C. R. and Ricke S. C. 2001. (Effects of ammonia nitrogen on H₂ and CH₄ production during anaerobic digestion of dairy cattle manure). *Bioresource Technology*. 77(1): 9-18.

Stroot P. G., Mc Mahon K. D., Mackie R. I. and Raskin L. 2007.(Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions- 1). *Digester performance*. *Water Research*. 35(7): 1804-1816.

Sylvestre B. 2003. (Biogaz de fermes d'élevage et de bâtiments d'exploitation). *Projet de fin d'étude*. Hogeschool bradaut, Breda. Pays-Bas.

Tirnovéanu D. R. 2004.(Etude des propriétés épuratoires des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères et de leur mise en œuvre). *Thèse de Doctorat*. Institut National des sciences Appliquées de Lyon, France.

Tortora G. J., Funke B. R. et Case C. L. 2003. (Introduction à la microbiologie). 7^{ème} édition du Renouveau pédagogique Inc. France. P : 822, 826- 831.

Tou I., Igoud S. and Touzi A. 2001. (Production de Biométhane à partir des déjections animals). *Review of Renewable Energy : Production et valorisation –Biomass*, 103-108.

Truong L. V. A. and Abatzoglou N. 2005. (A I₂S reactive adsorption process for the purification of biogas prior to its use as a Bioenergy vector). *Biomass and Bioenergy*.29 (2): 142-151.

Résumé

Le rôle des microorganismes dans la production du biogaz

Le biogaz est une source d'énergie renouvelable prometteuse, formé d'un mélange de gaz (CH_4 , CO_2 , H_2S , H_2 ,...), il est produit à partir de la dégradation biologique de la matière organique par une communauté microbienne méthanogène (*Methanococcus*, *Methanosarcina*, *Methanothrix*,...) dans des conditions anaérobies.

Ce processus peut s'effectuer dans des digesteurs continus ou discontinus où plusieurs paramètres physicochimiques (température, pH, TRH) sont contrôlés, ce qui permet d'optimiser le déroulement de la digestion anaérobie.

Le biogaz issu de la digestion anaérobie doit être épuré selon le mode de valorisation envisagé (thermique, électrique,...) pour l'obtention de méthane pur qui constitue un composé énergétiquement intéressant.

Mots- clés : biogaz, digestion anaérobie, matière organique, digesteur, méthane.

Summary

The role of microorganisms in biogas production

Biogas is a promising source of renewal energy formed of a mixture of gases (CH_4 , CO_2 , H_2S , H_2 ...), it is basically produced by the biological degradation of organic materials by a methanogenic microbial community (*Methanococcus*, *Methanosarcina*, *Methanothrix*,...) in anaerobic conditions.

This process may be realised in continuous or discontinuous digesters where many physicochemical parameters (temperature, pH, HRT) are controlled which allow to optimize the process of anaerobic digestion.

The biogas resulted from the anaerobic digestion should be purified according to the envisageable valorization method (thermic, electric...) in order to obtain a purified methane which is an energetically interesting compound.

Key- words: biogas, anaerobic digestion, organic material, digester, methane.

المخلص

دور الكائنات الدقيقة في إنتاج الغاز الحيوي

الغاز الحيوي عبارة عن مصدر متجدد واعد للطاقة مكون من خليط من الغازات (CO_2 , CH_4 , H_2S , H_2 , ...) و هو ناتج عن الهضم البيولوجي للمادة العضوية بواسطة مجموعة ميكروبية منتجة للميثان (*Methanosarcina*, ..., *Methanothrix*, *Methanococcus*) في ظروف لا هوائية. هذه العملية يمكن أن تحدث في مخمرات مستمرة أو غير مستمرة أين تتم مراقبة العديد من العوامل الفيزيوكيميائية (الحرارة، فرق الكمون الهيدروجيني، زمن الاحتباس المائي،...) مما يسمح بالسير الحسن للهضم اللاهوائي. هذا الغاز الحيوي الناتج عن الهضم اللاهوائي يمكن أن ينقى حسب مجال الاستعمال (حراري، كهربائي، ...) و ذلك من أجل الحصول على ميثان نقي عالي الطاقة.

الكلمات المفتاحية: الغاز الحيوي، الهضم اللاهوائي، المادة العضوية، المخمر، الميثان.
