

LISTE DES ABREVIATIONS

AGV : Acides gras volatils

ATP : adénosine triphosphate

CT/COT/ : Carbone Total/ Carbone Organique Total

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

GES : Gaz à Effet de Serre

GIEC : Groupe Intergouvernemental d'Expert sur l'Evolution du Climat

MES : Matière En Suspension

MVS : Matières Volatiles en Suspension

MO : Matière Organique

MS : Matière Sèche

MV : Matière Volatile

NTK : Azote Kjeldahl

TAC : Titre alcalimétrique complet

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Temps de biodégradation de produits courants	11
Tableau 2	Composition volumique du biogaz issu de déchets organiques	34
Tableau 3	Composition Des Boues De La Station d'épuration	44
Tableau 4	Degré de fermentescibilité des boues résiduares	45
Tableau 5	Caractérisation Des Déchets Ménagers d'une Décharge Publique	46
Tableau 6	Analyse des paramètres physico-chimiques dans le lixiviat de la décharge publique	48
Tableau 7	Composition physico-chimique du rumen de camelin	48
Tableau 8	Composition Moyenne Des Déchets De l'abattoir De La Ville d'Adrar	49
Tableau 9	Mesures des paramètres de contrôle de la méthanisation	50
Tableau 10	Suivi du ph, agv/tac, nh_4^+ et du volume de biogaz produit de la digestion anaérobie des déchets de camelin	53
Tableau 11	Volume de biogaz inflammable produit des quatre dilutions étudiées	56
Tableau 12	Digestion anaérobie du déchet de camelin prétraité	59
Tableau 13	Résultats de la digestion anaérobie a température 24 °c	61
Tableau 14	Résultats de la digestion anaérobie a température 37 °c	62
Tableau 15	Résultats Récapitulatifs De l'essai De Digestion Anaérobie A 37° C	62
Tableau 16	Résultats Récapitulatifs De l'essai De Digestion Anaérobie A 24° C	63
Tableau 17	Composition moyenne des boues de lagunage	64
Tableau 18	Digestion Anaérobie Des Boues d'une STEP	64
Tableau 19	Digestion anaérobie des déchets fermentescibles	67

Tableau 20	Variation de la DCO au cours de la digestion anaérobie des trois substrats	69
Tableau 21	Variation de la matière sèche (%MS) lors de la digestion des trois substrats	70
Tableau 22	Variation de la DBO5 lors de la digestion des trois substrats	70
Tableau 23	Rapport C/N au cours du processus de digestion des trois substrats	72
Tableau 24	Volume du biogaz formé au cours de la digestion des trois substrats	73
Tableau 25	Composition du biogaz selon les origines	75

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Synoptique des flux de gestion des déchets	12
Figure 2	Stratégies de gestion des déchets	14
Figure 3	Schéma métaboliques de la digestion anaérobie	22
Figure 4	Bactérie méthanogène	26
Figure 5	Méthanogénèse par réduction du CO_2	26
Figure 6	Etapes de la digestion	35
Figure 7	Phases de la digestion anaérobie	38
Figure 8	Dispositif expérimental de la digestion anaérobie	43
Figure 9	Répartition des déchets de la déchèterie publique	47
Figure 10	Variation du rapport agv/tac de la digestion anaérobie du rumen du camelin ($t = 35^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$), taux de dilution= 50%	51
Figure 11	Variation de la concentration de NH_4^+ de la digestion anaérobie du rumen de camelin ($t = 35^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$), taux de dilution= 50%	52
Figure 12	Variation Du Rapport AGV/TAC De La Digestion Du Rumen De Camelin Avec Ajustement Du Ph Avec CaCO_3	54
Figure 13	Variation de NH_4^+ de la digestion du rumen de camelin avec ajustement du ph avec CaCO_3 , $t = 38^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$, taux de dilution= 50%	55
Figure 14	Volume de biogaz produit en fonction du taux de dilution du rumen de camelin, $t = 37^\circ\text{C}$	57
Figure 15	Volume du biogaz après digestion du rumen prétraité. $T = 36^\circ\text{C}$, $C = 70\text{g/l}$	60
Figure 16	Variation du volume de biogaz produit en fonction de la température de digestion.	63
Figure 17	Volume de biogaz produit de la digestion anaérobie des	65

	boues résiduaire	
Figure 18	Variation de la dco au cours de la digestion anaérobie des boues de step	66
Figure 19	Volume de biogaz formé en fonction du temps de séjours de la digestion anaérobie de la décharge publique	69
Figure 20	Taux d'élimination en DCO, MS et DBO des Trois Déchets	71
Figure 21	Rapport C/N des trois substrats de digestion	72
Figure 22	Volume produit des trois substrats	74
Figure 23	Test d'inflammabilité du biogaz produit	78

Sommaire

SOMMAIRE

<u>Introduction générale.....</u>	1
<u>Partie I : Etude bibliographique</u>	
I. Aperçu historique.....	4
II. les types de déchets.....	4
II.1. Notion de déchet.....	4
II.2. Classification des déchets.....	6
II.2.1. Distinction en fonction de l'activité et l'origine du déchet.....	6
II.2.2. Distinction en fonction de la nature du déchet.....	6
II.2.3. distinction en fonction du comportement et les effets sur l'environnement	8
II.2.4. Autre type de déchets.....	8
II.3.Les déchets en chiffre.....	9
II.4.Impacts de la décharge sauvage sur l'environnement.....	9
II.5.Durée de vie des déchets.....	10
III. Valorisation des déchets.....	11
III.1 Gestion des déchets.....	11
III.2.Traitement biologique des déchets.....	14
III.2.1. Principaux déchets concernés.....	15
III.2.2. Métabolismes énergétiques et leurs incidences.....	17
III.2.2.1 Aspects théoriques.....	17
III.2.2.2 Respiration aérobie.....	17
III.2.2.3 Respiration anaérobie et fermentations.....	18
III.2.2.4 Incidences pratiques.....	18
III.2.3. Compostage.....	19
III.2.3.1. Objectifs et principe.....	19
III.2.3.2. Avantages agronomiques.....	20
IV. Digestion Anaérobie des déchets	20
IV.1. Définition.....	21
IV. 2. Les étapes métaboliques de la méthanisation.....	21
IV.2.1 Hydrolyse et acidogénèse.....	23

IV.2.2. _Acétogénèse.....	24
IV.2.3. _Méthanogénèse.....	25
IV.3. Les paramètres de la fermentation méthanique.....	27
IV.3.1. La zone de température.....	27
IV.3.2. Le potentiel Red Ox.....	28
IV.3.3. Le potentiel à hydrogène et les équilibres tampons.....	28
IV.3.4. _La pression partielle en hydrogène.....	29
IV.3.5. Les besoins en nutriment.....	30
IV.3.6. Les inhibiteurs.....	30
IV.4. Biogaz.....	30
IV.4.1. Définition.....	30
IV.4.2. Caractérisation du biogaz.....	31
IV.4.2.1. La composition chimique de biogaz.....	31
IV.4.2.2. Les caractéristiques du biogaz.....	32
IV.4.2.3. La valorisation de biogaz.....	32
IV.5. Les réacteurs de méthanisation.....	33
IV.5.1. Classification selon le mode d'alimentation.....	34
IV.5.2. Classification selon le type de substrat.....	35
IV.5.3. Classification selon le nombre d'étapes.....	35
IV.6. Système de purification du gaz.....	36
IV.6.1. Système d'élimination de CO ₂	36
IV.6.2. Système d'élimination de l'H ₂ S.....	36
IV.7. Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie.....	36

Partie II : Etude Expérimentale

I. Introduction.....	38
II. II. Paramètres de contrôle de la digestion anaérobie des déchets organiques...	39
II.1 La température.....	39
II.2 Le temps de séjour hydraulique.....	40
II.3 Le pH.....	40
II.4 La présence de toxiques et d'inhibiteurs.....	40

II.5 La nature de boues.....	41
II.6 Les AGV.....	41
II.7 Le TAC.....	41
II.8 Performances de la digestion anaérobie.....	41
III. Analyses chimiques.....	42
IV. Matériels et Méthodes.....	43
V.1. Dispositif expérimental.....	43
IV.2. Substrat de digestion utilisé lors des différentes expérimentations.....	44
IV.2.1 Composition.....	44
IV.2.1.1 Les boues des stations d'épuration.....	44
IV.2.1.1.a Fermentescibilité des boues.....	45
IV.2.1.2 Les déchets fermentescibles de la décharge publique.....	46
IV.2.1.2.a. Composition de la décharge publique.....	46
IV.2.1.2.b. Composition du lixiviat produit dans la décharge publique.....	47
IV.2.1.3 Les déchets de l'abattoir (Rumen de camelin).....	47
IV.3. Digestion anaérobie des différents substrats.....	49
IV.3.1. Digestion anaérobie du rumen de camelin.....	49
IV.3.1.1. Digestion anaérobie du rumen de camelin avec Ajustement du pH.....	52
IV.3.1.2. Influence du taux de dilution sur le rendement de la digestion du contenu du rumen.....	55
IV.3.1.3. Digestion anaérobie des déchets de camelin prétraités.....	58
IV.3.1.4. Influence de la température de digestion.....	60
IV.3.2. Digestion anaérobie des déchets d'une station d'épuration des eaux usées	64
IV.3.3. Digestion anaérobie des déchets de la décharge publique.....	66
IV.4. Efficacité de la digestion des différents substrats.....	68
IV.5. Variation du rapport C/N de la digestion des trois substrats.....	71
IV.6. Variation du Volume du biogaz formé au cours de la digestion des trois substrats.....	73
V. Interprétation et discussion.....	74
Conclusion générale.....	79
Références bibliographiques.....	82

Introduction

Générale

La digestion anaérobie est un procédé de traitement des pollutions organiques concentrées, notamment des boues dites « biologiques ». Cette technique est sujette à un fort regain d'intérêt, le principal avantage de ce processus est une réduction significative de la matière organique avec comme conséquence, la production de biogaz, en particulier du méthane.

Les volontés récentes des politiques, à l'échelle mondiale, de protéger l'atmosphère se sont tout d'abord exprimées à Montréal en 1989. Le protocole proposé visait à préserver la couche d'ozone d'une fin programmée. Les gaz en cause étaient principalement les chloro-fluoro carbures (CFC). Puis, en 1992, fut adoptée la Convention Cadre sur le Changement du Climat. L'objectif est alors de stabiliser les concentrations des GES dans l'atmosphère. Le protocole de Kyoto, adopté en 1997 et entré en application le 16 février 2005 pour les 127 pays signataires, vise à ne pas dépasser 95% des émissions en équivalent CO_2 , tout en aidant les pays en voie de développement à combiner développement économique et faibles émissions de GES. Sous ce contexte s'est développé les projets de valorisation énergétique des déchets de tous genre y compris la partie fermentescible et biodégradables jusqu'à la lignocellulose.

Parmi les différents GES et selon les études du GIEC, le méthane est celui qui a connu la plus forte augmentation sur la période 1860-1990. En effet, selon cette même source, on estime qu'environ 34% des émissions totales de CH_4 en Algérie proviennent de la mise en décharge sauvage des déchets ménagers.

Le traitement anaérobie des boues s'avère être une technique efficace pour réduire les charges en polluants et les concentrations en germes pathogènes.

Et contrairement au traitement aérobie, il permet à la fois de digérer et de stabiliser rapidement les boues tout en réduisant leur volume et de fournir d'importantes quantités d'énergie. Lorsqu'elle est utilisée comme moyen de dépollution, la digestion anaérobie présente des caractéristiques intéressantes telles qu'elle nécessite peu d'énergie pour fonctionner, elle requiert aussi des températures au-dessus de 20°C pour avoir des vitesses réactionnelles correctes, elle est par conséquent bien adaptée aux effluents chargés en DCO (en général au-dessus de 2 g.l^{-1} en DCO). Et en finalité elle produit un gaz inflammable valorisable dans plusieurs secteurs.

Notre travail s'inscrit dans le cadre de la valorisation par voie énergétique des déchets organiques. Nous avons fait l'étude de la biodégradation des déchets organiques provenant de trois sites d'études à savoir : les boues de station d'épuration des eaux usées, les matières fermentescibles de la décharge publique et le rumen du camelin issue de l'abattoir de la ville d'Adrar (matière lignocellulosique).

La biomasse est dans certains cas (effluents d'eaux usées et ordures ménagères.....) soumise à une dégradation anaérobie non contrôlée et qui aboutit à l'émission dans l'atmosphère de larges quantités de méthane.

Or, ce gaz a un effet de serre estimé à 20 fois supérieur à celui du CO₂, bien que d'une durée de vie nettement moindre. En appliquant le procédé de méthanisation de cette biomasse, on réalise à nouveau une double économie en produisant de l'énergie et en sauvegardant l'atmosphère. On obtient un effet positif sur l'effet de serre par la diminution des déjections de méthane et de gaz carbonique dans l'air.

Les expériences ont été réalisées à l'unité de recherche en énergie renouvelables d'Adrar (URER) et au centre de développement des énergies renouvelables à Alger (CDER). Nous avons suivi au laboratoire les paramètres de la digestion anaérobie suivant : pH , la température, la pression au niveau du digesteur, DCO, DBO, NTK, AGV, TAC et le rapport C/N ainsi que le volume de biogaz produit qui est mesuré par la méthode des volumes déplacés.

Nous avons réalisés des digestions anaérobies des trois substrats en suivant la dégradation de la matière organique. Nous avons suivi en premier lieu suivi le pH et le rapport TAC/AGV durant la digestion anaérobie et son influence directe sur la production du biogaz.

Nous avons également suivi l'influence de la température et de la concentration du substrat de digestion sur la production en biogaz. Nous avons choisi de travailler avec trois températures de digestion à savoir : 24°C, 30°C et 37° (domaine mésophile).

Ce mémoire est reparti en deux grandes parties, une première consacré à une synthèse bibliographique où l'on expose des généralités sur les principes de base de

la digestion anaérobie des déchets organiques et la valorisation énergétique de ces derniers par la production biogaz riche en méthane.

La seconde partie sera réservée à l'ensemble des résultats obtenus par la digestion anaérobie des déchets riche en matière organique.

Etude Bibliographique

I. Aperçu Historique

L'intérêt scientifique pour les gaz produits par la biodégradation de la matière organique, a été la première fois rapporté au seizième siècle par Robert Boyle et Stephen Hooke, qui ont noté qu'un gaz inflammable a été libéré des sédiments des jets et des lacs [1].

En 1808, Humphry Davy a découvert que le méthane qui était présent dans les gaz est produit près des engrais du bétail [2,3].

Le premier digesteur anaérobie a été construit en 1859 par la colonie de lépreux dans Bombay en Inde. En 1895 la technologie a été développée en Angleterre, tel auquel un réservoir septique a été employé pour produire du gaz à éclairage routier.

En 1907, en Allemagne, un brevet a été publié pour le Réservoir d'Imhoff, une forme tôt de digesteur.

Par la recherche scientifique la digestion anaérobie a gagné une identification dans les années 30. Cette recherche a mené à la découverte de bactéries anaérobies, ces micro-organismes qui facilitent le processus [4].

Plus de recherche ont été effectuée pour étudier les conditions dans lesquelles les bactéries méthanogènes pouvaient se développer et se reproduire. Ce travail a été développé pendant La deuxième guerre mondiale en Allemagne et en France dans les fermes où ils appliquaient la digestion anaérobie des déchets du bétail pour la production de l'engrais.

Après la crise du pétrole de 1973, le monde s'est orienté vers la production de biocarburants et de biogaz pour pallier la dépendance en énergie conventionnelle et qui sont le pétrole et le gaz naturel.

II. les types de déchets

II.1. Notion de déchet

La notion de déchet est particulière. Un déchet est un résidu que les hommes jugent inutile dans un contexte donné. Les déchets organiques sont des éléments du cycle de la vie [5].

Le déchet peut être définie de différentes manières selon le domaine et l'intérêt d'étude et parfois l'origine et l'état du déchet.

Parmi les nombreuses définitions existantes, nous pouvons mentionner :

« Le déchet est un résidu abandonné par son propriétaire, car inutilisable, sale ou encombrant ».

Une autre définition dans laquelle : « Est considéré comme déchet, tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement, tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » [6].

« Les déchets sont des résidus de l'emploi de matières solides qui peuvent être putrescibles ou non putrescibles. Les déchets sont des matières normalement solides ou semi-solides résultant des activités humaines et animales qui sont indésirables ou dangereuses».

La Loi française N°01-19 du 12/12/2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets arrête officiellement les définitions de déchets comme suit :

« **Déchets** : tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer. »

La directive européenne, 91/56/EEC définit un déchet comme « toute substance que le propriétaires abandonne, destine à l'abandon ou se trouve dans l'obligation de se débarrasser ».

La production d'un déchet résulte d'une quintuple fatalité

Biologique : tout cycle de vie animale ou végétale génère naturellement les produits du métabolisme ;

Chimique : les réactions mises en œuvre lors de l'élaboration d'un produit s'accompagnent de la formation de co-produits et de sous-produits ;

Technologique : il faut gérer les résidus fatals tels que ceux résultant de la fabrication (bains, fumées) et ceux dus aux défaillances internes ou externes conduisant par exemple à des produits non conformes mis au rebut ou recyclés ;

Économique : la durabilité des produits et celle des outils de production sont limitées, ce qui conduit à leur élimination ;

Écologique : toutes les activités de dépollution génèrent à leur tour d'autres déchets.

Un produit devient également un déchet nuisible lorsqu'on le retrouve dans un milieu naturel auquel il n'était pas destiné. C'est le cas du plomb présent dans les essences et dispersé.

C'est ainsi que, dans une décharge publique, la coexistence de plâtre avec des ordures ménagères peut permettre aux bactéries sulfato-réductrices de produire un dégagement important de disulfure d'hydrogène (H_2S) toxique et nauséabond [7].

II.2. Classification des déchets

II.2.1. Distinction en fonction de l'activité et de l'origine du déchet

1- Les déchets ménagers et assimilés : Les déchets ménagers et assimilés sont les déchets produits par les ménages, les commerçants, les artisans, et même les entreprises et industries quand ils ne présentent pas de caractère dangereux ou polluant à savoir: papiers, cartons, bois, verre, textiles, emballages [8].

2- Les déchets industriels : on distingue :

a- Les déchets industriels non dangereux ou "banals" (DND ou DIB) : Ces déchets regroupent les déchets municipaux au sens large du terme et les déchets banals des entreprises qui peuvent être valorisables par recyclage, par fermentation ou par incinération avec récupération d'énergie. Ils ne sont par définition ni toxiques ni dangereux.

b- Les déchets industriels dangereux ou "spéciaux" (DD ou DIS) [8] : Ce sont les déchets des entreprises qui, en raison de leurs propriétés dangereuses sont néfastes.

II.2.2. Distinction en fonction de la nature du déchet

1- Les déchets dangereux : Les déchets sont considérés comme dangereux s'ils présentent une ou plusieurs des propriétés suivantes : explosif, comburant, inflammable, irritant, nocif, toxique, cancérigène, corrosif, infectieux, toxique pour la reproduction, écotoxique [9].

2- Les déchets toxiques en quantités dispersées (DTQD) : Les Déchets Toxiques en Quantités Dispersées sont des déchets dangereux produits en petites quantités par les ménages, les commerçants (garages, coiffeurs, laboratoires photo, imprimeries, laboratoires de recherche...).

Il peut s'agir de déchets :

1. Solides : déchets non dangereux souillés (chiffons, cartons, etc.),
2. Liquides : produits de coiffure, lessives et détergents, eau de javel, aérosols, huiles de vidange, liquides de frein, de refroidissement, huiles de coupe, solvants, encres, révélateurs et fixateurs photo, etc.

Ils doivent être traités avec les déchets dangereux. Le détenteur doit les faire éliminer ou valoriser dans des installations classées pour la protection de l'environnement [9].

3- Les déchets non dangereux : Les déchets non dangereux sont les déchets qui ne présentent aucune des caractéristiques relatives à la "dangerosité" (toxique, explosif, corrosif, etc.). Ce sont les déchets "banals" des entreprises, commerçants et artisans (papiers, cartons, bois, textiles, etc.) et les déchets ménagers.

4- Les déchets inertes : Les déchets inertes sont des déchets qui ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique, chimique ou biologique de nature à nuire à l'environnement. Ils ne sont pas biodégradables et ne se détériorent pas au contact d'autres matières. Ils proviennent principalement des filières du bâtiment et des travaux publics, ou d'industries fabrication de matériaux de construction. Dans le secteur du bâtiment, on distingue les déchets issus des activités de construction, de rénovation, de démolition (béton, briques, tuiles, céramiques, carrelage) ainsi que des activités liées à la réalisation et à l'entretien d'ouvrages publics (routes, ponts, ...). On peut aussi ajouter les déchets liés aux activités routières (enrobés goudronnés, bitumineux, aimantés, avec ou sans métaux lourds...).

5- Les déchets ultimes : Les opérations de traitement des déchets produisent de nouveaux déchets : les déchets de déchets de quelque sorte. Ceux-ci seront traités et fourniront encore des déchets... Il arrive un moment où l'opération ne devient plus rentable et l'on obtient ainsi le déchet ultime.

II.2.3. distinction en fonction du comportement et les effets sur l'environnement

A ce titre on distingue :

- 1- **Les déchets immobiles** : Pouvant être différenciés suivant leur caractère plus ou moins encombrant, en débris plus ou moins volumineux jusqu'aux carcasses d'automobiles, chars, avions, bus,...etc.
- 2- **Les déchets fermentescibles** : Principalement constitués par la matière organique, animale ou végétale à différents stades de fermentation aérobies ou anaérobies.
- 3- **Les déchets toxiques** : Poisons chimiques ou radioactifs qui sont générés soit par des industries, soit par des laboratoires ou tout simplement par des particuliers qui se débarrassent avec leurs ordures de certains résidus qui devraient être récupérés séparément (ex: flacons de médicaments, seringues, piles et autres gadgets électroniques ...etc.)

II.2.4. Autre type de déchets

- **Déchets non dangereux en mélange [10]** : Les déchets non dangereux en mélange sont produits pour une grande part par le secteur du bâtiment. Ce sont Les déchets de bois provenant des coffrages, des palettes, des menuiseries, des cloisons, des planchers, des charpentes, des emballages... (hors ceux classés dangereux) ; et déchets plastiques provenant des canalisations, des revêtements de sols, des menuiseries, des complexes isolants thermo acoustiques, des complexes et des films d'étanchéité, des emballages.
- **Les déchets compostables et biodégradables [11,12]** : Un matériau est dit Biodégradable lorsqu'il peut subir une biodégradation totale. Par exemple, la plupart des sacs plastiques ne sont pas biodégradables, mais les sacs en papier le sont. Cela peut faire une différence importante dans le devenir des déchets, car les sacs plastiques resteront longtemps intacts si abandonnés dans la nature, alors que les sacs en papier se décomposeront assez rapidement. Ils correspondent aux Déchets de jardin qui sont produits par

les collectivités, les sociétés privées d'entretien des espaces verts et les particuliers.

II.3. Les déchets en chiffre

Dans le monde, la production de déchets ménagers a atteint 1.84 milliard de tonnes en 2004, soit une augmentation d'environ 7% par rapport à 2003. Entre 2004 et 2008, la production mondiale de déchets d'origine domestique a encore augmenté de 31,1%.

En Europe, la production moyenne d'ordures ménagères en 2000 s'élevait à 1,1 kilogramme par habitant et par jour soit un total de 402 kilogrammes par habitant et par an. Pour l'année 2000, la production totale de déchets ménagers était de 293 millions de tonnes.

En 2050, on prévoit que chaque individu produira 2 kilogrammes de déchets domestiques par jour.

Mais grossièrement, une poubelle d'ordures ménagères se répartit de la manière suivante :

- 20 à 35 % papiers et cartons (prospectus, journaux, emballages...) ;
- 15 à 35 % de déchets organiques (épluchures, restes de repas ...) ;
- 10 à 20 % d'éléments fins divers (opercule de yaourt, bouchons...) ;
- 5 à 10 % de verre (bouteilles, pots, ...) ;
- 5 à 10% de plastiques (bouteilles d'eau, de détergents, pot de yaourts, ...) ;
- 5 à 8 % de métaux (canette, papier aluminium, trombones, clous....) ;
- 1 à 5 % de textiles (chiffons, vêtements, ...) [13].

II.4. Impacts de la décharge sauvage sur l'environnement

Lorsqu'on dépose les déchets organiques dans une décharge, les matières biodégradables sont biochimiquement converties en méthane au lieu du CO₂, produit ultime de la biodégradation des matières organiques en compostage aérobie. Il est connu que le méthane (CH₄) a un effet en tant que gaz à effet de serre (GES) 2 fois supérieures à celui du CO₂. Toutefois, les émissions de méthane à partir des décharges représentent une proportion très significative des émissions totales des GES.

II.5. Durée de vie des déchets

Dans la vie quotidienne, quelques soient nos activités, nous générons tous des déchets ; du simple pot de yaourt en plastique, en passant par le paquet de gâteaux, la bouteille en verre, le ticket de bus etc....etc. La durée de vie d'un déchet dépend bien sûr de sa composition. Il est nécessaire de jeter ces déchets dans les conditionnements prévus à cet effet pour plusieurs raisons :

- Pour éviter que ces déchets se retrouvent dans la nature. Certains produits peuvent se révéler dangereux pour l'écosystème.
- Pour des raisons esthétiques.
- En jetant ces objets dans la filière de recyclage adaptée, vous donnez une seconde vie aux objets.
- Selon certaines associations de défense de la nature, les objets jetés dans les bois ou forêts constituent un piège pour la faune sauvage.

Le tableau suivant donne quelques exemples de déchets ainsi que le temps nécessaire à son élimination totale.

Tableau 1 : Temps de biodégradation de produits courants [14]

Produit	Temps de dégradation
Un mouchoir en papier	3 mois
Un journal	3 à 12 mois
Une allumette	6 mois
Morceaux de coton	1 à 5 mois
Un mégot de cigarette avec filtre	1 à 2 ans
Un mégot de cigarette sans filtre	3 à 4 mois
Une canette en acier	100 ans
Un papier de bonbon	5 ans
Un briquet en plastique	100 ans
Un pneu en caoutchouc	entre 500 et 1000 ans
Une boîte, canette en aluminium	200 à 500 ans
Un gobelet ou une bouteille en plastique	100 à 1000 ans
Un sac en plastique	450 ans
Bouteilles en verre	1 million d'années

III. Valorisation des déchets

III.1 Gestion des déchets

Tous les types de valorisation des déchets contribuent à ménager les ressources. On distingue trois modes de valorisation: **énergétique, matière et biologique**. La valorisation peut être qualifiée d'écologique si elle est moins polluante que l'élimination et une nouvelle production. Il s'agit de valoriser les déchets lorsque l'opération est écologiquement justifiée et économiquement acceptable.

Dans l'optique du traitement des déchets, les technologies propres conçoivent des procédés qui fabriquent des produits de même qualité que précédemment, mais qui rejettent moins de déchets. Une telle évolution est surtout intéressante dans le cas des déchets spéciaux puisque les coûts de leur élimination ont rapidement subi d'énormes augmentations. La plupart des déchets ne peuvent être éliminés au lieu même de leur apparition. Il faut donc les acheminer vers un lieu de traitement. Le traitement des déchets étant délicat et coûteux, les techniques qui permettent d'en diminuer la masse suscitent beaucoup d'intérêt. Elles sont au nombre de trois : la récupération, la valorisation, ainsi que les techniques dites « propre ». La *récupération* est la séparation de certains produits ou matériaux des déchets bruts à des fins de réemploi, de réutilisation et de recyclage.

Quelques définitions sont utiles [15].

Récupérer un déchet, c'est le sortir de son circuit traditionnel de collecte et de traitement, par exemple, mettre des bouteilles ou des journaux dans un conteneur spécial au lieu de les jeter à la poubelle. La récupération, qui suppose une collecte séparée ou un tri, se situe en amont de la valorisation ;

Recyclage est la réintroduction directe d'un déchet dans le cycle de production dont il est issu, en remplacement total ou partiel d'une matière première neuve. Dans le recyclage, le but principal est d'utiliser les déchets et non d'éliminer son potentiel de contamination. Ainsi, on doit distinguer les déchets qui peuvent être recyclés (valorisation matière) de ceux qui doivent être éliminés (valorisation énergétique) ;

Réemploi est un nouvel emploi d'un déchet pour un usage analogue à celui de sa première utilisation. C'est, en quelque sorte, prolonger la durée de vie du produit avant qu'il ne devienne un déchet, par exemple, les bouteilles consignées qui peuvent être de nouveau utilisées après nettoyage ;

Réutilisation consiste à utiliser un déchet pour un usage différent de son premier emploi, ou à faire, à partir d'un déchet, un autre produit que lui a donné naissance ;

Régénération consiste en un procédé physique ou chimique qui redonne à un déchet les caractéristiques permettant de l'utiliser en remplacement d'une matière première neuve. La figure suivante donne le synoptique des flux de gestion qui permet de valoriser la réparation des déchets primaires et des sous-produits tri ou de traitement vers les différents modes de collecte ou de traitement.

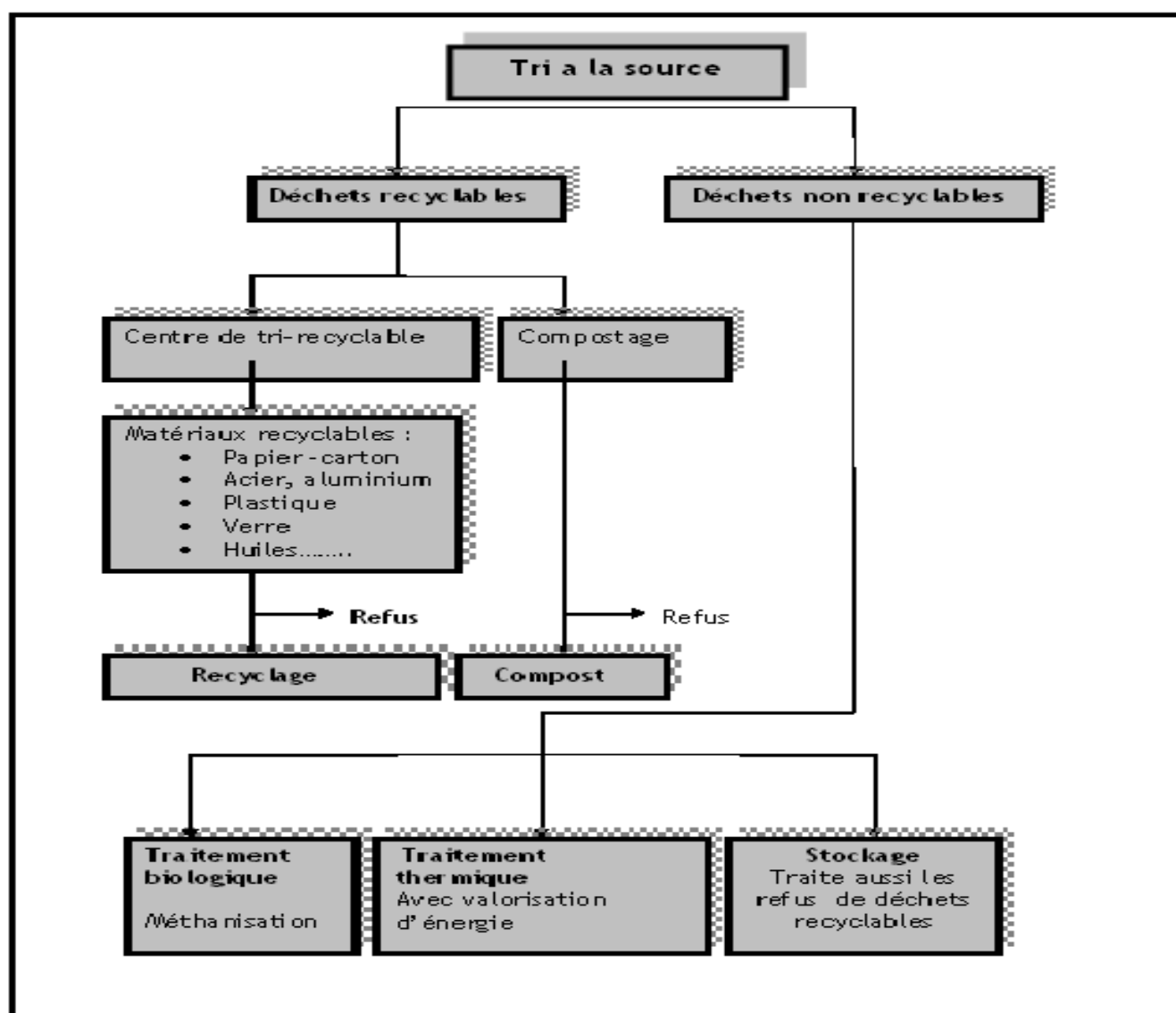


Figure 1 : Synoptique des flux de gestion des déchets [16].

Le traitement des déchets correspond à un processus global intégrant leur tri, leur collecte, leur transport, leur traitement et ou leur stockage, leur recyclage ainsi que leur valorisation énergétique ou autre. Sur ces bases, on peut dire que la gestion des déchets passe par *cinq stratégies possibles* [16] :

Stratégie 1 : arrêt de la production ou de la diffusion du produit à l'origine du déchet

Le choix de cette stratégie est généralement imposé par les impacts écologiques ou toxiques liés à l'usage de certains produits. Les problèmes, souvent liés à l'impact sur l'environnement ou à la santé humaine, peuvent conduire à la nécessité de cesser l'activité à l'origine de la production de tel ou tel déchet.

Stratégie 2 : optimisation des procédés et innovation technologique

Cette stratégie est le champ privilégié de ce qu'il est convenu d'appeler les technologies propres, modérés et économes. Réduire la quantité de déchets ou en produire de moins polluants relève du domaine des technologies et des produits propres. Cet objectif peut être atteint progressivement au niveau de la minimisation des rejets et de l'optimisation de l'utilisation des matières premières et de l'énergie par le recours à la dépollution dans un premier stade et à la *non-pollution* dans un second stade. La *non-pollution* peut être le résultat de l'*optimisation* du procédé, de sa *modification*, voire d'un *changement* de procédé.

Stratégie 3 : valorisation des déchets

En fonction de leur nature chimique, de leurs propriétés mécaniques, physico-chimiques ou thermiques, presque tous les déchets sont potentiellement valorisables. C'est cette stratégie qui se décline à travers toutes les filières de valorisation.

Stratégie 4 : rejet éco compatible dans le milieu naturel

Il est possible, dans certains cas, de permettre le retour des déchets dans le milieu naturel sans pour autant perturber ce milieu et poser des problèmes de type écologique, écotoxique ou toxique. C'est en général le cas pour les déchets inertes mais aussi pour les sous-produits de la décomposition thermique de molécules organiques en composés simples comme l'eau et le gaz carbonique. L'acceptabilité, ou *éco compatibilité*, peut être définie par le fait que ces déchets

sont intégrés aux cycles biogéochimiques sans entraîner de fonctionnements prévisibles ou identifiables. Cet objectif peut être atteint soit par des voies de valorisation (réutilisation du déchet comme amendement en agriculture par exemple).c'est la stratégie que l'on adopte lors de la gestion des déchets organiques des villes.

Stratégie 5 : stockage dans le milieu naturel

Il s'agit dans ce cas de l'enfouissement des déchets. C'est la traditionnelle mise en décharge dans un contexte technique et réglementaire qui doit garantir l'innocuité du système au regard du milieu environnant.

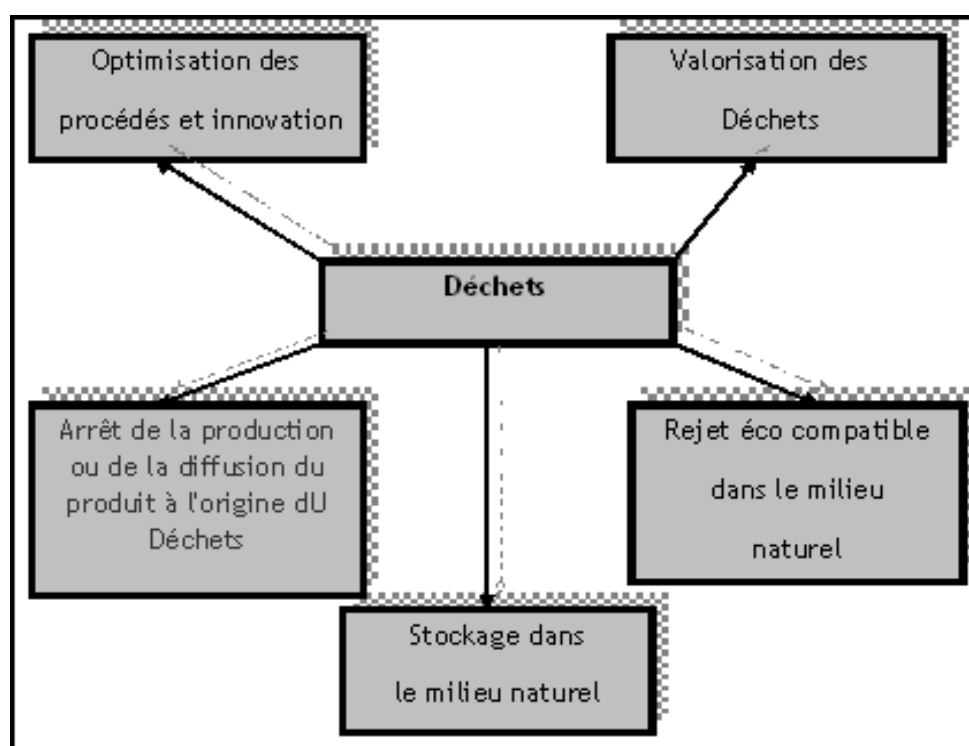


Figure 2 : Stratégies de gestion des déchets

III.2.Traitement biologique des déchets [16]

Le principe général des traitements biologiques est d'exploiter certaines activités microbiennes en les stimulant de manière contrôlée afin soit de réduire les nuisances potentielles des déchets (odeurs, risques sanitaires, caractère polluant au sens large du terme), soit de les valoriser sous forme énergétique ou sous forme matière. De ce fait, les procédés biologiques sont en pratique

généralement utilisés pour le traitement de déchets essentiellement organiques présentant un caractère biodégradable, à savoir notamment les déchets associés à l'exploitation ou à la consommation de la biomasse (sous-produits d'élevage, de cultures, d'industries agroalimentaires; fraction organique des ordures ménagères). Cependant, la versatilité et la diversité des micro-organismes sont telles que ce domaine d'application principal n'est pas exclusif d'autres applications à des déchets industriels organiques, voire minéraux (boues d'hydrocarbures, résidus miniers, etc.), bien que le recours à des techniques physico-chimiques ou thermiques soit alors complémentaire ou concurrent d'un traitement biologique éventuel.

Les procédés de traitement biologique des déchets organiques sont des techniques robustes bien éprouvées en pratique dans leurs domaines d'application privilégiés. Ils n'exigent pas de technologies sophistiquées et sont donc relativement peu onéreux à mettre en œuvre. Cependant, un certain savoir-faire est nécessaire pour une mise en œuvre efficace et pérenne, notamment concernant la bonne adéquation entre les matériels et techniques utilisés, les conditions opératoires, le ou les déchets traités, le contexte socio-économique et technique, et les objectifs fixés au traitement.

III.2.1. Principaux déchets concernés par le traitement biologique

Le recours à des micro-organismes pour traiter un matériau quelconque implique que ce matériau soit transformable par les micro-organismes considérés, c'est-à-dire que la matière qu'il contient puisse être utilisée par les micro-organismes pour leur permettre de vivre à ses dépens. On parle généralement de bio-dégradabilité pour qualifier cette caractéristique.

Les déchets organiques, issus de l'exploitation ou de la consommation notamment alimentaire de la biomasse (constituée par la masse des organismes vivants et de leurs déchets associés), sont généralement biodégradables puisqu'ils sont constitués de molécules d'origine naturelle susceptibles de s'engager dans les cycles biogéochimiques de la matière. À ce titre, ces déchets sont ceux qui se prêtent le mieux à des traitements biologiques. Ce sont des déchets essentiellement organiques (teneur en carbone de l'ordre de 40 à 50 % de la masse sèche) d'origine végétale ou animale. Les déchets d'origine animale sont, en

général, plus riches en azote (quelques pour-cent de la masse sèche) que ceux d'origine végétale (généralement moins de 1 % de la masse sèche), et souvent plus humides (souvent plus de 70 % de la masse fraîche). Ils sont générés au niveau soit de la production agricole (élevages et cultures), soit du stockage, du conditionnement et de la transformation des produits agricoles. On distingue :

1. **Les déchets de culture** : sont l'ensemble des parties végétales qui ne constituent pas la production végétale. Ces déchets relativement secs (taux de MS de l'ordre de 80 % en masse, voire supérieur) et pauvres en azote (0,5 à 0,8 % des MS) se prêtent mal à un traitement biologique tels quels, mais peuvent être traités en mélange avec des déchets plus humides, notamment d'origine animale (cas typique des fumiers).
2. **Les déchets des industries agroalimentaires** : sont générés dans un contexte technique et socio-économique fort différent du contexte agricole, ce qui n'est pas sans influence dans le choix des traitements et les moyens susceptibles d'être mis en œuvre : technicité plus importante, production plus concentrée des déchets créant des contraintes environnementales et techniques plus sévères, besoins énergétiques sur le lieu de production des déchets, moyens financiers, techniques et humains plus importants que dans le secteur agricole. On retrouve notamment les abattoirs et les industries laitières et fromagères pour les déchets d'origine animale ainsi que l'industrie sucrière pour les déchets d'origine végétale.
3. **Déchets municipaux** : Les déchets municipaux regroupent les ordures ménagères OM, les déchets encombrants des ménages, les déchets des artisans, commerçants et de certaines entreprises, et les déchets des communes qui englobent les déchets des espaces verts, des marchés, etc. Parmi ces déchets, certains sont issus de la biomasse et sont ainsi susceptibles d'être traités par voie biologique. Il s'agit notamment de la fraction organique (hors plastiques) des OM (déchets de cuisine dits « déchets putrescibles », mais aussi papiers/cartons, soit environ 60 % de la masse des OM) et de certains déchets des espaces verts et des marchés.
4. **Boues de station d'épuration des eaux usées** : Les stations d'épuration assurent le traitement des eaux usées municipales et produisent des boues obtenues par décantation soit des eaux usées avant épuration (boues

primaires), soit des eaux traitées (boues secondaires). Les boues peuvent être traitées par voie biologique, seules ou en mélange avec d'autres sous-produits tels que des copeaux de bois (permettant une meilleure aération pour le compostage) [16].

III.2.2. Métabolismes énergétiques et leurs incidences [17]

III.2.2.1 Aspects théoriques

Le métabolisme énergétique de tous les êtres vivants repose sur des réactions d'oxydoréduction. Cela signifie que les organismes vivants retirent l'énergie nécessaire à leur vie en oxydant des substrats qualifiés de donneurs d'électrons et de protons ; et en réduisant un ou des accepteurs. L'énergie qu'ils retirent est proportionnelle à la différence de potentiel entre le couple « donneur » et le couple « accepteur ». Du fait des conditions d'environnement très variées des différents biotopes de la planète, le monde microbien est très diversifié et ses capacités métaboliques très vastes. De nombreuses substances peuvent ainsi être utilisées par les micro-organismes comme substrats donneurs d'électrons et comme accepteurs finaux de ces électrons.

Une substance quelconque (substrat ou donneur) ne peut être oxydée que si une autre substance (accepteur) peut, en se réduisant, accepter les électrons arrachés à la première. Cela est thermodynamiquement possible si, dans les conditions du milieu, le potentiel du couple donneur est inférieur à celui du couple accepteur.

III.2.2.2 Respiration aérobie [17]

Un accepteur très courant chez les organismes chimiotrophes est l'oxygène moléculaire O_2 .

Le potentiel normal du couple $O_2 / 2 H_2O$ est de 810 mV par rapport à l'électrode normale à hydrogène, ce qui rend possible l'oxydation de très nombreux substrats. Les organismes capables sont qualifiés d'aérobies.

Les organismes aérobies stricts ne peuvent se passer d'oxygène, alors que les organismes aérobies facultatifs peuvent utiliser, en l'absence d'oxygène, d'autres accepteurs de remplacement.

Par extension, les traitements biologiques qui utilisent des micro-organismes aérobies sont eux-mêmes appelés des traitements aérobies.

III.2.2.3 Respiration anaérobie et fermentations

D'autres substances minérales que l'oxygène ou des substances organiques peuvent être utilisées comme accepteurs d'électrons. On parle respectivement de respiration anaérobie et de fermentation.

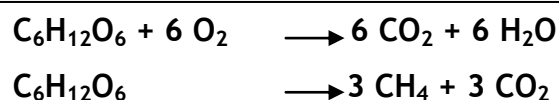
Les micro-organismes compétents sont dits anaérobies stricts s'ils sont incapables d'utiliser l'oxygène ou anaérobies facultatifs s'ils peuvent utiliser l'oxygène lorsqu'il est présent. Notons que, pour ces derniers, l'utilisation de l'oxygène est préférée (lorsqu'il est présent) car l'énergie récupérée est plus grande qu'avec la plupart des autres accepteurs à cause du potentiel élevé du couple $O_2 / 2 H_2O$.

Par extension, les traitements biologiques, qui utilisent des micro-organismes anaérobies, sont eux-mêmes appelés des traitements anaérobies [18].

III.2.2.4 Incidences pratiques

Des considérations thermodynamiques simples montrent que les micro-organismes aérobies peuvent retirer, à partir d'un substrat donné, beaucoup plus d'énergie pour leur croissance que les micro-organismes anaérobies.

Ainsi, si l'on considère comme substrat modèle le glucose (sucre constitutif de nombreux glucides de la biomasse), on peut écrire les réactions globales suivantes pour le métabolisme aérobie (1) ou anaérobie (2) de cette molécule à pH=7 [19] :



De ce fait, la croissance des micro-organismes aérobies est généralement plus rapide que celle des micro-organismes anaérobies, et les traitements biologiques aérobies sont donc eux-mêmes plus rapides que leurs concurrents anaérobies (il s'agit, bien évidemment, d'une considération très générale qui peut ne pas toujours être vérifiée en fonction des procédés mis en œuvre).

D'autre part, du fait des grandes quantités d'énergie libérées par les métabolismes oxydatifs aérobies, l'activité microbienne aérobie est susceptible de céder de la

chaleur au milieu traité qui peut ainsi s'échauffer comme c'est le cas lors du compostage.

Il n'est donc pas nécessaire de chauffer un déchet en cours de compostage, alors que cela est indispensable pour une digestion méthanique ou une fermentation alcoolique qui s'accompagne d'un dégagement de chaleur quasi nul.

Enfin, si les processus de biodégradation anaérobie s'accompagnent de si faibles libérations d'énergie, c'est que cette énergie se retrouve stocker dans l'un des produits formés.

De ce fait, les traitements biologiques anaérobies permettent d'envisager la valorisation énergétique d'un déchet organique en transformant une partie de sa matière en un produit plus facile d'emploi tel que le méthane ou l'éthanol.

III.2.3. Compostage [20]

III.2.3.1. Objectifs et principe

Le compostage est un traitement biologique de déchets organiques permettant de réaliser les objectifs suivants :

- stabilisation du déchet pour réduire les pollutions ou nuisances associées à son évolution biologique ;
- réduction de la masse du déchet ;
- production d'un compost valorisable comme amendement organique des sols

La mise en œuvre du compostage comporte généralement deux étapes biologiques auxquelles s'ajoutent des prétraitements et post traitements éventuellement nécessaires (broyages, mélange avec d'autres produits, tris, etc.). La première étape biologique, dite de fermentation chaude, répond aux deux premiers objectifs de stabilisation du déchet et de réduction de sa masse. Sa dénomination est en fait un abus de langage puisque le terme « fermentation » désigne en toute rigueur un processus microbiologique anaérobie. Au cours de cette étape, la matière organique la plus facilement biodégradable du déchet est oxydée par des micro-organismes aérobies qui consomment de l'oxygène et libèrent de la chaleur.

On assiste donc, si le déchet est suffisamment biodégradable et aéré, et que les pertes thermiques sont réduites, à une élévation de la température qui peut atteindre 80°C, voire davantage. Pour de nombreux déchets de biomasse, on enregistre une dégradation d'environ 30 à 40 % de la masse qui s'accompagne d'une réduction d'environ 50 % du volume.

La durée de cette première étape varie de quelques jours à quelques semaines en fonction de la nature du déchet, des conditions opératoires et de contraintes diverses (dimensionnement de l'installation, objectifs fixés...) [21].

III.2.3.2. Avantages agronomiques

Les différents impacts agronomiques peuvent être scindés en quatre catégories :

- Les impacts nutritionnels liés à la fourniture d'éléments nutritifs ;
- Les impacts globaux sur la production végétale et le rendement des cultures;
- Les impacts sur les propriétés physico-chimiques des sols ;
- Les impacts indirects liés à la protection phyto-sanitaire des cultures [22]

IV. Digestion Anaérobie des déchets

La valorisation énergétique des déchets riche en matières organiques peut pallier de façon non négligeable et remarquable aux demandes sans cesse croissantes en énergies fossiles.

La production du biogaz par méthanisation est le meilleur exemple de conversion de la biomasse afin de solutionner de façon durable les problèmes cruciaux causés par ces déchets [23].

La digestion anaérobie est un mode de traitement et de valorisation de la biomasse riche en matière organiques pour aboutir à la formation d'un biogaz riche en CH₄, et un digestat capable de régénérer les sols pauvres tout en réduisant au minimum la pollution et les nuisances causées par les rejets de déchets de métiers organiques.

La méthanisation est une application efficace pour la sauvegarde de l'environnement l'emploi des digesteurs a été exploité en premier temps dans le

domaine de traitement des eaux usées, il voit aujourd'hui son extension au traitement de la biomasse solide [24].

IV.1. Définition

La méthanisation [25] ou la digestion anaérobie est une série d'opération de dégradation biologique de matières organiques par une flore microbienne qui se produisent en absence d'oxygène.

Les produits résultant de la dégradation peuvent être classes en deux catégories, le **biogaz** et le **digestat**. Le biogaz est un mélange de méthane (CH₄), de dioxyde de carbone (CO₂) et de vapeur d'eau (H₂O).

Le méthane est le principal constituant du gaz naturel. Le digestat est le résidu liquide contenant les matières non dégradées.

IV.2. Les étapes métaboliques de la méthanisation

Le procédé de la digestion anaérobie, s'effectue en quatre étapes [26].

Il s'agit des étapes:

1. **Hydrolyse** : les macromolécules sont coupées progressivement en monomères solubles par des enzymes extracellulaires (cellulases, hydrolases, amylases,...) ;
2. **Acidogénèse** : les monomères issus de l'étape d'hydrolyse, sont transformés en acides organiques et alcools avec une libération d'ammonium (NH₄⁺), de dioxyde de carbone (CO₂) et d'hydrogène (H₂);
3. **Acétogénèse** : les produits de l'acidogénèse sont transformés en acide acétique (CH₃COOH) mais aussi en CO₂ et H₂.
4. **Méthanogénèse** : dernière étape au cours de laquelle est formé le méthane selon deux voies principales et distinctes, celle de l'acétate et celle du mélange H₂/CO₂ :



Ces quatre étapes sont étroitement liées mais présentent des cinétiques de réaction différentes. Selon le substrat de départ, la vitesse globale de transformation dépendra d'une éventuelle étape limitante. La voie principale de formation du méthane provient de l'acétate. Il existe d'autres voies de formation à

partir d'autres substrats (méthanol, formate, méthylamines ...) mais leur importance quantitative est négligeable par rapport aux deux voies précédentes. Il est à noter que les deux premières étapes (l'hydrolyse et l'acidogénèse) sont souvent regroupées car elles sont effectuées par les mêmes populations de micro-organismes.

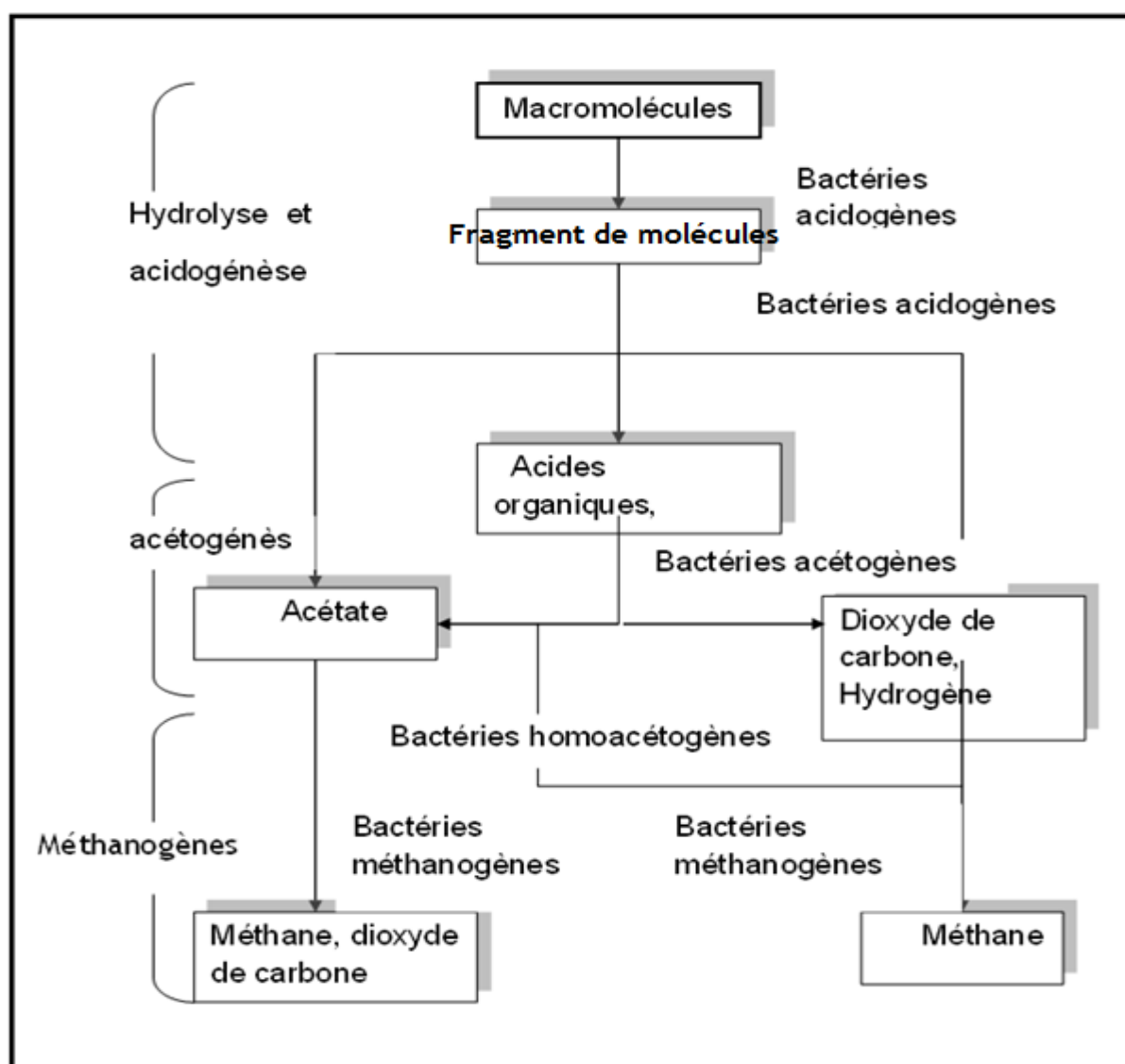
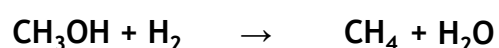
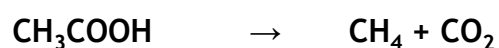
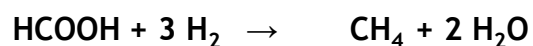


Figure 3 : Schéma métabolique de la digestion anaérobie [27].

IV.2.1. Hydrolyse et acidogénèse

Cette première étape est effectuée par un ensemble varié de microorganismes, la plupart anaérobies stricts. Généralement l'hydrolyse est le travail *d'enzymes extracellulaires* qui libèrent des produits de poids moléculaire plus faible qui vont pénétrer dans la cellule où ils seront dégradés selon les voies classiques du catabolisme.

C'est la phase d'hydrolyse qui est souvent l'étape limitante dans la digestion anaérobie. Selon la nature biochimique du substrat, les vitesses réactionnelles varient. L'hydrolyse diffère aussi selon le type de matière première à dégrader à savoir :

- **Les glucides**

Pour les glucides, des variations importantes existent selon la nature du polysaccharide. Donnons quelques exemples :

Les hémicelluloses : leurs structures variées impliquent la mise en œuvre de différentes activités enzymatiques extracellulaires.

Les oses simples libérés sont dégradés en pyruvate par la voie des pentoses.

L'amidon : constituant des réserves des végétaux, il est composé de deux types de polymères de D glucose : un polymère linéaire, l'amylose, et un polymère ramifié, l'amilopectine.

L'hydrolyse de l'amidon est réalisée par les enzymes généralement constitutives qui libèrent du glucose qui sera utilisé principalement par la voie de la glycolyse [28].

- **Les lipides**

La majorité des lipides est constituée de glycérol estérifié par des acides mono carboxyliques à longue chaîne (triglycérides) et/ou sur un des carbones par un groupement phosphate ou une molécule glucidique (phospholipides).

Les bactéries lipolytiques des fermenteurs appartiennent essentiellement au genre *Vibrio*.

Les composants des lipides sont dégradés par les voies classiques du métabolisme : les acides gras à longue chaîne sont transformés en écétate et le glycérol entre dans la voie de la glycolyse.

La vitesse de dégradation en fermenteur est très rapide qu'il est nécessaire de surveiller de près une éventuelle baisse du pH.

- **Les protéines**

Les protéines sont constituées d'un assemblage d'acides aminés. Après protéolyse, ces derniers sont transformés en acides gras volatils, CO_2 et NH_3 par les réactions classiques de désamination, transamination et décarboxylation.

La nature des acides gras ainsi formés dépend de la structure des acides aminés initiaux. Les produits formés sont les mêmes que ceux provenant de la dégradation des glucides.

Ils constituent un pool commun dégradé par les mêmes voies : Fermentation du pyruvate, cycle de Krebs. Cependant, une forte production des acides aminés est utilisée pour l'anabolisme, c'est-à-dire la synthèse protéique des bactéries plutôt que pour le métabolisme énergétique [28].

IV.2.2. Acétogénèse

C'est pendant cette phase que sont produits, à partir des étapes précédentes, les substrats principaux de la méthanogénèse : acide acétique, CO_2 et H_2 .

L'acide acétique est un intermédiaire clé de la transformation de la matière organique dans l'environnement.

De nombreuses bactéries sont capables de faire de l'acétate par fermentation et sont souvent qualifiés « d'acétogènes ».

Il faudrait cependant réserver ce terme aux acétogènes stricts ou homo-acétogènes correspondant à une famille qui présente un type précis de métabolisme et des similitudes de caractère et d'habitat. Pour simplifier, nous pouvons considérer trois types de populations bactériennes :

- **Les bactéries fermentatives**

Ce sont les bactéries participant à l'hydrolyse de la matière organique (Cellulomonas, Bacillus, Clostridium). Lorsque la pression en hydrogène est faible, ces bactéries peuvent orienter leur métabolisme vers la production privilégiée d'acétate.

- **Les bactéries productrices obligées d'hydrogène**

Lors de la dégradation de la matière organique, une grande partie des produits de la dégradation est constituée d'acides organiques (acide lactique, propionique, butyrique,...) et d'alcools (éthanol,...). Ces produits peuvent s'accumuler dans le

milieu car leur dégradation dans les conditions standards en anaérobiose nécessite de l'énergie (réactions endergoniques).

- **Les bactéries homoacétogènes**

Comme leur nom l'indique, ces bactéries produisent l'acide acétique comme seul métabolite. On distingue en général : les cétoènes vivant en autotrophie sur CO_2 et H_2 , des acétogènes hétérotrophes et des formes mixotrophes passant selon les conditions du milieu d'un mode de production à l'autre.

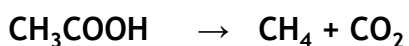
IV.2.3. Méthanogénèse

C'est l'étape finale et spécifique de la fermentation méthanique. Elle conduit à la réduction du carbone en méthane et elle est réalisée par des micro-organismes très spécialisés. Anaérobies stricts.

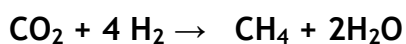
Ils appartiennent à un même groupe d'archaébactéries qui se subdivise en : méthanobactériales (*Methanobacterium*), méthanococcales (*Methanococcus*) et méthanomicrobiales (*Methanomicrobium*, *Methanosarcina*, *Methanospirillum*).

Il existe deux grandes voies de formation du méthane :

1. La voie **acétoclastique** où l'acide acétique est transformé en méthane



2. La voie **hydrogénophile** où c'est le mélange CO_2/H_2 qui est utilisé



Les bactéries méthanogènes, strictement anaérobies, conduisent à la production de méthane à partir d'un mélange de gaz carbonique et d'hydrogène. Ces bactéries réduisent le CO_2 (ou HCO_3^-) en méthane. Cette voie est génératrice d'énergie et couplée à la synthèse d'ATP. Ce métabolisme peut être considéré, de ce fait, comme un exemple d'autotrophie.



Figure 4 : Bactérie Méthanogène

Le passage du CO_2 au CH_4 s'effectue par quatre réductions successives mais peut aussi produire du méthanol ou de l'acide formique (voir figure 5).

Les électrons peuvent provenir de H_2 ou, plus rarement, voire même du fer (FeO). D'autres réactions existent à partir de différents composés comme le méthanol, l'acide formique, la méthylamine ou encore le diméthyl sulfure.

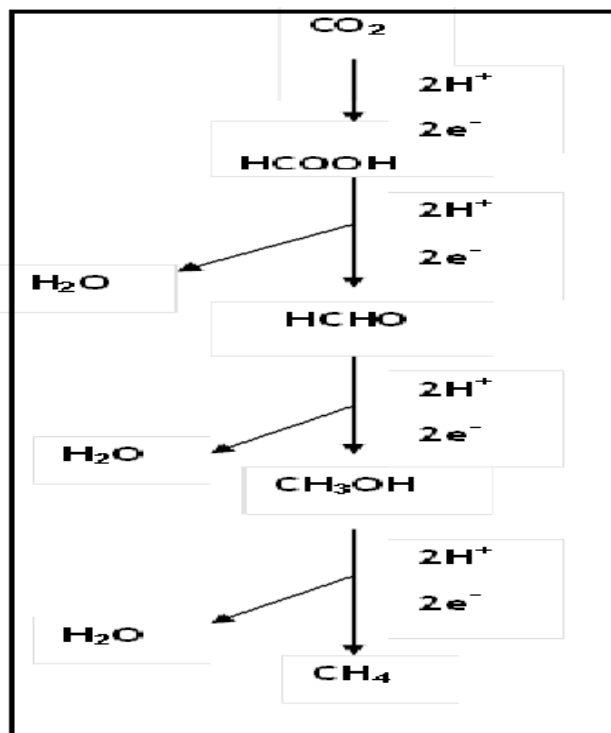


Figure 5 : Méthanogénèse par réduction du CO_2 [29].

Les méthanogènes possèdent les caractères communs aux **archaebactéries**.

Les méthanogènes vivent en association avec d'autres anaérobies qui leur fournissent les métabolites.

Elles épurent le milieu de l'hydrogène qui serait toxique en s'accumulant pour les acétoclastes.

Un exemple de bactéries méthanogènes : *Methanothrix thermophila*, dont la croissance optimale se produit aux alentours de 60°C.

Chaque cellule mesure 1 micromètre de diamètre.

A l'intérieure des cellules, on observe des vésicules de gaz (voir figure 4).

IV.3. Les paramètres de la fermentation méthanique

IV.3.1. La zone de température [30].

La fermentation anaérobie peut se dérouler entre 5 et 65°C. On définit classiquement trois plages de températures autour d'une valeur optimale relative :

- la zone psychrophile, de 4 à 25°C ;
- la zone mésophile, de 35 à 45°C ;
- la zone thermophile, de 55 à 65°C.

La première zone englobe les fermentations présentes dans les sédiments marins mais également les fosses septiques. La plus largement étudiée est la zone mésophile.

L'augmentation de la température entraîne une augmentation des vitesses de dégradation, en particulier de la phase d'hydrolyse, sans influence particulière sur la biodégradabilité ou le rendement en méthane car les voies métabolique restent les mêmes jusqu'à 65°C.

Notons également que le fonctionnement en phase thermophile (>55°C) entraîne inéluctablement une sélection des germes thermotolérants et donc un certain contrôle sur les populations bactériennes.

Cependant, la fermentation méthanique étant faiblement exothermique, les conditions de température nécessaires pour un fonctionnement en zone mésophile ou thermophile, doivent être créées par un chauffage externe.

IV.3.2. Le potentiel Red Ox

La fermentation méthanique ne se déroule qu'en anaérobiose stricte, les populations méthanogènes et acétogènes étant les plus sensibles à l'oxygène et aux oxydants potentiels (nitrates, nitrites,...). Par ailleurs, la majorité des micro-organismes participant à la phase d'hydrolyse-acidogénèse sont des anaérobies facultatifs qui permettent une élimination rapide de l'oxygène pouvant être présent dans le milieu.

IV.3.3. Le potentiel à hydrogène et les équilibres tampons

La gamme des pH permettant un déroulement normal de la fermentation méthanique est liée aux conditions optimales de vie des micro-organismes responsables des différentes réactions métaboliques. On observe des différences entre les populations bactériennes.

Ainsi, les acétogènes sont les plus sensibles aux variations de pH (optimum de croissance de 7.2) alors que les méthanogènes peuvent accepter des variations de pH entre 6 et 8. Les bactéries acidogènes s'adaptent facilement à des pH aux alentours de 4.

Généralement, on considère que les variations doivent être maintenues dans une fourchette entre 6.4 et 7.8 pour que les fermentations soient stables [30].

Le principal effet défavorable d'une baisse de pH est dû aux acides gras volatils qui à des valeurs de pH bas se retrouvent sous forme protons. Sous cette forme, les acides gras volatils peuvent pénétrer librement dans les cellules, par simple diffusion au travers de la membrane plasmique. Dans le cytoplasme, le pH est maintenu au voisinage de la neutralité. Les acides faibles libèrent alors leurs H^+ , ce qui provoque une destruction du gradient électrochimique transmembranaire de proton. Ce dernier est le responsable du fonctionnement de l'ATPase, enzyme productrice d'ATP, source d'énergie pour l'ensemble des réactions métaboliques de la cellule.

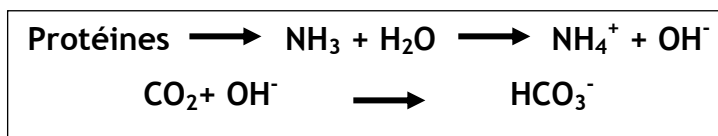
La principale cause d'une baisse du pH est l'accumulation dans le milieu des intermédiaires de fermentation (acides gras volatils, acide lactique,...). Cette accumulation peut être due à différents phénomènes comme l'inhibition des étapes ultérieures ou la biodégradation trop rapide d'un substrat organique. Ce

phénomène peut apparaître rapidement et conduit à un déséquilibre irréversible de la fermentation en absence d'un processus de régulation du pH.

De plus, ce mécanisme peut s'auto-amplifier puisque qu'une diminution du pH limite les étapes ultérieures qui permettent une consommation des acides gras volatils (AGV) [31].

La régulation du pH est rendue possible grâce à la capacité tampon du milieu. Dans l'écosystème de la fermentation méthanique, cette régulation est assurée principalement par les bicarbonates (HCO_3^-) et dans une plus faible mesure aux ions phosphates (HPO_3^-).

A un pH voisin de la neutralité, la formation des ions (HCO_3^-) est principalement due à l'interaction entre les ions NH_4^+ provenant de la dégradation des protéines et le CO_2 dissous, suivant les réactions :



Ces ions permettent de neutraliser les acides organiques libérés.

Pour les méthanogènes et dans la majorité des cas, l'inhibition due aux AGV a un effet bactériostatique et non mortel. Les réactions fermentaires peuvent reprendre normalement si le pH est maintenu au voisinage de la neutralité ; même après plusieurs jours d'arrêt. Par contre en absence de régulation, une inhibition de ce type conduit à un arrêt irréversible de la fermentation.

IV.3.4. La pression partielle en hydrogène

La pression partielle en hydrogène (H_2) joue un rôle déterminant dans le déroulement du processus de fermentation méthanique.

C'est un paramètre clé pour le suivi du fonctionnement normal d'un digesteur anaérobie.

La production d'hydrogène est due en partie aux populations bactériennes fermentatives lors de la production d'acétate.

L'hydrogène produit est fixé par le coenzyme NAD^+ (NADH_2), celui-ci doit se réoxyder pour permettre le bon déroulement des réactions métaboliques et la

formation d'ATP. Lorsque la pression partielle en H_2 est trop élevée, le relargage de H_2 est rendu impossible car la réaction est endergonique.

Par ailleurs, les bactéries productrices obligées d'hydrogène dégradent les alcools et certains acides gras (lactate, propionate, butyrate,...) en acétate avec une production d' H_2 . Du point de vue thermodynamique, ces réactions ne peuvent se dérouler que si la pression partielle en hydrogène est suffisamment faible. On comprend que la pression en hydrogène joue un rôle fondamental dans le processus et conditionne le bon déroulement des réactions [31].

IV.3.5. Les besoins en nutriment

Pour leur activité, les micro-organismes ont besoin d'un équilibre entre les différents éléments (C, N, P, S) et les éléments traces intervenant dans les enzymes (métaux, vitamines). Cependant les populations anaérobies, du fait de leur faible production de biomasse, nécessitent moins d'éléments nutritifs que les populations aérobies. Le carbone contenu dans la matière organique est utilisé pour les besoins énergétiques et la synthèse des nouveaux constituants cellulaires. La consommation en carbone est 15 à 30 fois plus importante que celle de l'azote. On admet généralement que le rapport optimal C/N doit être compris entre 20 et 30 et le rapport C/P entre 100 et 150 [31]. Cependant, il faut mettre en parallèle ces rapports avec la biodégradabilité du substrat. Ainsi, un substrat facilement biodégradable possède un rapport C/N bas tandis que s'il est composé de chaînes carbonées plus difficilement accessibles, son rapport C/N est plus élevé.

IV.3.6. Les inhibiteurs

Plusieurs inhibiteurs potentiels de la fermentation méthanique existent. Parmi les plus étudiés, on peut citer : les oxydants (oxygène, nitrates, sulfates,...) ; les acides gras volatils, les antibiotiques, l'ammoniac, les détergents,... [31].

IV.4. Biogaz

IV.4.1. Définition [32]

Le biogaz est un mélange de gaz carbonique et méthane provenant de la dégradation des matières organiques, végétales ou animales, dans un milieu en raréfaction d'air (dite fermentation anaérobie ou méthanisation).

Cette fermentation est le résultat de l'activité microbienne naturelle ou contrôlée. Par ailleurs, il existe donc plusieurs sources possibles d'émission du biogaz avec chacune leurs caractéristiques [32] :

Le biogaz issu des boues des stations d'épuration :

Le biogaz provient des matières organiques contenues dans les eaux. C'est un gaz riche en méthane, en hydrogène sulfuré, Les biogaz industriel ou agricoles (des industries ou agroalimentaires) ;

Les biogaz des unités spécifiques de méthanisation liée au compostage :

Normalement, il n'y a pas de biogaz en cas de compostage, puisque ce dernier nécessite, au contraire de la méthanisation, un traitement avec apport d'air.

Mais il existe aujourd'hui des procédés mixtes qui permettent de produire à la fois de l'amendement organique et le biogaz ;

Le biogaz de décharge :

Les décharges produisent spontanément du biogaz car les déchets fermentescibles y sont régulièrement déposés.

L'émission peut durer plusieurs centaines de jours, d'abord à un rythme croissant, puis décroissant.

Le processus peut s'accélérer en humidifiant la matière organique, auquel cas le potentiel de production peut être récupéré entre 5 ou 10 ans.

Sans installation particulière, autre que le captage des gaz dans les alvéoles. On peut récupérer 60 m³ de méthane par tonne enfouie.

IV.4.2. Caractérisation du biogaz

IV.4.2.1. La composition chimique de biogaz

Le biogaz se caractérise par sa composition chimique et les caractéristiques physiques qui en découlent [33].

La quantité et la composition chimique de biogaz dépendent, du substrat, de sa DCO, du débit d'alimentation du digesteur (s'il s'agit d'une alimentation en continu), de la qualité de l'agitation, du temps de séjour dans le réacteur et de température de fermentation.

Tableau 2: Composition volumique du biogaz issu de déchets organiques

Gaz produits en condition anaérobie	Teneurs habituelles
CH ₄	50 à 70%
CO ₂	30 à 50%
H ₂ S	0 à 8%
N ₂	0 à 20%
CO	Traces

La quantité et la qualité de biogaz dépendent de : le pH, la teneur en matière sèches du substrat, le rapport carbone / azote, le temps de séjour dans le digesteur, l'homogénéité et la granulométrie du substrat.

IV.4.2.2. Les caractéristiques du biogaz

A titre indicatif, 1m³ de biogaz; contenant 70% de méthane et 30% de gaz carbonique, libère par combustion environ 6000 Kcal. Son pouvoir calorifique peut être comparé à celui d'autres combustibles ou d'autres sources énergétiques [34].

1m³ de biogaz (70% CH₄ et 30% CO₂) équivaut énergétiquement à :

- 0.81 L d'essence ;
- 1.2 L d'alcool a brûlé ;
- 0.7 L de mazout ;
- 0.9 Kg de charbon ;
- 1.5 Kg de bois ;
- 6.8 Kw/h d'électricité ;
- 0.66 m³ de gaz naturel.

IV.4.2.3. La valorisation de biogaz

La valorisation énergétique du biogaz peut prendre plusieurs formes:

- La production de la **chaleur** : le biogaz est brûlé dans une chaudière classique ;

- La production **séparée** de chaleur et d'électricité : d'une part le biogaz est brûlé dans une chaudière et d'autre part dans un moteur thermique relié à un alternateur qui produit de l'électricité
- La production combinée de chaleur et l'électricité ou la **cogénération** : le biogaz alimente un moteur thermique relié à un alternateur qui produit l'électricité et de la chaleur est récupérée dans les gaz d'échappement et au niveau du moteur
- L'injection de biogaz dans le réseau de gaz de ville après épuration
- **Un carburant pour automobile**: une unité traitant 20000 t/an de déchets peut produire une quantité carburant qui permet à 2000 voitures de parcourir 10000 Km/an.
- Un Kilogramme de déchets correspond donc à la **consommation de carburant pour un parcours d'un Kilomètre en voiture [35]**.

IV.5. Les réacteurs de méthanisation

L'élément primordial nécessaire à la méthanisation en plus des micro-organismes, est le digesteur, appelée aussi bioréacteur ou methaniseur.

Le digesteur est une simple cuve fermée et étanche, isolée thermiquement [36].

Il est équipé de dispositifs plus ou moins élaborés d'agitation, de chauffage et de dispositifs de contrôle (pH, pression, température...). Aussi, dans ce digesteur, différentes espèces bactériennes se relaient pour dégrader chimiquement et biologiquement les déchets et effluents organiques et produire du biogaz.

Par ailleurs, le choix du digesteur varie en fonction du type de déchets à traiter et de l'application visée. On peut classer les digesteurs selon :

- **Le mode d'alimentation** : batch, continu ou semi continu ;
- **Le type de substrat** : solide, semi solide ou liquide ;
- **Le nombre d'étapes** : mono ou bi étape selon que la méthanogénèse et acidogénèse se déroulent dans le même réacteur ou dans deux cuves séparées.

Certain digesteurs sont dits mixtes ou intégrés. Plus exactement, c'est l'installation et non le digesteur qui est mixte. Le principe consiste à faire subir au substrat organique une digestion anaérobie et récupérer le sous-produit qui est ensuite stabiliser par l'étape de compostage. Ces procédés mixtes permettent la

réduction des systèmes de traitement du liquide issu du digesteur anaérobie. Ce dernier servant en grande partie pour l'humidification du compost. Le second avantage est la stabilisation quasi-totale du substrat organique en raison de la complémentarité des deux systèmes [36].

IV.5.1. Classification selon le mode d'alimentation

Le ***digesteur batch ou discontinu*** : Il a l'avantage d'être d'une construction simple.

Le mode opératoire consiste à remplir le digesteur avec les substances organiques et laisser digérer.

Le temps de réaction étant fonction de la température et d'autres facteurs. A la fin de la digestion, le digestat est évacué et le processus peut recommencer.

Ces systèmes rustiques et d'une grande simplicité technique, sont avantageux pour traiter les déchets solides comme les fumiers, les résidus agricoles ou les ordures ménagères.

La production de biogaz n'est pas régulière : au début du cycle, la fermentation du substrat ne venant que de commencer, la production du biogaz est lente.

Elle s'accélère, et atteint un taux maximal au milieu du processus de dégradation et chute en fin de cycle lorsque seuls les éléments difficilement digestibles restent dans le digesteur.

Dans un ***digesteur continu***, le substrat introduit de manière continue est digéré et déplacé soit mécaniquement, soit sous la pression des nouveaux intrants vers la sortie sous forme de digestat.

Le fonctionnement en continu, est bien adapté aux installations de grande taille. Il existe trois principaux types de digesteurs continus [36].

- Système à cuve verticale ;
- Système à cuve horizontale ;
- Système à « cuves multiples ».

Le digesteur ***semi-continu*** fonctionne avec une combinaison des propriétés des deux précédents, afin de tirer profit des avantages des deux modes de digesteur (batch et continu).

IV.5.2. Classification selon le type de substrat

Cette classification de digesteur est fonction de la teneur en matières sèches des matières organiques qui affecte leur consistance [36].

- **Solide** : teneur en matière sèche >15% ;
- **Semi-solide** ou pâteux : teneur en matière sèche comprise entre 5 et 15 % ;
- **Liquide** : teneur en matière sèche inférieure à 5%.

IV.5.3. Classification selon le nombre d'étapes

Cette classification, met en évidence le fait que l'hydrolyse et l'acidogénèse sont séparés ou non de la phase suivante : méthanogénèse.

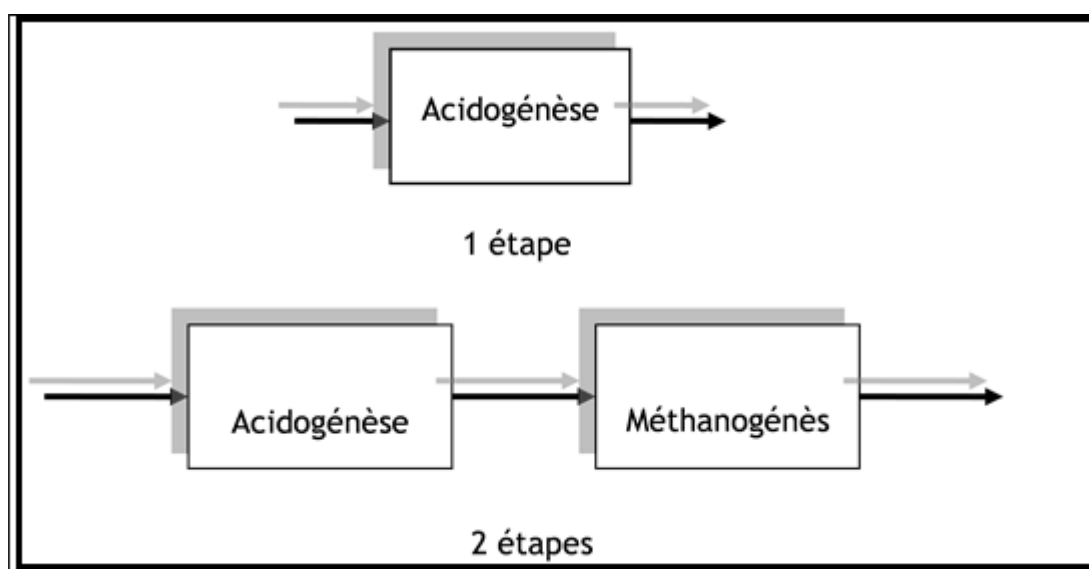


Figure 6 : étapes de la digestion

Dans les procédés mono étapes, toutes les étapes de la digestion ont lieu dans la même enceinte.

Ils sont exploitables en continu ou en batch, et principalement appliqués pour des substrats allant jusqu'à 40 % de MS.

Dans les procédés bi étapes l'hydrolyse et l'acidification sont nettement séparées de la phase suivante de méthanisation.

La recirculation de la phase liquide présente l'avantage de ne pas nécessiter constamment l'ajout d'eau réchauffée.

L'avantage des Procédés bi étapes réside dans le fait que la décomposition de la matière solide est de l'ordre de quelques jours.

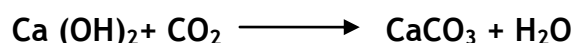
Cette séparation des phases, réduit le risque d'intoxication des cellules méthanogènes liée à la présence d'acides gras volatils lorsque l'étape d'acidogénèse n'est pas complètement terminée.

IV.6. Système de purification du gaz

Le biogaz résultant de la méthanisation des déchets organiques doit être purifié, avant d'être utilisé, car il peut contenir des substances indésirables comme le sulfure d'hydrogène (H_2S) et le dioxyde de carbone (CO_2) qui peuvent diminuer son pouvoir calorifique.

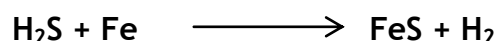
IV.6.1. Système d'élimination de CO_2

Le CO_2 est éliminé en réagissant avec la chaux selon le mécanisme suivant [37].



IV.6.2. Système d'élimination de l' H_2S

Quand le biogaz traverse le cylindre, la limaille de fer réagit chimiquement avec l' H_2S , entrant dans la composition du biogaz, conduisant à la formation du FeS selon la réaction suivante [37].



IV.7. Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie

Les avantages de la digestion anaérobie sont :

- Une réduction de la matière sèche des boues
- Une production d'un Biogaz valorisable sous forme d'énergie (chauffage, cogénération d'électricité)
- Une réduction du nombre de micro-organismes pathogènes
- Un intérêt agronomique, lié à une concentration importante en azote ammoniacal (NH_4^+ et en phosphates (PO_4^{3-}) due à la lyse de la matière organique

- Une demande en énergie plus faible que les procédés aérobies et pas d'apport en oxygène
- la possibilité de traiter des charges organiques élevées : de 2 à plus de 80 kg de DCO par mètre cube de réacteur et par jour avec des taux d'épuration de 80 à 98%

Cependant, elle comporte aussi quelques inconvénients :

- Une forte sensibilité aux variations de charges et aux composés toxiques
- Une dégradation plus lente que pour les substrats verts.
- Des coûts d'investissement importants ;
- Du fait de la faible vitesse de croissance bactérienne, la cinétique d'épuration est lente et les périodes de démarrage des réacteurs relativement longues;
- les populations microbiennes sont sensibles aux perturbations, en particulier à l'oxygène et aux métaux lourds ou encore aux surcharges organiques et le procédé se révèle souvent instable ;
- Le traitement par digestion anaérobie est souvent insuffisant pour rejeter directement les effluents dans le milieu naturel : un post-traitement aérobie de finition est nécessaire pour achever l'élimination du carbone et éventuellement de l'azote et du phosphore [38].

Etude Expérimentale

I. Introduction

Les facteurs qui influencent la production de biogaz sont principalement basés sur les conditions opératoires ainsi que le type de l'alimentation du digesteur. Les conditions de fonctionnement tel que le pH et la température influencent directement les micro-organismes. La composition et la concentration de déchet est aussi importante, sans oublier les composés toxiques et les inhibiteurs de la phase méthanogénèse.

Parfois, les composés toxiques ne sont pas présents au départ dans l'alimentation, mais ils sont produits à l'intérieur du réacteur à partir de la dégradation du substrat (comme exemple les AGV et l'ammoniaque).

Nous devons retenir et apprendre à chaque fois le processus de dégradation de la matière organique car à partir de cette succession de réaction on pourrait produire le biogaz une énergie renouvelable et verte. Nous l'avons déjà mentionné dans la partie théorique que la dégradation de la matière organique jusqu'au méthane passe par les étapes suivantes :

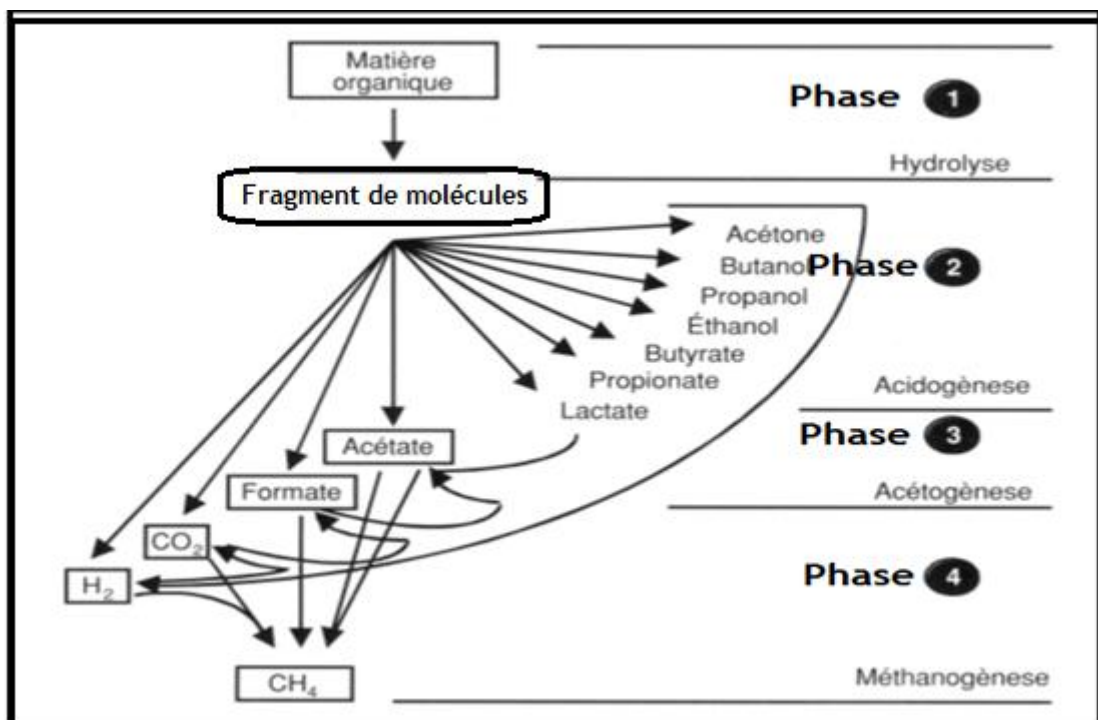


Figure 7 : Phases de la digestion anaérobie [39].

Ces réactions ne se déroulent qu'en absence de l'oxygène et sous des conditions extrêmes : la plus essentielle est le passage de la phase acidogène vers la phase acétogénèse. La phase acidogène produit des acides gras qui font diminuer le pH et stopper le processus de dégradation ; pour passer cette étape nous étions obligés de

corriger le pH par l'ajout du carbonate de calcium ou de faire diminuer la concentration du substrat en augmentant le taux de dilution.

Pour le bon fonctionnement de la digestion on doit contrôler les paramètres suivants : type de substrat, pH du milieu, la charge organique exprimé en DCO ou en DBO, la température. Une fois l'opération est conduite nous devons suivre le paramètre AGV/TAC qui montre si le processus va continuer ou va être stoppé. Et enfin le rapport C/N nous donne une indication si il y'a plus de carbone dans le milieu ceci nous indiqueras que le temps de séjours va être très long dans le réacteur et si l'azote est abondant dans la matière organique il se produira dans le milieu de digestion l'ammoniaque qui inhibe le processus de dégradation et le stoppe dans la phase acidogène.

II. Paramètres de contrôle de la digestion anaérobie des déchets organiques

Un contrôle de différents paramètres de fermentation est impératif et nécessaire à la bonne marche du procédé. Quatre paramètres principaux doivent être contrôlés : température, pH, AGV (acides gras volatils) et TAC (titre alcalimétrique complet). Ces paramètres sont des indicateurs plus ou moins sensibles de l'état de fonctionnement de la digestion. Les paramètres ayant un effet sur la digestion anaérobie des boues sont la température, le temps de séjours, le pH, la composition du déchet à dégrader et la présence d'inhibiteurs [40].

II.1. La température

Il existe trois types de digestion anaérobie :

1. la digestion psychrophile : température autour de 6 à 15 °C

2. la digestion mésophile : température à environ 30-35 °C

3. et la digestion thermophile : température supérieure à 45 °C

La digestion anaérobie thermophile est la plus efficace car la réaction est accélérée par la chaleur. Cependant, dans la pratique, la digestion anaérobie est plus souvent utilisée dans les conditions mésophiles, compromis entre les

performances et les dépenses énergétiques dues au chauffage et surtout à cause de sa plus grande stabilité.

II.2. Le temps de séjour hydraulique

Le temps de séjour hydraulique (TSH) doit être suffisamment long pour éviter le lessivage des micro-organismes épurateurs. Ainsi, il est nécessaire que le temps de séjour hydraulique soit supérieur au temps de génération de nouveaux micro-organismes, en particulier des méthanogènes (micro-organismes les plus lents). En culture libre, le TSH est équivalent au temps de rétention des micro-organismes, et peut être fixé entre 10 et 60 jours : en général il est fixé à 25 - 35 jours [41].

II.3 Le pH

Il est indispensable de maintenir le pH dans la gamme de la neutralité (6,7 - 7,4), l'optimum étant autour de 7,0 - 7,2 unités pH. Afin de maintenir le réacteur au pH optimal, celui-ci est régulé par l'ajout de soude ou de bicarbonate de sodium. Le pH est essentiellement lié à la présence d'acides gras volatils. Lors du bon fonctionnement du digesteur, la variation du pH est tamponnée par la présence des bicarbonates [42].

II.4 La présence de toxiques et d'inhibiteurs

La présence d'oxygène, d'ammoniaque, d'AGV, de métaux lourds, de composés chlorés, d'hydrogène, peut inhiber la digestion anaérobie et plus particulièrement la méthanogénèse. La digestion anaérobie est inhibée par la présence d'AGV en trop grande quantité, le composé le plus toxique étant l'acide propionique [43]. En effet, lorsque la concentration en AGV devient supérieure à 2 - 3 g/L le pH diminue et la phase de méthanisation est inhibée. Ceci peut être provoqué par une surcharge organique.

Ainsi, les performances du digesteur dépendent de l'équilibre entre la synthèse et la dégradation des AGV.

L'étape d'acétogénèse est inhibée par la présence d'hydrogène. Ces réactions nécessitent donc la présence de micro-organismes accepteurs d'hydrogène : les méthanogènes. Ceux-ci, en consommant l'hydrogène généré, permettent de garder une pression partielle en hydrogène très faible.

La présence d'ammoniac (NH_3 libre) est toxique pour les méthanogènes. Cette toxicité est dépendante du pH. En effet, la présence de NH_3 libre est favorisée par les pH alcalins : à pH neutre, l'azote est peu toxique. Le seuil de toxicité est situé entre 1,5 et 3 g N/L [44].

II.5 La nature de boues

Selon plusieurs auteurs, les boues secondaires sont beaucoup plus difficiles à digérer que les boues primaires [45]. Donc, la nature des boues est à prendre en compte notamment le type de boues. Il est généralement admis que la digestion anaérobie d'une boue activée permet d'atteindre au mieux 50% de dégradation de la matière organique. Cependant une grande variabilité est observée liée à la nature de la boue.

II.6 Les AGV

La concentration en AGV (acides gras volatils) est un paramètre important (indicateur sensible) qui répond rapidement à une perturbation de l'état biologique de la digestion. Les AGV sont des produits apparaissant lors d'une des étapes de la digestion. Ils sont par la suite transformés en méthane. Une augmentation de la concentration en AGV risque d'inhiber la méthanisation [46].

II.7 Le TAC

Un TAC (titre alcalimétrique complet) suffisamment élevé dans le digesteur, permet de maintenir la concentration en AGV.

La diminution de la concentration en méthane dans le biogaz indique une baisse d'efficacité de la méthanisation.

La teneur en méthane peut être mesurée en continu par un analyseur biogaz. Egalement, dans la pratique, les exploitants se basent souvent sur le débit de biogaz en sortie de digestion.

II.8 Performances de la digestion anaérobie [47]

Les performances de la digestion anaérobie sont variables suivant le type de boue introduit en digestion.

Les performances de cette étape s'évaluent en fonction :

- Des taux d'abattement de la matière sèche,
- Du taux d'abattement de la matière volatile,
- De la production de méthane.

1) Abattement de la matière volatile.

Le taux d'abattement de la matière organique lors de la digestion est principalement en fonction du type de boue :

- Pour des boues mixtes, il est en moyenne de 55%.
- Pour des boues biologiques de faible charge, il est évalué à 30%.

2) Abattement de la matière sèche.

Le taux d'abattement de la matière sèche est directement conditionné par le taux d'abattement sur les matières volatiles :

- Pour des boues mixtes, il est en moyenne de 40 %.
- Pour des boues biologiques, il est en moyenne de 20 %.conditions favorables à la digestion anaérobie [48].

3) Production de méthane, une énergie valorisable.

La production de méthane est directement proportionnelle à la quantité de MV dégradée. En moyenne, la production de méthane est de $550 \text{ m}^3 / \text{t}$ de MV dégradée.

La production de méthane sera donc plus importante lors de la digestion de boues mixtes, puisque celles-ci possèdent un meilleur taux d'abattement des MV.

III. Analyses chimiques

Concernant les boues de la station d'épuration un échantillon de boue prélevée est directement pesé après égouttage et séchage. Pour les déchets de la décharge publique et après une première séparation et un tri manuel des différents constituants du déchet, un échantillon représentatif de la fraction fermentescible est prélevé pour réaliser des analyses chimiques et par suite la digestion anaérobie. Arrivant au rumen de camelin l'échantillon est séché puis broyé jusqu'à un diamètre de 1mm.

La détermination du potentiel hydrogène, pH, est effectuée sur des suspensions aqueuses selon la norme afnor NF ISO 10-390. [49]

L'humidité (H%) doit être déterminé le plus rapidement possible, pour limiter les pertes par évaporation. La méthode normée Afnor NF U 44-171 est très utilisée.

Le pourcentage en matière organique totale (MOT%) ou en solide volatil est obtenu en utilisant la norme Afnor NF U 44- 160. Les deux principales méthodes pour déterminer la teneur en carbone organique d'un échantillon de déchet organique consistent à une oxydation par voie sèche ou par voie humide [50]. La matière organique est oxydée à froid par un excès de bichromate de potassium en milieu acide (H_2SO_4). La demande biochimique en oxygène (DBO_5) est la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes contenus dans l'effluent au bout de cinq jours, dans des conditions expérimentales de pure obscurité et à température de 20°C. Pour la Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) la norme Afnor NFT90 est appliquée.

IV. Matériels et Méthodes

V.1. Dispositif expérimental

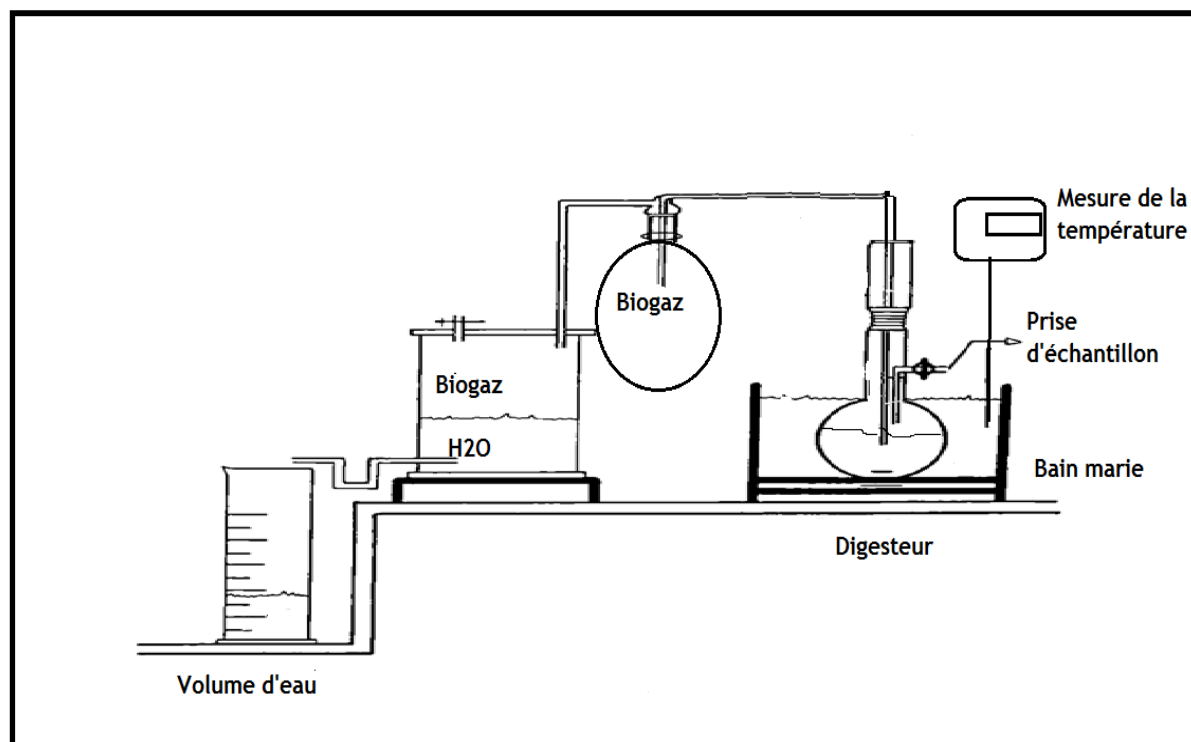


Figure 8 : Dispositif expérimental de la digestion anaérobie.

IV.2. Substrat de digestion utilisé lors des différentes expérimentations

Nous avons travaillé sur les déchets organiques issus des stations de STEP, les décharges publiques et le rumen des camelins.

Nous avons réalisé plusieurs expériences de digestion avec différents substrats à savoir:

- Boues d'une station d'épuration des eaux résiduaires urbaines par lagunage naturel.
- Matières organiques fermentescibles d'une décharge publique d'ordures ménagères.
- Rumen des camelins issus des déchets de l'abattoir.

IV.2.1 Composition

IV.2.1.1 Les boues des stations d'épuration

Une station d'épuration (STEP) est un ensemble d'installations et procédés où sont dirigées les eaux usées pour éliminer les différents polluants. Nous nous intéresserons particulièrement à une STEP type lagunage naturel, utilisée comme productrice de boues dans notre étude.

C'est le traitement biologique le plus utilisé pour des stations de taille moyenne (plus de 2000 équivalents habitant). Les boues sont prélevées du dernier bassin de décantation et utilisés comme substrat de digestion. Les caractéristiques physico chimiques sont donnés dans le tableau 3.

Tableau 3 : Composition des boues de la station d'épuration

Matière	Composition	Nombre D'échantillon
Matière sèche totale (%)	12	3
Matières volatiles (%)	75	3
Azote (%)	2	3
Phosphore (%)	0,3 - 1.2	3
DCO (mg /l)	500 - 1500	3
pH	6.5 - 7.5	3
DBO (mg/l)	260-750	3

La digestion anaérobie dégrade la matière organique contenue dans les boues. Ainsi, plus les boues sont chargées en matière organique, plus la méthanisation sera efficace.

En fonction du mode opératoire choisi par les maîtres d'ouvrage de stations (choix du nombre de décantations et clarifications, recours ou non à des bassins d'aération, présence ou non de bio filtres, traitement spécifique de l'azote et du phosphore) les boues produites sont plus ou moins chargées en matière organique biodégradable et donc aptes à la méthanisation.

Les boues primaires [51], qu'elles soient obtenues par décantation gravitaire ou lamellaire, ainsi que les boues mixtes (primaires plus biologiques) qui résultent d'une décantation primaire et d'une clarification (ou décantation secondaire) offrent les meilleures configurations compte tenu de leur forte charge en matière organique.

IV.2.1.1.a Fermentescibilité des boues [52]

Il n'existe pas encore de critère établi de mesure de la fermentescibilité (teneur en matière organique).

Le taux de Matières Volatiles (MV) contenues dans la Matière Sèche (MS) permet d'évaluer ce caractère des boues (un taux de MV > 70 %, indique généralement une fermentescibilité élevée).

Toutefois, une boue primaire peut présenter une teneur en MV faible (60 %) alors que ce type de boue est très fermentescible.

Tableau 4 : Degré de fermentescibilité des boues résiduaire

Boue	Fermentescibilité	MV
Primaire	+ + +	60 - 80 %
Moyenne charge	+ +	70 - 80 %
Faible charge	+	60 - 70 %
Mixte	+ + +	75 %
Stabilisée biologiquement	- -	50 %

IV.2.1.2 Les déchets fermentescibles de la décharge publique

8.5 Million de tonnes de déchets dont 1.5 millions de déchets industriels sont rejetés annuellement en Algérie soit 0.75 Kg par jour et par Habitant selon l'agence nationale des déchets.

Il existe 3000 décharges sauvages, soit 150 ha, 760000 tonnes de déchets sont susceptibles d'être valorisables. Et selon une étude de l'AND et à partir de ce chiffre :

1. 1 tonne d'acier récupéré,
2. 1 tonne de minerai récupéré,
3. 1 tonne de papier récupéré,
4. 1 tonne de bois,
5. 1 tonne de bouteilles de plastiques récupéré [53]

IV.2.1.2.a. Composition de la décharge publique

Les échantillons sont prélevés dans plusieurs sites de la décharge où nous avons prélevé dans chaque cas un poids de 20 Kg de déchets ménagers mélangés. Après un tri nous avons pesé et sélectionné chaque composant et constituant de l'échantillon. La caractérisation des échantillons de la décharge publique est spécifiée dans le tableau 5.

Tableau 5 : Caractérisation des déchets ménagers d'une décharge publique

Composition (%)	Site n° 1	Site n° 2	Site n° 3	Site n° 4	Moyenne
Matière organique	63	55	72	57,34	61,86
Plastique	12	9,66	11,34	9	10,5
Carton et papier	7,66	26	6,33	6,33	11,58
Métaux	13	7,66	7,33	7	8,75
Verre	3,66	0,68	2,33	11,33	4,5
Chiffons et autres	0,68	1	0,61	9	2.83

La figure 9 montre la prédominance de la charge organique dans la répartition des déchets municipaux.

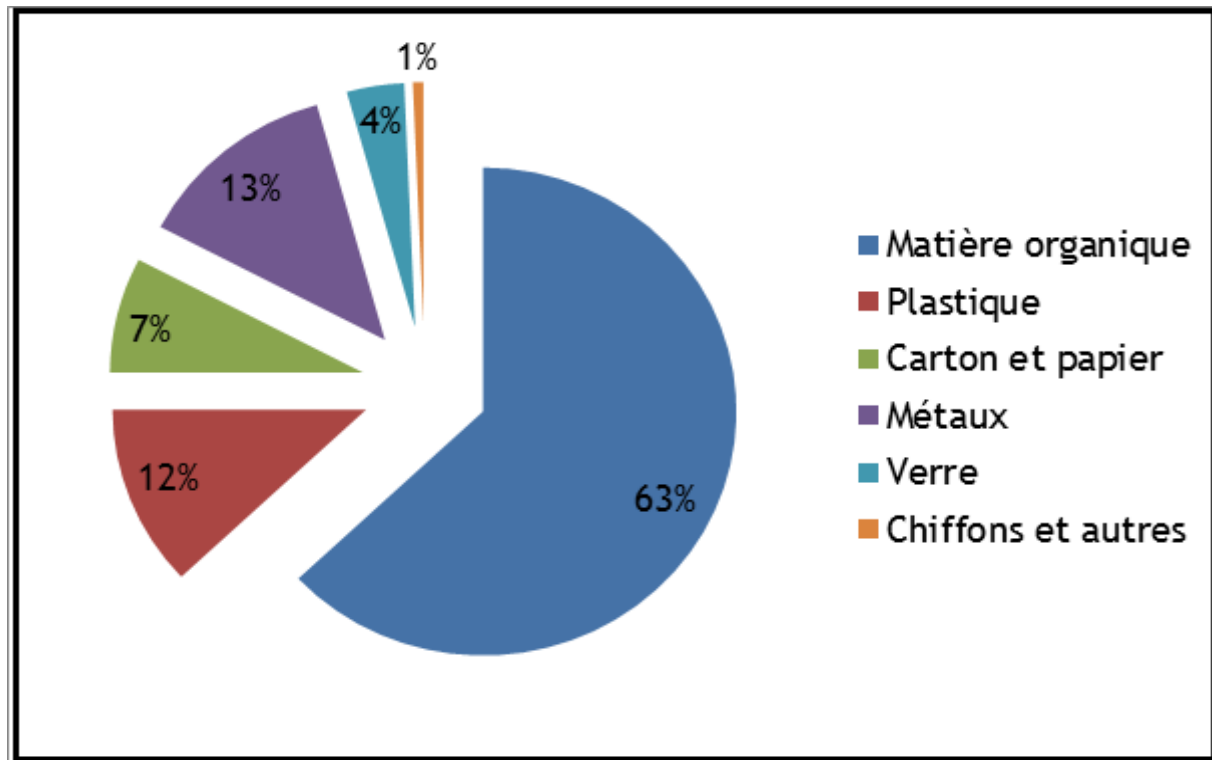


Figure 9 : Répartition des déchets de la décharge publique

IV.2.1.2.b. Composition du lixiviat produit dans la décharge publique

Les paramètres physico-chimiques déterminés pour le jus produit par la décharge publique sont illustrés sur le tableau 6.

Les résultats révèlent de grandes variations de la composition chimique du lixiviat au cours de temps [54].

En effet, ces résultats affichés sur le tableau 6 ont montré qu'un lixiviat présente des variations considérables aussi bien en flux qu'en composition chimique. Il a été montré que le rapport DCO/DBO₅ du lixiviat choisi pour l'étude doit varier autour de 7 pour avoir une biodégradabilité des déchets organique même si elle demanderait un temps de séjours supérieurs par rapport au boues biologiques des STEP. Les lixiviats de la décharge sont chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques.

Tableau 6 : Analyse des paramètres physico-chimiques dans le lixiviat de la décharge publique.

N°	DCO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	pH	NTK (mg/L)	DCO/ DBO ₅
1	2430	585	7.5	1100	4.15
2	2700	450	7.9	1330	6
3	2367	357	8.3	1260	6.63

La charge polluante ainsi produite par les rejets de lixiviat varie au cours du temps. Le rapport DCO/ DBO₅ varie entre 4 et 7 ce qui montre que le lixiviat n'est pas facilement biodégradable et peut donc causer plusieurs impacts sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Ils peuvent se mélanger aux eaux de surface comme aux eaux de souterraines et donc constituer un élément polluant tant leur aspect quantitatif que qualitatif (éléments écotoxicologiques) [55].

Ce travail illustre le degré de pollution de la décharge publique que ce soit du côté de déchets solide mais aussi au niveau du lixiviat produit et provoquant de grand odeur nauséabonde et toxique. Ce lixiviat pourrait produire aussi du méthane la plus grande source des GES.

IV.2.1.3 Les déchets de l'abattoir (Rumen de camelin)

La composition physico-chimique du rumen de camelin est donnée dans le tableau 7.

Tableau 7 : Composition physico-chimique du rumen de camelin

Echantillon	MS (%)	MO (%)	MV (%)	NTK (mg/l)
1	42	74	26	42
2	42	73	19	59
3	39	19	32	47
5	46	59	47	21

Un abattoir public en générale comporte plusieurs déchets en plus du contenu du rumen des bovins, ovins et camelins. Le tableau 8 donne le pourcentage en déchets de l'abattoir.

Tableau 8 : composition moyenne des déchets de l'abattoir de la ville d'Adrar

composition de déchets d'abattoir	%
boues et déchets de vidage des abats	55.55
Peaux	40.90
Eaux usées (sang et urine)	3.9

L'échantillonnage du contenu du rumen s'effectue à la sortie de l'abattoir par un prélèvement dans une cuve en plastique. Après pesée, cet échantillon est séché pour réaliser avec des manipulations de digestion anaérobie.

La digestion des déchets de camelin est plus complexe que celle des boues des stations d'épuration et de la matière fermentescible de la décharge publique.

IV.3. Digestion anaérobie des différents substrats

Nous avons réalisé la digestion anaérobie des déchets organiques issues des trois substrats de digestion, dans un digesteur d'un litre. Les déchets de matière organique de la décharge sont déchiquetés et finement divisé en petits morceaux. Le digesteur est placé ensuite dans un bain marie. Nous avons suivi le pH, la température et le volume de biogaz récupéré que l'on fait passer par un bec benzen pour examiner son inflammabilité. La maîtrise des paramètres de la digestion anaérobie a comporté les paramètres suivants : pH, de la température, de la pression au niveau du digesteur, DCO, DBO, NTK, AGV, TAC et le rapport C/N et le volume de biogaz produit.

IV.3.1. Digestion anaérobie du rumen de camelin

La procédure expérimentale passe par les étapes suivantes :

1. Prélèvement d'échantillon de déchets de matières organiques.
2. Dilution du substrat avec de l'eau du robinet en fixant le taux de dilution
3. Fermeture du digesteur, emplacement de celui-ci dans le bain-marie

4. Suivi des paramètres de contrôle de la digestion

Tableau 9 : Mesures des paramètres de contrôle de la méthanisation

Temps de séjours (jour)	pH	T (°C)	AGV/ TAC	NH ₄ ⁺ (mg/l)
0	7.12	32.0	0.608	450
1	6.86	32.0	0.615	500
2	6.43	33.0	0.427	500
3	5.13	31.0	0.485	560
7	5.08	34.7	1.501	1300
8	5.09	30.0	1.250	1320
13	5.16	33.6	1.475	1450
14	5.16	33.0	1.67	1470
17	5.10	34.0	1.74	1530
22	4.93	35.9	2.1	1500
26	4.85	34.0	2.76	2010
27	4.82	33	3.05	1590
38	4.82	37	3.19	1580
39	4.92	35.9	3.15	1500
46	4.78	37.2	3.24	1560
48	4.85	36.0	2.87	1530

Nous avons remarqué dans la figure 10 que durant la première phase et qui est l'hydrolyse du substrat une diminution du pH du substrat a été enregistré jusqu'à 4,5.

La deuxième phase de dégradation consiste en une transformation des produits issus de la première phase en acétates. Cette phase est indiquée par une remontée du pH. Ceci n'a pas été détecté dû à la concentration élevée en AGV et en NH₄⁺ (concentration de l'ammoniaque supérieure à 500 mg/l et rapport AGV/TAC supérieur à 1.5) [56].

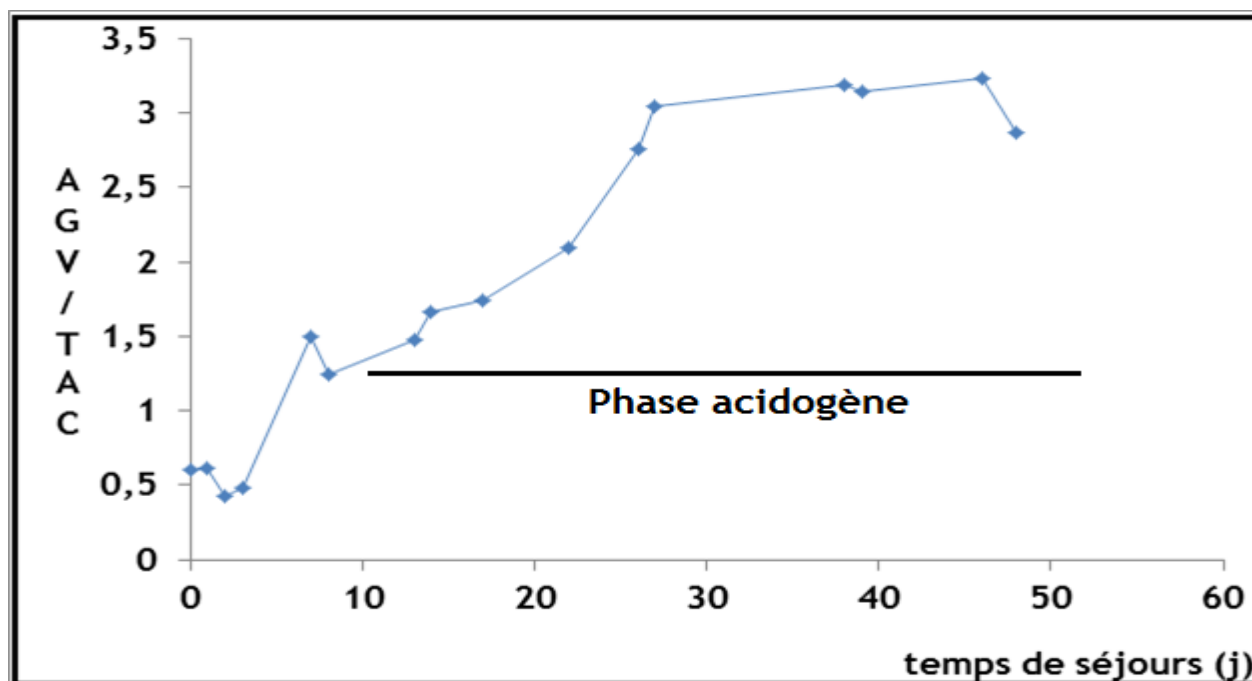


Figure 10 : Variation du rapport AGV/TAC de la digestion anaérobie du rumen du camelin ($T = 35^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$), taux de dilution= 50%

Le pH du substrat diminue de 7,12 (pH initiale) jusqu'à 4,78 (valeur minimale de pH).

A partir du 3ème jour le pH diminue jusqu'au 25ème jour pour demeurer par la suite constant. Cette chute de pH est généralement produite pendant la phase acidogènes.

Ce pH acide est dû à une accumulation d'acides gras volatils dans le substrat.

Ce pH a conduit à inhiber la phase méthanogène.

Cette constatation est vérifiée par la forte teneur en AGV et en ammoniacale dans la solution (voir la figure 10 et la figure 11).

Le volume de biogaz produit, après 51 jours de digestion, est de 3 litres, mais il était non inflammable (% en CO_2 est supérieur à 40%) [57].

Ces deux paramètres sont les inhibiteurs de la digestion anaérobies.

Cette constatation est tirée aussi de la figure 11 où on remarque un palier de la concentration en ammoniacque et qui a inhibé la digestion anaérobie dans la phase de l'acidogénèse.

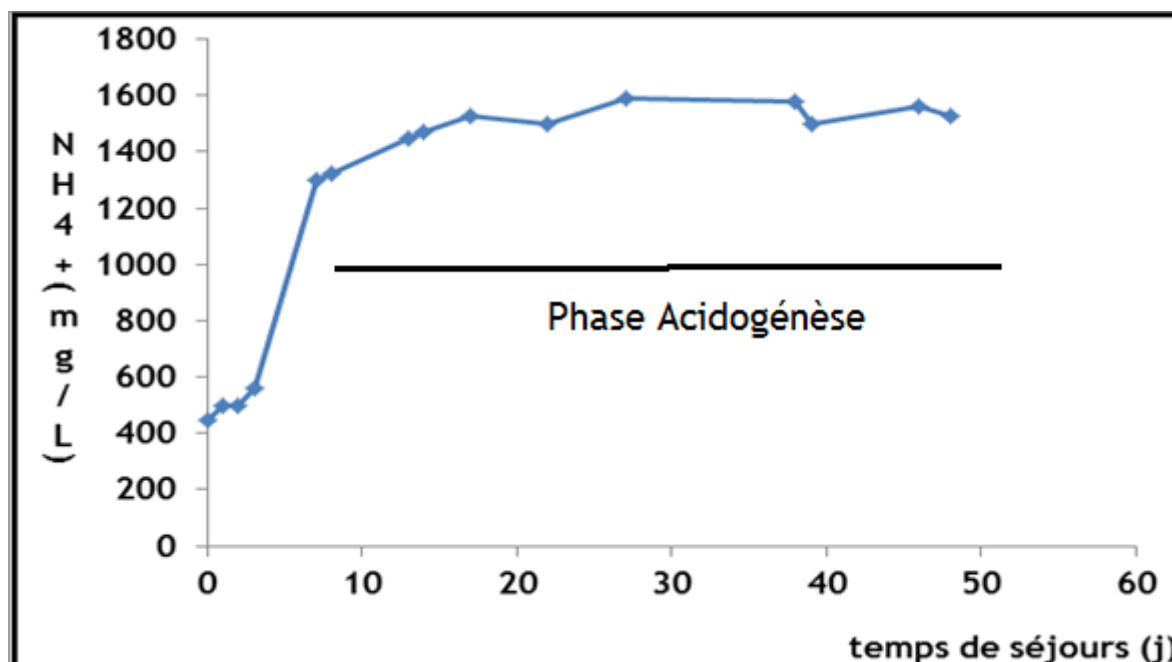


Figure 11 : Variation de la concentration de NH₄⁺ de la digestion anaérobie du rumen de camelin (T = 35 °C ± 2 °C), taux de dilution= 50%

IV.3.1.1. Digestion anaérobie du rumen de camelin avec Ajustement du pH

Le but de cette expérience est de prouver l'influence du pH sur la digestion anaérobie des déchets organiques.

Durant la phase acidogène le pH du substrat de digestion diminue au-dessous de 5, ce qui influe et inhibe la phase méthanogénèse.

L'expérimentation consiste à corriger le pH avec ajout du carbonate de sodium (Na₂CO₃) dans le digesteur jusqu'à des valeurs comprises entre 6,5 et 7 et ceci pour favoriser la formation du biogaz et pallier l'inhibition par les acides gras volatils. Pour ce faire on a préparé une solution de bicarbonate de sodium concentrée qu'on ajoute au substrat de digestion chaque fois que le pH est au-dessous de la valeur 5. Au cours de cette expérience la remontée du pH a été détectée et nous avons trouvé du biogaz inflammable. Les résultats de l'expérience sont donnés dans le tableau 10.

Tableau 10 : Suivi du pH, AGV/TAC, NH_4^+ et du volume de biogaz produit de la digestion anaérobie des déchets de camelin

Tps (jour)	pH	T (°C)	Volume (l)	Nature du gaz formé	AGV/ TAC	NH_4^+ (mg/l)
0	5,33	45	0	-	1,2	420
1	5,81	47	0,91	-	1,34	570
7	5,60	40	1,274	-	1,65	1045
14	6,02	38	1,274	-	1,56	950
24	6,14	37	1,274	-	1,78	954
27	6,11	38	1,274	-	1,75	720
34	5,84	38	0,91	-	1,75	867
50	6,87	39	1,092		1,16	678
54	6,10	38	0,364		1,22	580
60	6,50	38	0,364	Gaz inflammable	1,05	540
61	6,60	38	0,09	Gaz inflammable	0,89	487
63	5,80	38	0,364	Gaz inflammable	1,08	450
64	6,30	38	0,364	Gaz inflammable	0,77	450
68	6,33	38	0,364	Gaz inflammable	0,82	400
71	6,23	38	0,364	Gaz inflammable	0,87	350
74	7,70	38	0,546	Gaz inflammable	0,65	350

Nous remarquons à partir des résultats de cette expérience que la correction du pH par l'ajout du carbonate de calcium a aboutie à la formation du biogaz pour un temps de séjours de 60 jours. C'est un temps très long vu le caractère riche en ligno-cellulose du rumen lors de sa dégradation. La concentration en AGV a diminué et le pouvoir réducteur s'est amélioré dans le réacteur. La figure 12 montre une augmentation du rapport AGV/TAC dans le digesteur donnant effet à une forte acidité et donc une inhibition stagné dans la phase acidogène [58]. Le rapport AGV/TAC est à 1,2 au début

de l'expérience. Durant cette phase il y'a formation des AGV dans le milieu réactionnel illustré dans la figure 12. C'est la phase hydrolyse où les macromolécules sont coupées progressivement en monomères solubles. La présence des acides gras et donc de la phase acidogénèse est mis en évidence par la diminution du pH et une remonté légère du rapport AGV/TAC dans le milieu. Ceci est dû aux monomères issus de l'étape d'hydrolyse qui sont transformés en acides organiques et alcools avec une libération d'ammonium (NH_4^+). Les produits de l'acidogénèse sont transformés en acide acétique (CH_3COOH) mais aussi en CO_2 et H_2 , les principaux substrats de la méthanogénèse. La phase méthanogénèse, dernière étape du processus de digestion et au cours de laquelle est formé le méthane selon deux voies principales et distinctes, celle de l'acétate et celle du mélange H_2/CO_2 [59].

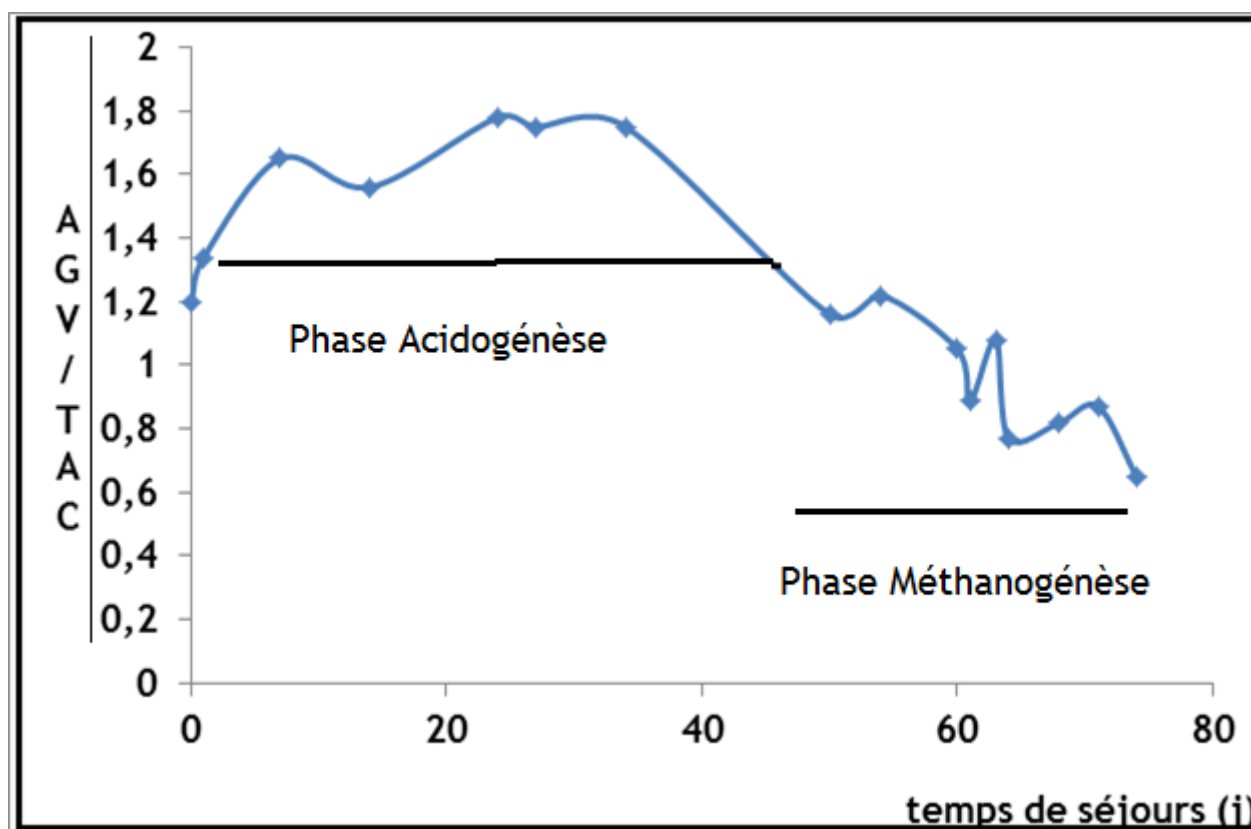


Figure 12 : Variation du rapport AGV/TAC de la digestion du rumen de camelin avec ajustement du pH avec CaCO_3

La phase méthanogénèse ne se produit que lorsque le milieu n'est plus inhibé par les AGV. Le rapport AGV/TAC diminue ainsi que la concentration en ammoniac donnant

production aux biogaz inflammable et donc ceci nous permet de déduire que la phase méthanogénèse est déclenchée. Ces deux paramètres fluctuent en même temps durant le processus de digestion.

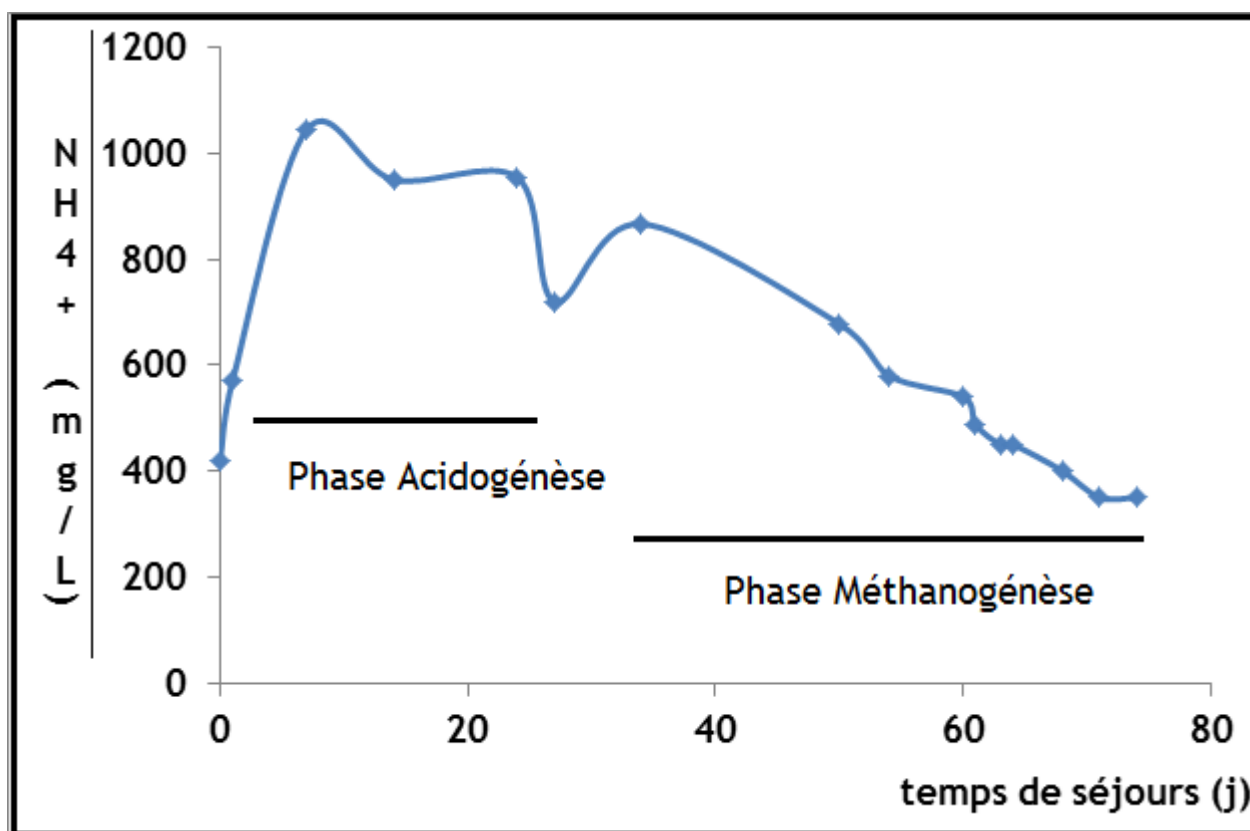


Figure 13 : Variation de NH_4^+ de la digestion du rumen de camelin avec ajustement du pH avec CaCO_3 , $T = 38^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$, taux de dilution = 50%.

IV.3.1.2. Influence du taux de dilution sur le rendement de la digestion du contenu du rumen

Au cours de cette expérience nous étudions l'influence du taux de dilution sur le rendement de la digestion anaérobie des déchets de camelin.

Nous avons lancé quatre manipulations de digestion anaérobie avec des taux de dilution différents à savoir : 40%, 60%, 80%, 90%. Les quatre réacteurs de digestion sont mis dans le bain marie en même temps à température 37°C . Nous avons suivi le pH du substrat et la production en biogaz. Le but est d'optimiser le taux de dilution adéquat pour une production maximale en biogaz pendant un temps de séjour suffisant. Les résultats sont donnés dans le tableau 11.

Tableau 11 : Volume de biogaz inflammable produit des quatre dilutions

Temps de séjours (j)	Volume du biogaz produit (ml)			
	Dilution 90%	Dilution 80%	Dilution 60%	Dilution 40%
40	171,99	455,91	0	0
56	264,81	1115,66	0	0
65	264,81	1115,66	0	0
67	264,81	1115,66	505,05	0
69	264,81	1115,66	899,99	0
75	264,81	1343,16	899,99	0
84	264,81	1343,16	2048,41	0
87	264,81	1596,14	2366,91	0
89	264,81	1596,14	2603,51	0
98	264,81	1119,19	3217,76	0
102	264,81	2228,59	3217,76	0
111	988,26	2688,14	3683,68	0
113	988,26	2688,14	3683,68	364
123	988,26	3352,44	4866,68	1301,3
125	988,26	3352,44	5194,28	1724,45
129	988,26	3352,44	5194,28	2206,75
130	988,26	3352,44	5480,93	2206,75
136	988,26	3352,44	5785,78	2916,55
138	988,26	3352,44	5785,78	2916,55
141	988,26	3352,44	5958,68	3744,65
145	988,26	3352,44	5958,68	4231,5
148	988,26	3352,44	5958,68	4518,15
150	988,26	3352,44	5958,68	4654,65

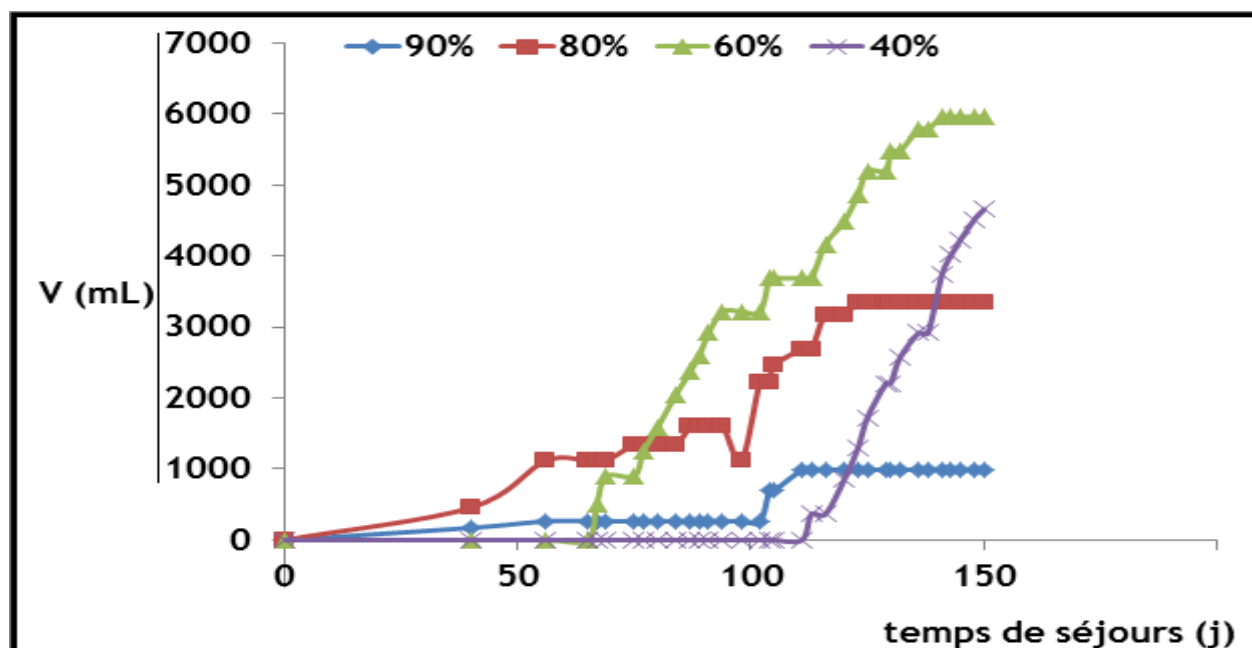


Figure 14 : Volume de biogaz produit en fonction du taux de dilution du rumen de camelin, $T = 37^{\circ}\text{C}$.

Le but essentiel de cette expérience est d'optimiser le taux de dilution adéquat pour une production maximale en biogaz pendant un temps de séjours suffisant.

Les dilutions des substrats utilisés sont 90% pour la concentration de 70 g/L, 80% de la concentration 140g/L, 60% pour la concentration 280 g/L et 40% pour une concentration du substrat 560 g/L.

Nous avons remarqué que plus la concentration est élevée plus la charge organique à digérer augmente et plus la production du biogaz inflammable est élevée.

Nous avons trouvé que plus la concentration augmente, plus le temps de séjours augmente aussi.

La figure 14 montre que pour des temps de séjours de 60 jours et moins la dilution du substrat de 80% est plus rentable en production du biogaz.

Par contre pour des temps de séjours de plus de 70 jours la dilution de 60% donne un rendement en production en biogaz plus élevée et atteint plus de 5 NL de biogaz inflammable.

Nous avons remarqué également que la plus grande concentration 560 g/L c'est-à-dire un taux de dilution de 40% s'est déclenché en retard et ceci est dû à l'accumulation des acides gras volatils dans le substrat.

Cette accumulation des acides inhibe la digestion et précisément la phase méthanogénèse, et a pour conséquence directe une baisse du pH.

La concentration de 560 g/L nécessite un plus grand temps de séjours de digestion.

Nous pouvons conclure que les déchets organiques contenant une composition variées : les composés majeurs sont les saccharides (qui sont divisées en deux fractions, facilement et lentement dégradables), les lipides (facilement dégradables), les protéines (facilement dégradables), les AGV (facilement dégradables), ainsi que d'autres composés ; peuvent produire une énergie renouvelable propre et verte [60].

La plupart des déchets organiques contiennent une fraction élevée du substrat facilement dégradable, qui donne un rendement élevé de méthane et de production d'AGV. Cette part de déchet peut être utilisée à des fins énergétiques par la production du biogaz. La digestion anaérobie est une très bonne alternative de traitement et de valorisation des déchets riches en matières organiques.

IV.3.1.3. Digestion anaérobie des déchets de camelin prétraités

Le but essentiel de cette expérience est l'étude de l'influence de la granulométrie du substrat à digérer sur la digestion anaérobie des déchets de camelin en se basant sur le fait que plus la granulométrie influe directement sur le phénomène de transfert de matière. Ainsi et pour augmenter le rendement de production en biogaz nous avons effectué un prétraitement du substrat de digestion tel que nous avons ramené une quantité suffisante de substrat que nous avons séché à l'air libre et broyé finement ($\Phi = 1\text{mm}$). Avec le taux de dilution déjà optimisé nous avons lancé une expérimentation de digestion anaérobie de ce substrat prétraité.

Le prétraitement réalisé sur les déchets sont : séchage à l'air libre jusqu'à élimination complète de l'humidité relative du substrat, ensuite broyage fin du substrat à l'aide d'un micro broyeur.

Nous avons pris une masse de substrat de rumen de camelin séchés, broyés et dilués dans un volume d'eau (taux de dilution = 80%). *

Les résultats de cette expérience sont donnés dans le tableau 12.

Tableau 12. Digestion anaérobie du déchet de camelin prétraité

Temps de séjours (jour)	pH	T (°C)	V cumulé (ml)	DCO (mg/l)	AGV/TAC
3	5,84	36	-	1280	1.54
7	5,54	36	-	1420	1.67
10	5,44	36	-	1510	2.2
16	5,41	36	-	1670	2.34
22	5,68	36	-	1710	2.24
25	6,71	36	475 Gaz inflammable	1840	1.98
30	6,67	36	680 Gaz inflammable	2340	1.64
38	6,93	36	975 Gaz inflammable	3450	1.50
43	7,01	36	1370 Gaz inflammable	8500	1.5
45	7,14	36	1645 Gaz inflammable	9300	1.34

Nous avons obtenu pour une matière brute de 140 g un temps de séjours de 45 jours et un volume de 1.645 litre. Le biogaz produit est inflammable.

La production du biogaz a débuté pour un pH de 6.71 jusqu'à un pH de 7.14.

Pour le substrat prétraité (séchage et broyage fin), le temps de séjours de digestion est amoindri et la production de biogaz s'est élevée. Ceci est illustré dans la figure 15.

Le prétraitement réalisé sur les déchets est séchage à l'air libre jusqu'à élimination complète de l'humidité relative du substrat, ensuite broyage du substrat.

Le prétraitement préalable du rumen de camelin qui était riche en matière végétale lignocellulosique a permis d'accélérer le rendement de production en biogaz et de ce fait a réduit le temps de séjours hydraulique de la digestion [61] .

Cette augmentation du volume de biogaz de 30% est due au substrat broyé de façon homogène, floconneuse et fortement défibré possédant ainsi une grande surface de particules. La production de biogaz est nettement accélérée, la phase acidogénèse est diminuée. Pour un temps de séjours de 100 jours le volume a augmenté de façon très significative de 200 mL pour le substrat non traité à 1600 mL pour un substrat finement

broyé (diamètre 1 mm). Ceci nous a conduits à conclure que le prétraitement des déchets de matière végétale peut augmenter considérablement le rendement en biogaz du procédé de digestion anaérobie. Pour un temps de séjours de 45 jours est 10 fois plus grand que lorsque nous utilisons le substrat sans traitement. Cette constatation est remarquée dans la figure 15

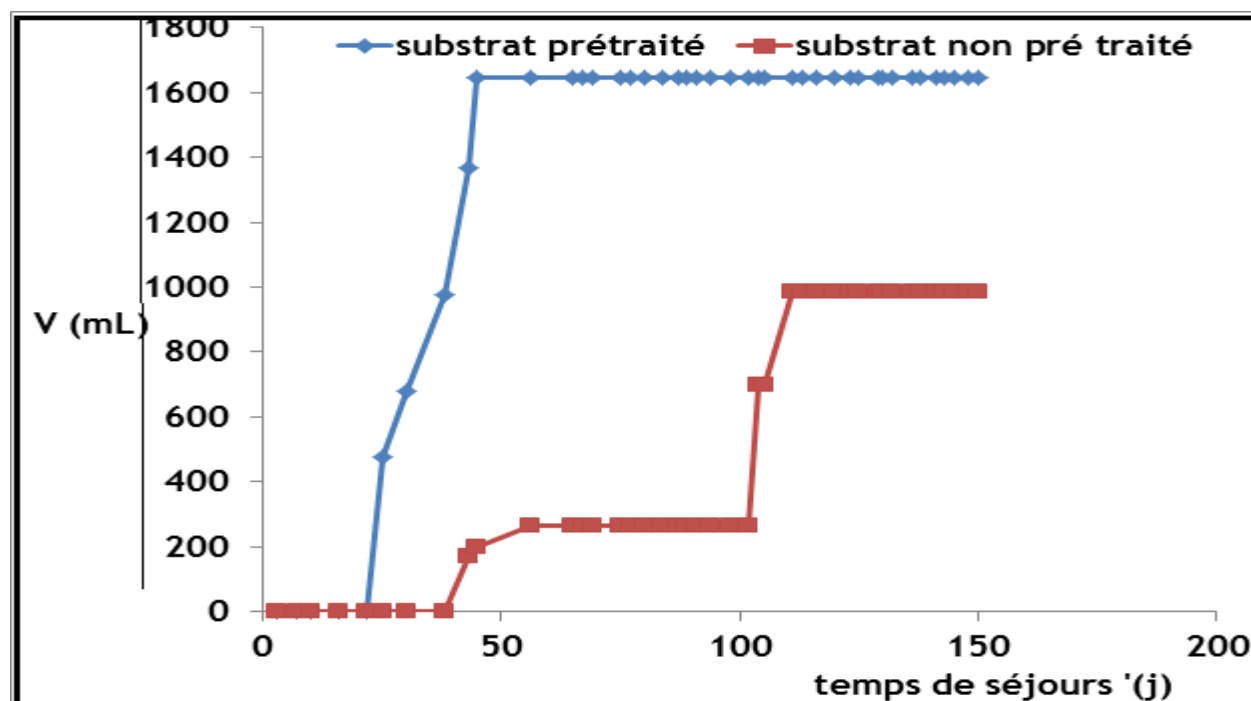


Figure 15 : Volume du biogaz après digestion du rumen prétraité. $T = 36^{\circ}\text{C}$, $C = 70\text{g/L}$.

IV.3.1.4. Influence de la température de digestion

Nous avons suivi une expérimentation de digestion anaérobie des déchets de l'abattoir. Nous avons mis du substrat avec un taux de dilution de 80% dans le digesteur. Nous avons ensuite fixé la température aux environs de 37°C pour la première manipulation et de 24°C pour la deuxième manipulation pour voir de plus près l'influence de la température sur le rendement en production du biogaz. Pour des conditions optimales, il est préférable de travailler en zone mésophile ($25 - 47^{\circ}\text{C}$). Il est possible aussi de travailler en zone thermophile ($49 - 60^{\circ}\text{C}$), pour accroître les vitesses de dégradation, donc la productivité en méthane, et réduire la taille des digesteurs. Cependant, cette approche exige une isolation thermique optimale pour ne pas accroître l'autoconsommation de

biogaz. D'autre part, en dessous de 24°C, l'activité des bactéries est minime et, au-dessus de 65°C, les enzymes nécessaires aux bactéries pour dégrader la matière organique sont détruites.

D'ailleurs nous avons trouvé une production en biogaz plus élevée dans le domaine mésophile pour 37°C où la production est nettement augmentée par rapport à 24°C.

Tableau 13 : résultats de la digestion anaérobie à température 24 °C

Temps de séjours (j)	pH	Volume du gaz formé (ml)	T (°C)	DCO (mg/L)	Nature du gaz formé
0	6,64	0	25	2076.36	Non inflammable
01	6,38	0	27	2143.04	Non inflammable
04	5,58	43	23	2034.50	Non inflammable
06	5,35	22	22	2106.5	Non inflammable
07	5,38	15	25	2112.6	Non inflammable
18	5,54	15	21	1167.5	Non inflammable
19	5,79	45	24	1156.5	Non inflammable
20	6,00	82	25	1155	Non inflammable
21	6,41	131	27	1134.5	Non inflammable
22	6,64	154	27	1123.5	Non inflammable
27	6,84	15	23	1098.5	Non inflammable
28	6,82	11	23	1056	Non inflammable
46	6,86	0	24	987.5	Non inflammable
47	6,80	37	26	984	Non inflammable
49	6,65	63	19	934	Non inflammable
50	6,49	63	23	908.7	Non inflammable
57	6.76	78	25	876.35	Inflammable
60	6.89	104	25	762.5	Inflammable
65	6.74	112	25	671.5	Inflammable

Tableau 14 : Résultats de la digestion anaérobie à température 37 °C

Tps (j)	pH	volume du gaz formé (litres)	T (°C)	DCO (mg/l)	Nature du gaz formé
0	7.65	0	33	1598.03	Non inflammable
19	5.63	0.870	35	1670.40	inflammable
20	5.64	0.567	35	1740.54	inflammable
46	6.13	2.248	34	1680.32	non inflammable
51	6.26	0.576	34	1438.56	non inflammable
58	6.27	0.913	33	1345.56	inflammable
65	6.22	0.915	32	1040	inflammable
72	6.32	0.900	35	1122.76	inflammable
80	6.38	1.084	35	1160	inflammable

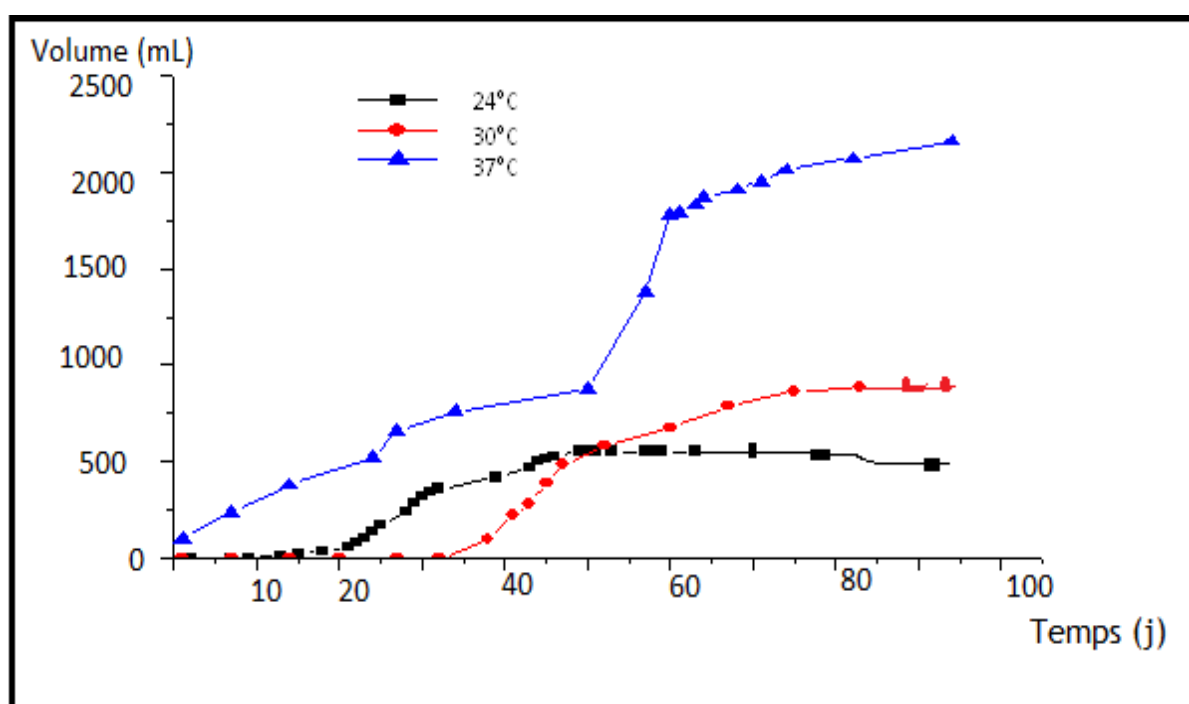
Tableau 15 : Résultats récapitulatifs de l'essai de digestion anaérobie à 37°C

Temps de séjour de la digestion (j)	Nature de phase	Nature du gaz produit	Température (°C)
0-18	1 ^{ère} phase d'hydrolyse et 1 ^{ère} phase d'acidogène	Riche en CO ₂ et H ₂ S	37
18-22	1 ^{ère} phase de méthanogène	Riche en CH ₄ inflammable	
25-49	2 ^{ème} phase d'hydrolyse et d'acidogène	Riche en CO ₂ et H ₂ S	
50-65	2 ^{ème} phase de méthanogène	Riche en CH ₄ inflammable	

Tableau 16 : Résultats récapitulatifs de l'essai de digestion anaérobie à 24 °C

Temps de séjour (j)	Nature de phase	Nature du gaz produit	T (°C)
0- 57	1 ^{ère} phase d'hydrolyse et 1 ^{ère} phase d'acidogène	Riche en CO ₂ et H ₂ S	24
57 et plus	1 ^{ère} phase de méthanogène	Riche en CH ₄ inflammable	

La production du biogaz débute une fois le pH augmente ; La production de biogaz débute pour des températures thermophile (T=38 °C) plus rapidement que la température psychrophile (T=25 °C). Le déclenchement de la méthanogénèse pour la température 24 °C est très lent par rapport à la température 37 °C. La température de digestion contrôlée est un facteur très important pour la diminution du temps de séjours de la réaction de digestion. Le volume de biogaz produit est fonction du temps de séjours et de la concentration en matière organique. Ceci est bien illustré dans le graphique 16. Le biogaz formé est inflammable pour les trois expériences donc riche en méthane [62].

**Figure 16 :** Variation du volume de biogaz produit en fonction de la température de digestion.

IV.3.2. Digestion anaérobie des déchets d'une station d'épuration des eaux usées

Un échantillon de boue a été prélevé de la station d'épuration par lagunage pour procéder à une digestion anaérobie de ce type de déchets. Cet échantillon est placé dans le digesteur avec un taux de dilution : 80% Le tableau 17 donne les caractéristiques physico- chimiques de la boue des eaux usées.

Tableau 17 : Composition moyenne des boues de lagunage

Caractéristique	Concentration
Matière sèche totale (%)	5 - 18
Matières volatiles (%)	60 - 80
Azote (N, %)	1 - 4
Phosphore (P, %)	0,1 - 1.2
DCO (mg /l)	500 - 1500
DBO (mg/l)	160-750

Tableau 18 : Digestion anaérobie des boues d'une STEP

Temps de séjour (j)	Nature du gaz formé	T °C	pH	DCO (mg/L)	V du biogaz (mL)
0		36	7.17	760	0
1	Inflammable	36	6.99	540,45	500
2	Inflammable	-	6.75	356	840
5	Inflammable	-	6.68	350	1225
6	Inflammable	-	6.70	331,45	1567
7	Inflammable	-	6.74	244	2069
8	Inflammable	-	6.91	220	2457
16	Inflammable	-	7.12	168	3560
19	Inflammable	33	7.11	154	3890
23	Inflammable	36	7.18	133	4050
25	Inflammable	-	7.25	119.34	4568

Le tableau 17 montre que ce substrat est riche en matière organique et de ce fait il pourrait facilement favoriser la digestion anaérobie. Les résultats sont donnés dans le tableau 18.

Le caractère biodégradable des boues des eaux résiduaires a permis de récupérer du biogaz inflammable après 24 h de digestion et la production du biogaz a atteint presque 5 litres pour une concentration initiale de 70 g/L.

La diminution de la DCO est très significative et le rendement en épuration atteint les 80% (figure 18).

Les déchets organiques, surtout lorsqu'ils ont une forte teneur en eau, n'ont pas la vocation à être stockés en décharge, ni même à être incinérés.

C'est le cas des boues des STEP. Ce qui oblige ainsi à une forte limitation à leur mise en décharge.

Le recours à la méthanisation peut constituer une solution intéressante pour disposer d'énergie à partir de déchets organiques, tout en participant efficacement à la dépollution de ces effluents. Cette énergie renouvelable, peu coûteuse, non polluante, peut se substituer aux énergies fossiles conventionnelles et non renouvelables.

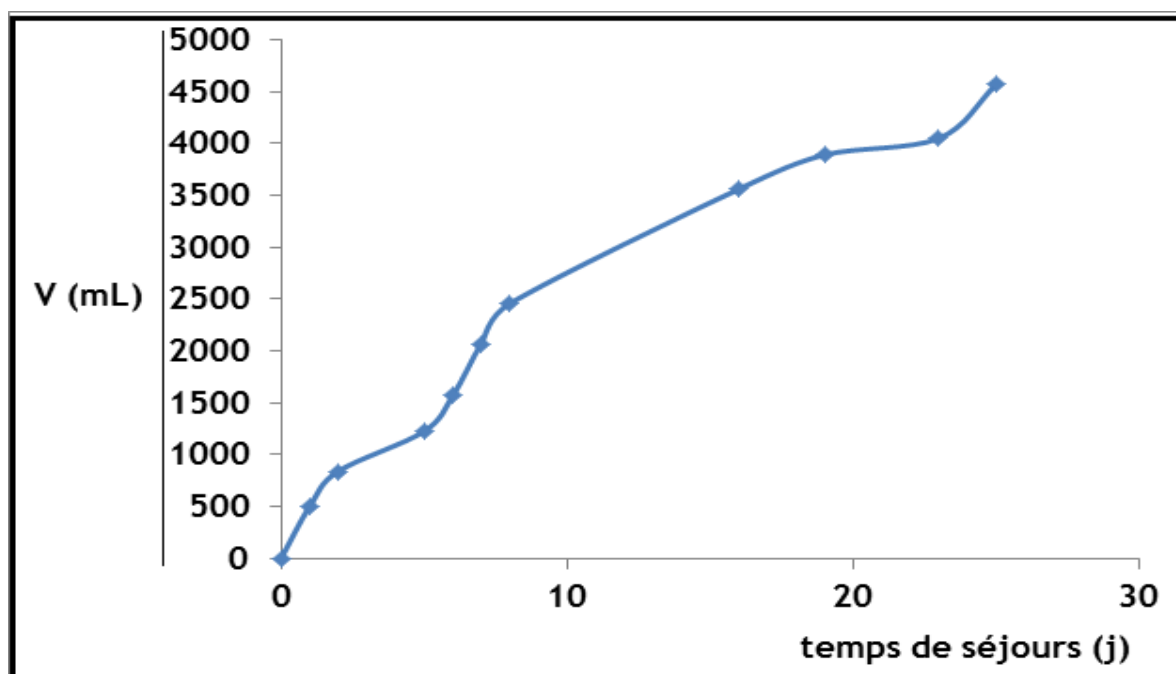


Figure 17 : Volume de biogaz produit de la digestion anaérobie des boues résiduaires

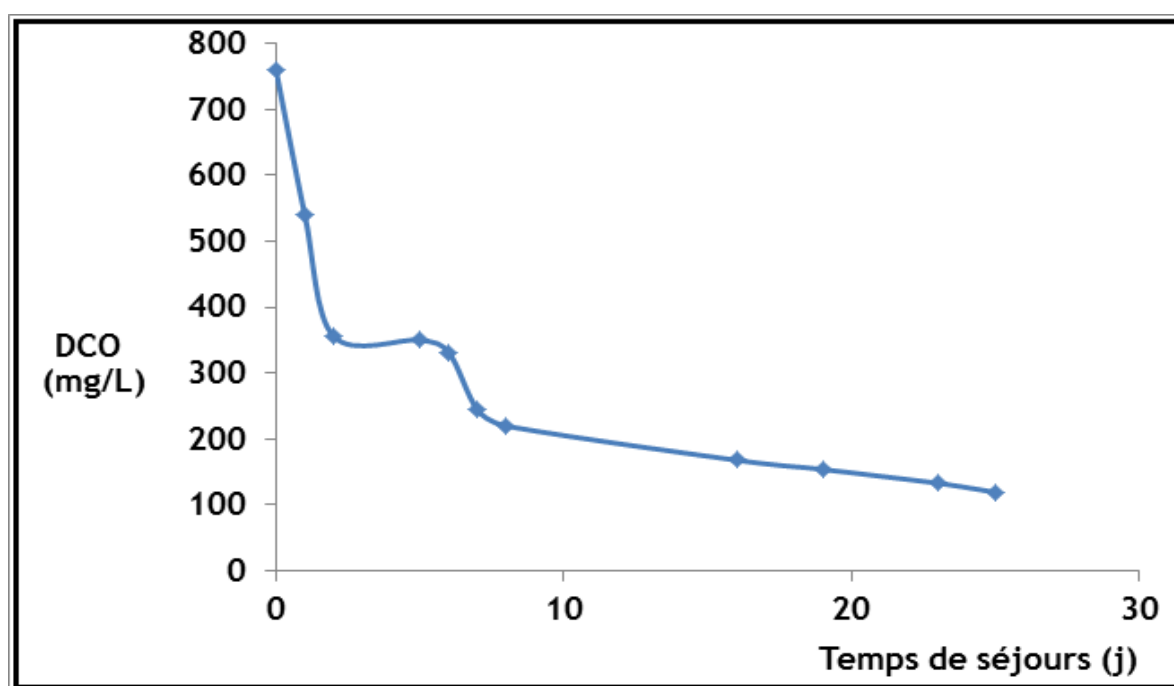


Figure 18 : Variation de la DCO au cours de la digestion anaérobie des boues de STEP

IV.3.3. Digestion anaérobie des déchets de la décharge publique

La biomasse est dans certains cas (effluents d'eaux usées et ordures ménagères.....) soumise à une dégradation anaérobie non contrôlée et qui aboutit à l'émission dans l'atmosphère de larges quantités de méthane. Or, ce gaz a un effet de serre estimé à 20 fois supérieur à celui du CO_2 , bien que d'une durée de vie nettement moindre. En appliquant le procédé de méthanisation de cette biomasse, on réalise à nouveau une double économie en produisant de l'énergie et en sauvegardant l'atmosphère. On obtient un effet positif sur l'effet de serre par la diminution des déjections de méthane et de gaz carbonique dans l'air. La digestion anaérobie offre des avantages multiples poussant à son utilisation croissante. Elle permet pour le cas des déchets de la décharge publique la réduction des odeurs, la diminution du volume des déchets rejetés ainsi que la diminution des GES produit de la décharge.

Durant cette expérience nous avons pris une masse de déchets fermentescibles de la décharge publique qu'on a finement divisée et mélangé avec de l'eau avec un taux de dilution de 80%. Les résultats sont rapportés sur le tableau 19. La variation du volume de

biogaz formé après digestion anaérobie est croissante. Le volume est mesuré par raccordement du ballon de récupération relié au digesteur avec une bouteille en eau tel que le gaz fait déplacer le liquide vers l'éprouvette de mesure. La variation du volume mesuré en fonction temps de séjours est donnée par la figure 18. L'évolution de la charge organique au cours de la digestion, exprimée par la DCO, est décroissante. Celle-ci montre nettement la relation existant entre le volume de biogaz formé et la matière organique digérée en milieu anaérobie.

Tableau 19 : digestion anaérobie des déchets organiques fermentescibles.

Temps de séjour (j)	Nature du biogaz formé	Volume du biogaz formé (ml)	T (°C)	pH	DCO (mg/l)
0	Non inflammable	0	34	8.01	678
1	Non inflammable	0	34	7.01	-
2	Non inflammable	34	34	6.97	-
3	Non inflammable	56	34	6.83	-
6	Non inflammable	66	34	6.97	750
7	Non inflammable	74	34	6.76	-
8	Inflammable	89	34	6.97	-
9	Inflammable	113	33	7.08	-
13	Inflammable	145	28	7.14	630
14	Inflammable	167	28	7.14	-
15	Inflammable	198	33	7.01	-
16	Inflammable	233	34	6.95	-
17	Inflammable	267	34	7.08	518
18	Inflammable	301	34	7.05	-
19	Inflammable	345	34	6.95	-
20	Inflammable	387	34	6.94	476

Ces essais de digestion anaérobie réalisés au laboratoire réalisés à l'aide un réacteur d'un litre ont permis la production d'une énergie renouvelable et verte dont le % en CH₄ est supérieur à 70 % [63]. Ceci nous confirme que la digestion anaérobie est l'une des

méthodes de gestion des déchets ménagers et des décharges publique qui contiennent une part importante de matières organiques fermentescibles. Le volume de biogaz produit est de l'ordre de 450 mL pour un temps de séjours de 20 jours.

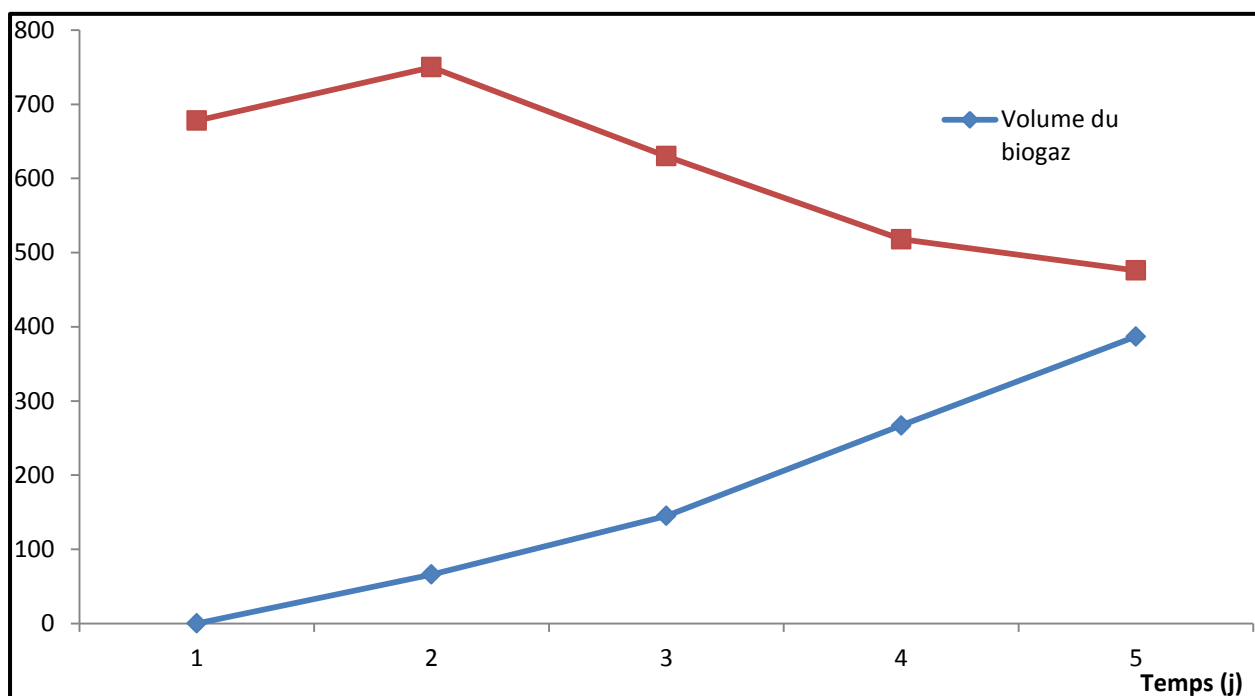


Figure 19 : Volume de biogaz formé en fonction du temps de séjours de la digestion anaérobie de la décharge publique.

IV.4. Efficacité de la digestion des différents substrats

L'objectif de notre travail est l'application du procédé de digestion anaérobie pour différentes sources de déchets. Nous avons comparé l'efficacité et le taux de traitement de la DCO, MS, DBO₅ des trois déchets utilisés comme substrat dans la digestion anaérobie. Les boues issues des stations d'épuration donnent un très bon rendement en production du biogaz. Ceci est dû inévitablement au caractère biodégradable de ces boues. Le tableau 20 portant l'évolution de la demande chimique en oxygène (DCO) en fonction du temps de séjours donne une diminution de la charge organique biodégradable en fonction du temps de séjours de la digestion des boues de STEP plus que le rumen et les déchets fermentescibles de la décharge publique. Le taux d'abattement en DCO des boues de STEP est plus de 87%. Ceci explique l'utilisation efficace de la digestion anaérobie pour le traitement de dépollution des boues. C'est pour cela en Europe presque toute les stations d'épuration des eaux usées comporte un

digesteur. Les deux substrats de digestion sont aussi biodégradables et donne un bon rendement d'épuration en DCO et peuvent être valorisables en une énergie renouvelable et inépuisable. La même constatation est approuvée pour le suivi de la variation de la DBO5 des trois types de substrat de digestion (voir tableau 22).

Tableau 20 : Variation de la DCO de la digestion anaérobie des trois substrats

Temps de séjours (j)	T (°C)	DCO (mg/l) Décharge publique	DCO (mg/l) Boues STEP	DCO (mg/l) Déchets abattoir
0	35	723.33	543.54	2800
1	37	710.30	487.6	3520
2	37	679.7	458.8	3540
3	37	634	402.3	3244
5	34	544	385.8	3670
10	34	508.78	321.4	3456.67
13	37	487.88	267.7	3120.5
16	36	413.6	202.3	2876
19	37	354.98	178	2300
21	37	311.55	132.55	1869
25	36	287.34	111.50	1567.98
28	34	223.98	103	1460
30	34	187.5	86.9	1368
32	37	156.7	80.5	1289
35	37	147	74	1193
40	37	140	73	1169.5
50	36	134	70	1098
60	37	127	69	1056
Taux d'abattement		82.44 %	87.3 %	62.28 %

Nous avons remarqué également que la matière sèche présente dans le substrat de digestion est diminuée d'un ordre de 54% pour les boues des STEP (voir tableau 21).

Tableau 21 : Variation de la matière sèche (%MS) lors de la digestion des trois substrats

Tps de séjours (j)	M.S % Déchets abattoir	M.S % Déchets décharge publique	M.S % Déchets boues de STEP
0	25	16.7	17.6
5	20	15.2	15.4
10	18.6	14.5	13.5
20	15.9	13.9	12.1
26	14.2	13.5	12
35	13.6	12.9	10.9
40	13.6	12.9	10.8
50	13.4	12.4	9.1
60	13.1	11.1	8.1
Taux d'abattement	47.6 %	34.7 %	53.9 %

Tableau 22 : Variation de la DBO5 lors de la digestion des trois substrats

Tps de séjours (j)	DBO ₅ Déchets abattoir	DBO ₅ Déchets décharge publique	DBO ₅ Boues de STEP
01	1800	735.50	450
05	1935	910	439
10	1934	896	386
15	1876	812	334
18	1773	743	278
23	1711.5	713.35	238
30	1611.8	677	221.5
36	1633	657.65	207.5
40	1579	625	195.65
45	1576	623.5	188.33
50	1570	614.56	178.5
57	1579	597	157.8
60	1550	544	155.85
Taux d'abattement	13.88 %	26 %	65.36 %

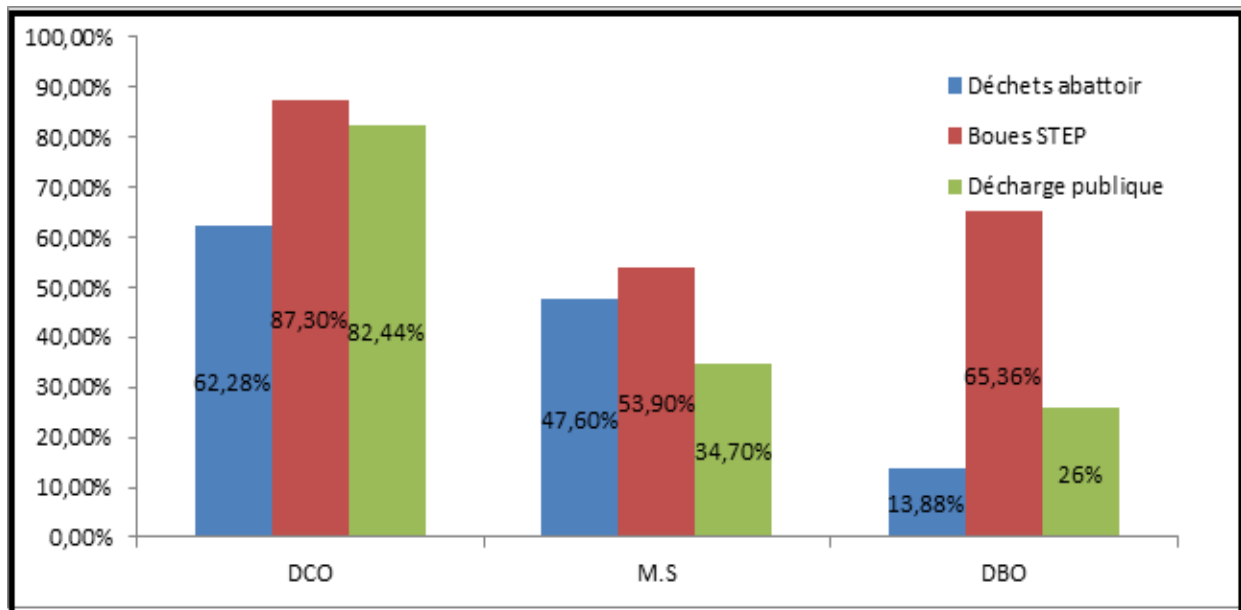


Figure 20 : Taux d'élimination en DCO, MS et DBO des trois déchets.

Les boues des stations d'épuration donnent un meilleur rendement par la digestion anaérobie (voir figure 20).

IV.5. Variation du rapport C/N de la digestion des trois substrats

Le rapport C/N donne une indication sur le type de substrat utilisé lors de la digestion tel que si le % en carbone est très élevé la digestion est réalisée avec un temps de séjour très élevé nécessaire à la décomposition du substrat et si le % en azote est élevé il y aura production de l'ammoniaque qui est un inhibiteur des bactéries méthanogènes. Le tableau 23 donne une comparaison du rapport C/N des trois substrats d'étude.

La relation entre la teneur en carbone et en azote de la matière organique est représentée par le rapport C/N. Elle correspond au degré de minéralisation de la matière organique. Concrètement, plus le taux d'azote est important, plus le rapport est bas et plus la vitesse de minéralisation est élevée. Pour la digestion anaérobie, le C/N optimal est compris entre 20 et 30 [64,65]. Un rapport plus élevé entraîne une consommation rapide de l'azote et conduit à une faible production de biogaz. D'un autre côté, une trop faible valeur entraîne une accumulation d'ammoniac et des pH, dépassant 8,5, toxiques pour les bactéries méthanogènes. Un rapport optimum peut être obtenu en mélangeant des déchets à faibles et à forts C/N, comme des déchets organiques solides avec des déjections animales. La matière organique, qu'elle soit

d'origine naturelle ou industrielle, est composée d'un squelette de carbone sur lequel se sont fixés d'autres éléments en proportions variables : essentiellement hydrogène et oxygène (glucides et graisses), azote (protéines), phosphore (acides nucléiques) ou soufre (certains acides aminés). Une molécule riche en hydrogène (graisses) a un potentiel énergétique plus élevé qu'une molécule contenant moins d'hydrogène (glucides).

Tableau 23 : rapport C/N au cours du processus de digestion des trois substrats

	Déchets d'abattoir			Déchets de décharge publique			Déchets boues de STEP		
	C O T (g/l)	NTK (g/l)	C/N	C O T (g/l)	NTK (g/l)	C/N	C O T (g/l)	NTK (g/l)	C/N
Entrée digesteur	24.6	0.38	64.7	17.5	1.34	13.1	18.2	2.43	7.48
Sortie digesteur	15.9	1.23	12.72	13.2	1.5	8.8	14.6	2.56	5.7

Le rumen de camelin est spécifiée par une composition riche en ligno-cellulosique donc le rapport C/N est très élevée par rapport aux déchets organiques de la décharge publique et des boues de la STEP.

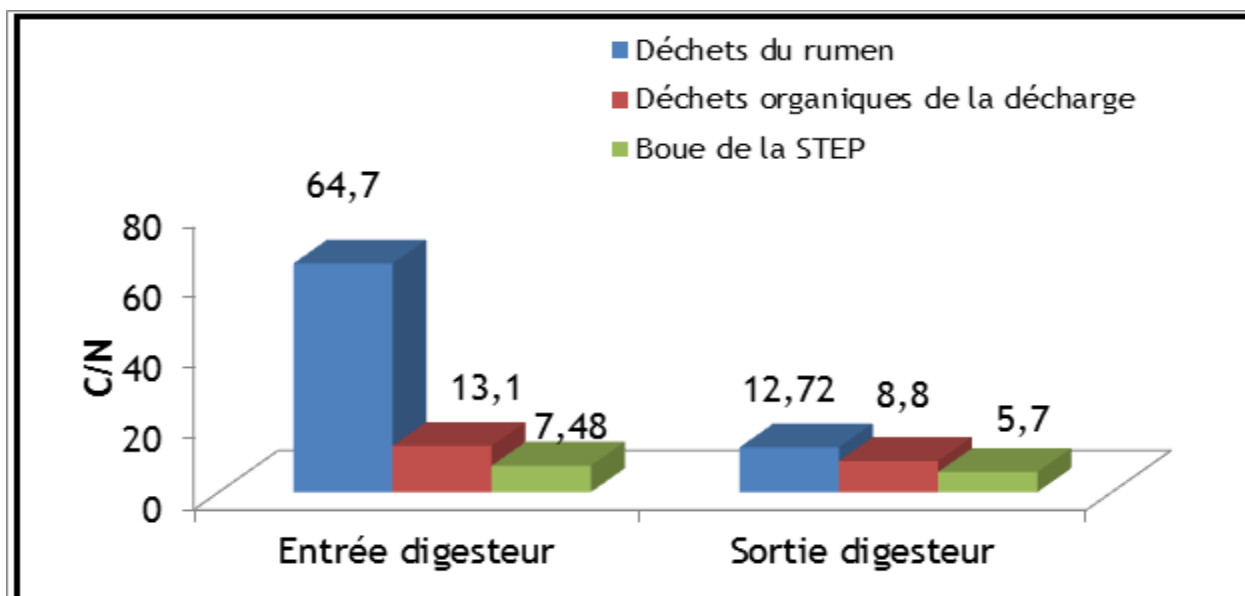


Figure21 : Rapport C/N des trois substrats de digestion

IV.4.5. Variation du Volume du biogaz formé au cours de la digestion des trois substrats

Les résultats affichés sur le tableau 24 montrent que le rumen donne un volume supérieur en biogaz inflammable. La première phase consiste en une hydrolyse du substrat en molécules simples tel les acides gras est très lente, c'est elle l'étape limitante du procédé. Une fois la phase méthanogène est déclenchée, la production du biogaz inflammable est démarrée aussi. Le PCI du biogaz est proportionnel à sa teneur en méthane, par exemple pour un biogaz à 70% de méthane à 15°C et à pression atmosphérique normale, le PCI est égal à $9,42 \times 0,7 = 6,59 \text{ kWh/m}^3$. A titre indicatif 1 m³ de méthane est équivalent à 1 litre d'essence en matière énergétique. Le méthane émet moins de CO₂ que l'essence ou le pétrole car il possède le rapport H/C le plus élevé.

La figure 22 montre que le rumen de camelin qui est riche en matière lignocellulosique produit plus de biogaz inflammable pour des temps de séjours égale à 2 mois de digestion.

Tableau 24 : Volume du biogaz formé au cours de la digestion des trois substrats

V (ml) Déchets abattoir 60 J	V (ml) Décharge publique 45 J	V (ml) Boues de STEP 25 J
0	0	0
45	19	112
233	135	315
456	344	567
765	544	897
1078	688	1125
1233	865	1220
1346	1002	1237
1560	1120	1258
1789	1234	1267
2135	1290	1267

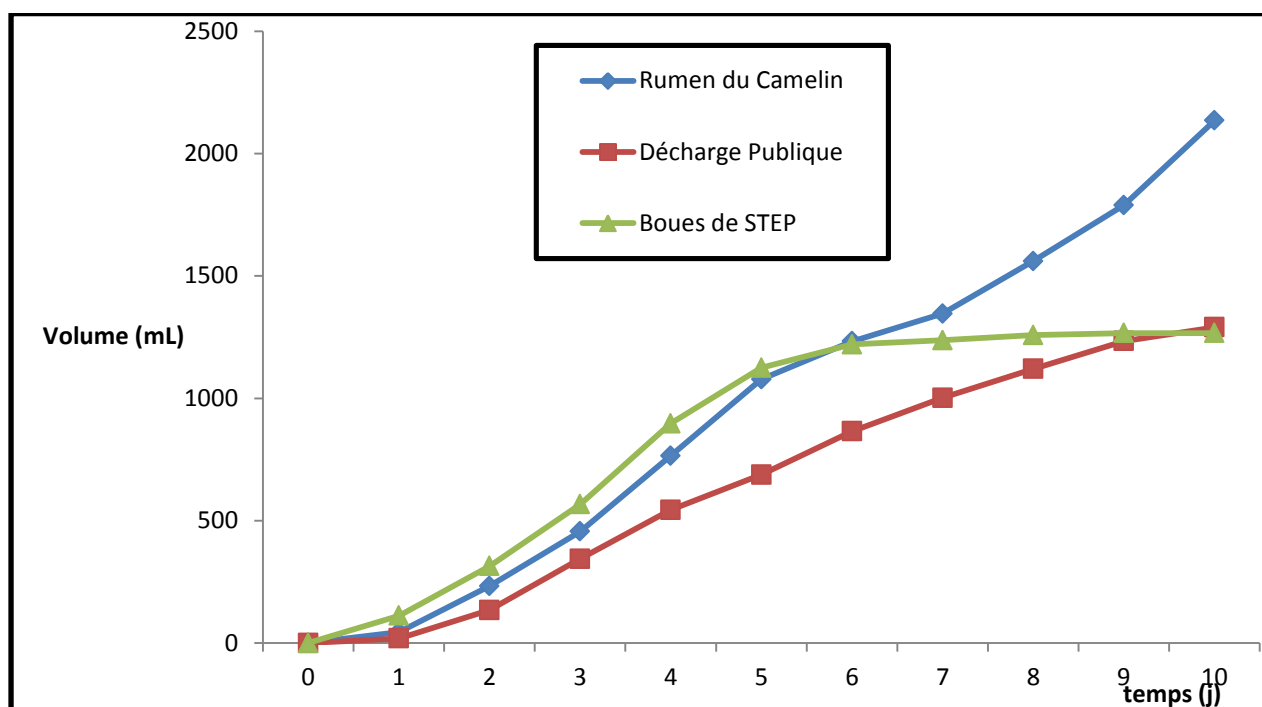


Figure 22 : Volume produit des trois substrats

V. Interprétation et discussion

L'objectif de cette étude est le traitement et la valorisation énergétique des déchets riches en matières organiques par la digestion anaérobie, en vue de contrecarrer les effets néfastes de la pollution et de produire une énergie verte qui est le biogaz.

Durant nos expériences nous avons conclu les points suivants :

Le type et la composition du substrat déterminent directement le rendement de biogaz. Durant la digestion anaérobie le substrat d'alimentation est souvent mesuré en termes de la demande chimique en oxygène totale (DCO) ou en termes de solides volatils totaux (SV).

Le déchet qui contient une teneur élevée en eau a un rendement faible en méthane par DCO ou SV.

Les déchets organiques contiennent une composition variées : les composés majeurs sont les saccharides (qui sont divisées en deux fractions, facilement et lentement dégradables), les lipides (facilement dégradables), les protéines (facilement dégradables), les AGV (facilement dégradables), ainsi que d'autres composés.

La plupart des déchets organiques contiennent une fraction élevée du substrat



facilement dégradable, qui donne un rendement élevé de méthane [64,65].

Le tableau 25 indique la composition de différents biogaz en fonction de leur origine. On remarque que la source influence beaucoup la qualité du biogaz avec une concentration en méthane variable entre 30 et 75%.

Tableau 25 : composition du biogaz selon les origines [68,69]

	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (mg/m ³)
Décharge d'ordures ménagères (80% OM)	50-58	25-34	20-50
Décharge d'ordures ménagères et industrielles (50% -50%)	25-45	14-29	5-20
Boues de stations d'épuration	60-75	19-33	1000- 4000
Lisier de bovins ou d'ovins en fermenteurs	60-75	19-33	3000- 10000

Le biogaz est difficilement valorisable dans sa forme brute. En plus du méthane et du gaz carbonique, il contient des matières volatiles, du sulfure d'hydrogène (H₂S) et est saturé en vapeur d'eau [70].

Dans notre cas le substrat issue de la station d'épuration des eaux usées présentent un rendement assez bon en biogaz pour les temps de séjours inférieur à 25 jours.

Ceci est dû au caractère biodégradable qu'ont ces boues plus que les déchets fermentescible de la décharge publique et plus encore que les déchets du rumen de camelin et qui sont très riche en matières cellulosique.

Issus des activités humaines de consommation, les déchets ménagers et assimilés sont constitués d'un mélange de déchets biologiquement inertes tels que les éléments métalliques, le verre, les plastiques, les éléments minéraux, et de déchets biologiquement non inertes tels que les déchets putrescibles (déchets alimentaires et déchets verts), les papiers, les cartons, les textiles sanitaires ou non, les éléments composites et le bois. Constitués principalement de matière organique, les déchets non inertes sont potentiellement biodégradables, c'est-à-dire susceptibles d'être

partiellement minéralisés sous la forme de molécules simples, principalement H_2O et CO_2 ou CH_4 , ou bien transformés sous la forme de molécules biologiquement plus stables. Les déchets organiques des décharges publiques donnent aussi un bon rendement en biogaz. Mais nous avons trouvé aussi que le substrat constitué du rumen de camelin peut produire un volume important de biogaz après dégradation complète des sucres longs en sucre simples et un temps de séjours de la digestion trop long.

La zone optimale de pH pour la méthanisation est située aux alentours de la neutralité.

Les bactéries méthanogènes sont fortement inhibées en dessous de 6.

Les bactéries acidogènes supportent mieux les pH inférieurs à 6.

Une chute de pH est donc le signe d'un dysfonctionnement.

Dans la plupart des expériences menées, le pH est autorégulé dans le digesteur avec des valeurs optimales comprises entre 6,8 et 7,4 mais un ajout de bicarbonate de soude peut être nécessaire pour le maintenir.

Les expériences menées ont montrés que le pH au-dessus de 5 montre un excès d'AGV et d'ammoniaque dans le digesteur.

Le temps de rétention hydraulique ou temps de séjour est le principal paramètre de dimensionnement d'un digesteur.

Il est généralement de l'ordre de 30 jours, ce qui est un compromis entre l'optimisation des performances de la dégradation de la matière organique et le volume du digesteur. Pour le rumen de camelin le temps de séjours est très élevé à cause de la dégradation lente de la cellulose.

Pour fonctionner de manière optimale, les micro-organismes anaérobies doivent recevoir régulièrement un substrat équilibré, c'est-à-dire un effluent contenant 15 à 30 fois plus de carbone que d'azote.

Aux températures élevées, la décomposition de la matière organique et la production de biogaz sont plus rapides mais le processus est aussi plus sensible à la variabilité des substrats et de la température.

La digestion thermophile permet une destruction plus complète des organismes pathogènes que les processus de digestion à basse ou moyenne température.

La digestion anaérobie ne peut être réalisée que sous certaines conditions :

- Absence d'oxygène
- PH proche de la neutralité : optimum 6,8 - 7,5

- Concentration en acide gras volatils (AGV) inférieures à 2 g/l
- Une température stable optimale pour les micro-organismes épurateurs de 37°C
- Rapport AGV/TAC inférieur à 1.5

En résumé de notre travail, la digestion anaérobie des déchets des trois types de déchets utilisés dans les expérimentations a aboutie à la production du biogaz inflammable comme le montre la figure 23 et à partir de ces résultats satisfaisants et encourageants nous pouvons dire que la valorisation énergétique des déchets organique est une très bonne alternative de dépollution.

Le gaz produit possède un pouvoir énergétique élevé et peut être utilisé dans de nombreuses applications comme : le chauffage, la cuisson, la production d'électricité, l'éclairage et en tant que biocarburant et pouvant être injecté dans le réseau du gaz de ville.

Aussi, le digestat (ou résidu de fermentation) issu de la digestion, constitue un bon fertilisant (boue stabilisée très riche en azote, et pauvre en carbone) qui peut être utilisé comme engrais pour fertiliser les sols pauvres en matières organiques.

C'est la meilleure forme d'énergie pour la sauvegarde de l'environnement. Son développement, ne reçoit pas les encouragements souhaitables mais toute fois représente une part très variable dans les bilans énergétique dans le monde.

Il devrait donc dans l'avenir coexister avec les sources d'énergies traditionnelles surtout avec le problème de réchauffement de la terre remarqué ces dernières années (effet de serre).

Aussi et à partir des expériences réalisés au niveau du laboratoire nous pouvons conclure que le procédé de digestion anaérobie est plus ou moins optimisable comme mode de traitement et la production du biogaz à partir de la matière organique nécessite un digesteur assurant l'anaérobiose du milieu, un dispositif de chauffage afin de maintenir le domaine de température sur lequel nous travaillons, un système de purification du biogaz du gaz carbonique et de l'hydrogène sulfuré.

Ces deux impuretés présentent des inconvénients d'utilisation telle la corrosion et font diminuer le pouvoir énergétique du biogaz.

Cependant, un certain savoir-faire est nécessaire pour une mise en œuvre efficace et pérenne, notamment concernant la bonne adéquation entre les matériels et techniques utilisés, les conditions opératoires, le ou les déchets traités.

Le gaz produit possède un pouvoir énergétique élevé et peut être utilisé dans de nombreuses applications comme : le chauffage, la cuisson, la production d'électricité, l'éclairage et en tant que biocarburant (figure 23).

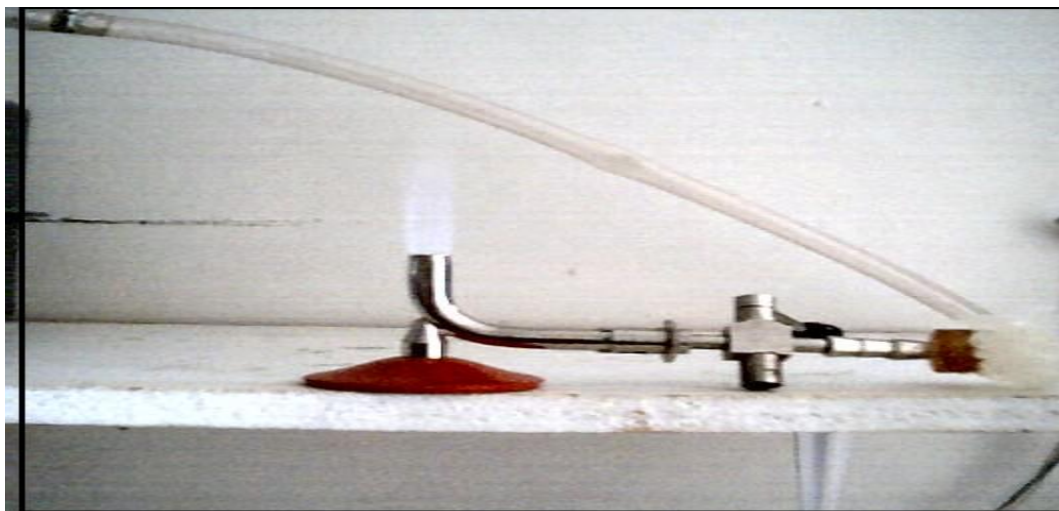


Figure 23 : Test d'inflammabilité du biogaz produit

Conclusion

Générale

L'utilisation des produits de la biomasse comme source d'énergie et de produits à forte valeur ajoutée constitue une alternative intéressante et un enjeu majeur pour l'avenir de la société.

Aujourd'hui, il existe de multiples procédés et voies de conversion de cette énergie chimique contenue dans la biomasse, en biocombustible : le biogaz, le bioalcool et le biohydrogène.

Cette étude a tout d'abord établi les conditions optimales de détermination des productions ultimes en méthane. Le choix adapté et l'application d'une dilution de 80% est nécessaire pour atteindre, pour les trois substrats étudiés, les productions maximales en méthane.

Le choix d'une température de digestion de 37°C permet d'améliorer les cinétiques bactériennes tout en privilégiant le métabolisme des microflore actives dans la charge organique.

La plupart des valeurs expérimentales, montrent que Les productions de méthane des boues de STEP sont plus élevées que les déchets organiques issus de la décharge publique et du rumen de camelin pour des temps de séjours inférieur à 25 jours, pour des temps de séjours supérieur à 60 jours c'est le substrat riche en matière lignocellulosique qui prédomine la production.

La concentration en matière organique est un facteur très important lors de la digestion. La nature du substrat permet de prévoir assez précisément le volume de biogaz produit. C'est pour cette raison que le rumen de camelin nécessite un temps très élevé pour sa dégradation et donne pour plus de 100 jours une production en biogaz nettement supérieur.

Les conditions d'inhibition de la digestion anaérobie sont conditionnées principalement par les AGV. C'est l'inhibiteur essentiel durant la digestion anaérobie. Les augmentations de concentrations en NH_4^+ aussi laissent supposer des effets inhibiteurs additifs.

La constance du rapport AGV/TAC qui ne dépasse pas la valeur de 1,5 au cours de la digestion a favorisé le bon fonctionnement de la méthanisation.

Le rendement de biogaz obtenu au cours de la digestion anaérobie a été de 5 l de biogaz/ mg DCO abattue. La digestion anaérobie de la boue a permis d'avoir un abattement de la DCO et de la DBO de l'ordre de 90% respectivement. Cette étude

est une opportunité à la valorisation des déchets organiques, en particulier ceux des stations d'épuration des eaux usées urbaines.

Par sa composition chimique, le biogaz est, dans une certaine mesure, analogue au gaz naturel. La différence principale est dans la part relative du méthane.

Le contenu du méthane CH_4 dans le gaz naturel est d'environ 95 à 97%. Pour le biogaz, la part relative du gaz-méthane s'élève à 60-75%. Ceci définit la propriété calorifique relativement basse du biogaz par rapport à celle du gaz naturel.

La valeur énergétique moyenne du biogaz va de 4,5 à 7,5 kWh/m³. Alors que la valeur énergétique du diesel est près de 10 kWh/l, celle du bois de chauffage est de 4,5 kWh/kg, du charbon 8,5 kWh/kg.

L'analyse des caractéristiques énergétiques précitées révèle que la production organisée du biogaz est une alternative des combustibles fossiles conventionnels (fossiles extractibles -charbon, pétrole, gaz naturel) et une possibilité réelle de surmonter le déficit énergétique.

Les expériences réalisées au laboratoire ont montré que les déchets organiques issus des trois sites d'étude produisent du biogaz : une énergie renouvelable verte et propre.

Ceci nous encourage à développer plus la recherche sur l'utilisation des énergies renouvelables dans notre vie afin de palier la consommation décroissante et inévitable en énergie fossiles.

Comme conclusion, on peut faire ressortir que le développement de la digestion anaérobie apportera d'importants gains. De plus, les émissions de gaz à effet de serre (GES) seront réduites grâce à la récupération du méthane généré dans les réacteurs.

Le remplacement des combustibles fossiles par le biogaz diminuera aussi le bilan global des GES, tout en améliorant la qualité de l'atmosphère. En complément, la réduction de la dépendance aux combustibles fossiles favorisera l'autosuffisance énergétique et la balance commerciale du pays.

Finalement, l'utilisation du digestat comme amendement pour les sols augmentera la qualité des champs sans la nécessité d'épandage de produits chimiques.

Dans ce sens, la digestion anaérobie, ou biométhanisation, s'avère une solution très intéressante pour une gestion durable des déchets riches en organiques.

La digestion anaérobie est un procédé de transformation de la matière organique en énergie par des bactéries en absence d'oxygène. Elle permet de produire un gaz combustible qui est le biogaz composé essentiellement de méthane, tout en réduisant de moitié le taux de matières organiques. Le résidu final de la digestion (ou digestat) est stable, désodorisé, débarrassé en majeure partie des germes pathogènes et peut être même utilisé comme un fertilisant pour les terres agricoles.

La valorisation des boues des stations d'épurations par la digestion anaérobie permet de produire une énergie renouvelable (le biogaz), qui est disponible, peu coûteuse et non polluante ; son exploitation permet de réduire les gaz à effet de serre. D'autre part la production de biogaz est considérée comme une solution économique, décentralisée et écologique pour le développement durable des régions déshéritées, et/ou enclavées.

Références

Bibliographiques

- [1] C. Bougrier, 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, Thèse. Université de Montpellier II, (2005).
- [2] M. Murat, Valorisation des déchets et des sous-produits industriels, 2^e Édition Masson, (1981).
- [3] C. Chitour, L'énergie: Les enjeux de l'an 2000, VOL I OPU, (1997).
- [4] C. Chitour, L'énergie: Les enjeux de l'an 2000, VOL II OPU, (1997).
- [5] F. Charnay, Compostage des Déchets Urbains dans les Pays en Développement : Elaboration d'une Démarche Méthodologique pour une Production Pérenne de Compost, Thèse de Doctorat, Université de Limoges, (2005).
- [6] M. Maes, La maîtrise des déchets industriels, Edition Johannet et fils, 1990.
- [7] R. Demayer, la conversion bioénergétique, Edition tec et doc, (1982 pp 214-220).
- [8] René Scriban « Biotechnologie » 4^e édition TEC et DOC, (1684) pp 701-707.
- [9] J. Bourgois, B. Debray et V. Laforest, Traitements chimiques et physico-chimiques des déchets, Techniques de l'Ingénieur, (1990).
- [10] P. Gautron, Valorisation et recyclage des déchets, Techniques de l'Ingénieur, (1990).
- [11] J. Boeglin, Traitements biologiques des eaux résiduaires, Techniques de l'Ingénieur, (1990).
- [12] J.BEBIN, État de l'épuration des eaux résiduaires urbaines et industrielles, Technique de l'Eau n° 269, (1996).
- [13] I.Tou, S.Igoud et A.Touzi, Production de biométhane à partir des déjections animales, Revue des énergies renouvelables, (2001) pp 103-108.
- [14] C. Couturier, L. Galtier, Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micro- polluants au cours de la méthanisation des déchets et sous-produits organiques, Programme ADEME. Santé- Déchets, Solagro, (2004).
- [15] Solagro, La digestion anaérobie des boues urbaines, état des lieux, état de l'art, Solagro/Agence de l'eau Adour-Garonne, (2001).
- [16] ADEME, Atlas des déchets en France, 2ème édition, (2000).

- [17] ADEME, La valorisation du biogaz en Europe : Contexte réglementaire, fiscal, économique et politique, Gaz de France, Solagro, (2001).
- [18] Agence de l'eau Adour Garonne, La digestion anaérobie des boues urbaines, Etat des lieux Etat de l'art, Solagro, (2001).
- [19] R. Moletta, Etude bibliographique sur la méthanisation des déchets organiques, Association R.E.C.O.R.D, (2002).
- [20] R. Moletta, La digestion anaérobie : du plus petit au plus grand, Biofutur, (1993) pp. 16-25.
- [21] F. Edeline, L'épuration biologique des eaux. Théorie & technologie des réacteurs, CEDEBOC Editeur, (1997).
- [22] ADEME, La valorisation agricole des boues de stations d'épuration urbaines, Cahiers Techniques de la Direction de l'Eau et de la Prévention des Pollutions et des Risques, N 23 (1988).
- [23] O. Oliva, J. Jacquart et C. Prevot, Methanization in fluidized bed reactors - treatment of waste water at the El Aguila Brewery, Symposium IAWPRC - CFRP NICE 4-6 avril, (1989).
- [24] V. Andreoni, Anaerobic Digestion of Swine Slurry and agro-industrial Wastes in fixed bed up - flow digesters, Symposium NICE 4-6 avril (1989).
- [25] E. White, Methane fermentation of woody biomass, Bioresource Technology, (1994).
- [26] N. Cheremisinoff, Handbook of solid waste management and waste minimization technologies, Elsevier Science, (2003).
- [27] ADEME, Le biogaz et sa valorisation, guide méthodologique, ADEME (1999).
- [28] P. Boulenger, Traitements biologiques anaérobies, (1991).
- [29] L. Kraeutler, Boues d'épuration, qu'elles alternatives ? , L'eau, L'industrie, Les nuisances, (2000) n°235, p 130-134.
- [30] OTV, Traiter et valoriser les boues, Ed. OTV, (1997).
- [31] SATESE Réunion, Schéma départemental de gestion des boues d'épuration de la Réunion, Conseil Général, (2001).
- [32] Solagro, Arene, La digestion anaérobie des boues urbaines en île de France, Solagro, (2001).
- [33] Solagro, Etude des coûts de production d'électricité à partir du biogaz, (2002) p 28-32.

- [34] J. Zanchetta, R. Moletta, Méthanisation biologique des déchets municipaux, Journée de l'ingénieur et du scientifique, (2003).
- [35] S. Amhoud, Apports de la géologie et de l'hydrogéologie à l'étude de l'impact de la décharge d'oued Akrech sur les ressources en eau, Thèse. 3ème cycle, Univ. Mohamed V.Rabat Maroc, (1997) 204 p.
- [36] A. Chofqi, Mise en évidence des mécanismes de contamination des eaux souterraines par les lixiviats d'une décharge incontrôlée (El Jadida Maroc) : Géologie, hydrogéologie, Géo- électrique, Géochimie et Epidémiologie, Univ- Chouaib Doukkai Fac des sci.El Jadida, (2004).
- [37] F.Vedrenne, F. Béline et N. Bernet, Evaluation of the methane production of livestock wastes: ultimate productivity and organic matter characterization, 4th international symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Copenhague, 31 août - 02 septembre (2005) 218-225.
- [38] AFNOR, Collection of French standard methods 1994: water quality, Ed. AFNOR, (1994).
- [39] Agence de l'eau, L'assainissement des agglomérations : techniques d'épuration actuelles et évolutions, Etudes inter-agences No. 27, (1994).
- [40] M. Tabet, Etat de la Pollution de l'Air en Algérie, Périodique Santé et Société, N° 1 (1999).
- [41] M. Tabet, *Développement Durable et Stratégie de l'Environnement*, OPU (1998).
- [42] J.H. Thiele, Mixed-Culture Interactions in Methanogenesis, In Mixed-Culture in Biotechnology, Mc Graw-Hill Inc, (1991).
- [43] M. Bennouna et S. Kehal, Production de Méthane à Partir des Boues des Stations d'Epuration des Eaux Usées : Potentiel Existant en Algérie", Revue Energ. Ren. : Production et Valorisation - Biomasse, (2001) 29-36.
- [44] A. CHAIB, Bioépuration par lagunage naturel, Bulletin des Energies Renouvelables, (2004).
- [45] B. Taibi, A. Benhabib, A. Abdelhafi , Modèles de stations d'épuration des eaux usées en Algérie" Colloque international usages écologiques, économiques et sociaux de l'eau agricole en méditerranée :Quels enjeux pour quels services ?Université de Provence, Marseille, 20-21 janvier 2011.

- [46] B. de la Farge, Le biogaz. Procédés de fermentation méthanique, Masson, Ingénierie de l'environnement, (1995).
- [47] Agence de l'Eau Adour Garonne et Solagro, La digestion anaérobie des boues urbaines, (2001).
- [48] A.M.Omer, Y.Faadalla, biogaz energy technology in Sudan, Renewable Energy, (2002).
- [49] F.K.Akinbami, M.Ollori, Biogaz energy use in Nigeria: current status, future prospects and policy implications, Renewable and Sustainable Energy Reviews, (2000).
- [50] A.Lallali, G.Mura, N.Onnis, The effects of certain antibiotics on biogas production in the anaerobic digestion of pig waste slurry, bioressources Technology, (2001).
- [51] A. R.Tekin, A.Coskun Dalgic, Biogaz production from olive pomace, Ressources, Conservation and Recycling, (2000).
- [52] Degremont, Mémento technique de l'eau, 9ème édition, Ed. Tec et Doc Lavoisier, (1988).
- [53] Agence nationale des déchets, Caractérisation des déchets ménagers et assimilés dans les zones nord, semi-aride et aride d'Algérie, 2014.
- [54] A.C.Wilkie, P.H.Smith, F.M.Bordeaux, An economical bioreactor for evaluating biogas potential of particulate biomass, Bioresource Technology, (2004).
- [55] X. Jiang, X. Song, Y. Chen, W.Zhang, Research on biogas production potential of aquatic plants, Renewable Energy, September (2014) Pages 97-102.
- [56] J. Shiun Lim, Z. Abdul Manan, S. Rafidah, Wan Alwi, H. Hashim , A review on utilisation of biomass from rice industry as a source of renewable energy, Renewable and Sustainable Energy Reviews, (2012) Pages 3084-3094.
- [57] Yi Zheng, Jia Zhao, Fuqing Xu, Yebo L, Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production, Progress in Energy and Combustion Science, (2014) Pages 35-53.
- [58] C. Mao, Y. Feng, X. Wang, G. Ren, Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion, Renewable and Sustainable Energy Reviews, (2015) Pages 540-555.
- [59] T. Al Seadi Biosantech, D. Rutz, R.Janssen, B. Drosch, Biomass resources for

- biogas production, The Biogas Handbook, (2013) Pages 19-51.
- [60] A. Alaswad, K.Y. Benyounis, O. Algoul, M. Dassisti, A.G. Olab, Organic Materials in Biomass, Reference Module in Materials Science and Materials Engineering, (2016).
- [61] P. Kaparaju, M. Serrano, Optimization of biogas production from wheat straw stillage in UASB reactor, Applied Energy, (2010) Pages 3779-3783.
- [62] Y. Zheng, J. Zhao, F. Xu, Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production, Progress in Energy and Combustion, (2014) Pages 35-53.
- [63] S. Tedesco, T. Marrero Barroso, A.G. Olab, Optimization of mechanical pre-treatment of Laminariaceae spp. biomass-derived biogas, Renewable Energy, (2014) Pages 527-534.
- [64] C. Sawatdeenarunat, K.C. Surendra, D.Takara, H. Oechsner, Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Challenges and opportunities, Bioresource Technology, (2015) Pages 178-186.
- [65] E. Klimiuk, T. Pokój, W. Budzyński, B. Dubis, Theoretical and observed biogas production from plant biomass of different fibre contents, Bioresource Technology, (2010) Pages 9527-9535.
- [66] Z.Yue, W.Li, H.Yu, Application of rumen microorganisms for anaerobic bioconversion of lignocellulosic biomass, Bioresource Technology, (2013) Pages 738-744.
- [67] M. Fatih Demirbas, M. Balat, H. Balat, Potential contribution of biomass to sustainable energy development, Energy Conversion and Management, (2009) Pages 1746-1760.
- [68] N. Dupont, Valorisation du biogaz de fermentation : combustion catalytique, Thèse L'universite Claude Bernard Lyon 1, (2006).
- [69] I. Zdanevitch, Étude de la composition du biogaz de méthanisation agricole et des émissions en sortie de moteur de valorisation, RAPPORT D'ÉTUDE, (2009).
- [70] P.Héteu, J.Martin, Compatibilité du biogaz avec les moteurs de cogénération, Université Catholique De Louvain, (2007).