

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Ahmed Draia Adrar



Faculté des Sciences et de la Technologie
Département d'Hydrocarbures et Energies Renouvelables

Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention du diplôme de Master en :

Filière : Génie des Procédés

Spécialité : Génie Chimique

Thème :

**Optimisation de taux de charge organique moyenne
pour La digestion anaérobie des déchets ménagers de la
ville D'Adrar**

Préparé par :

M^{me} Hanni Zahra

M^{lle} Drissi Fadila

Membres de jury d'évaluation :

M.BENATILLAH Ali	Président	MCB	Univ. Adrar
M. TAHRI AHMED	Encadreur	MRA	URERMS.Adrar
M. DAHOU Mohamed El Amine	Co-encadreur	MCA	Univ. Adrar
M.SAHLI Youcef	Examineur	MCB	Univ. Adrar

Année Universitaire : 2021/2022



شهادة الترخيص بالإيداع

انا الأستاذ(ة):

طاهري أحمد

المشرف مذكرة الماجستير.

الموسومة بـ : optimisation de teneur de charge organique moyenne pour la digestion anaérobie des déchets ménagers de la ville d'Adrar

من إنجاز الطالب(ة):

دريسي فضيلة

و الطالب(ة):

حي الزهراء

كلية : العلوم والتكنولوجيا

القسم : المحروقات والطاقة المتجددة

التخصص : هندسة كيمياء خبيثة

تاريخ تقييم / مناقشة: 2022-06-08

أشهد ان الطلبة قد قاموا بالتعديلات والتصحيحات المطلوبة من طرف لجنة التقييم / المناقشة، وان المطابقة بين النسخة الورقية والإلكترونية استوفت جميع شروطها. وإمكانهم إيداع النسخ الورقية (02) والإلكترونية (PDF).

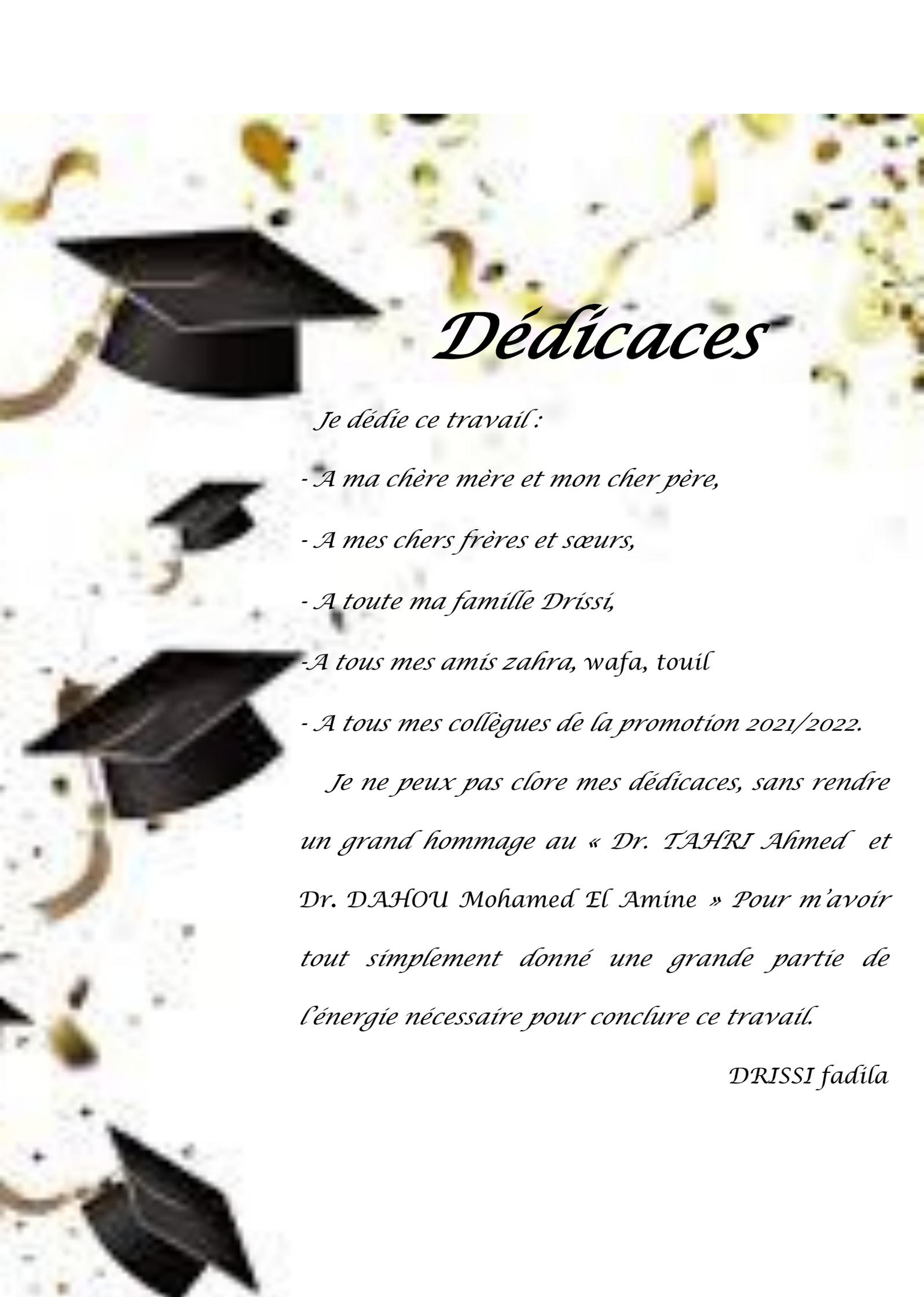
- امضاء المشرف:

ادرار في : 16 جوان 2022.....

مساعد رئيس القسم:

د. خليفي حبيب
رئيس قسم المحروقات والطاقة المتجددة
بكلية العلوم والتكنولوجيا





Dédicaces

Je dédie ce travail :

- A ma chère mère et mon cher père,*
- A mes chers frères et sœurs,*
- A toute ma famille Drissi,*
- A tous mes amis zahra, wafa, touil*
- A tous mes collègues de la promotion 2021/2022.*

Je ne peux pas clore mes dédicaces, sans rendre un grand hommage au « Dr. TAHRI Ahmed et Dr. DAHOU Mohamed El Amine » Pour m'avoir tout simplement donné une grande partie de l'énergie nécessaire pour conclure ce travail.

DRISSI fadila

Dédicace :

أولاد

:

أولاد

أولاد

أولاد

أولاد

أولاد

أولاد

أولاد

soutient constant le long de mes études ...

أولاد

أولاد

أولاد

أولاد

أولاد

أولاد

A أولاد

أولاد

A mes frères et sœurs.

أولاد

A أولاد

أولاد

Zahra

Remerciements

Premièrement et avant tous nous remercions ALLAH, qui tous donne la force et la patience pour réaliser ce modeste travail.

C'est un grande plaisir d'exprimer mes gratitude à mon encadreur, Dr TAHRI AHMED de m'avoir fait confiance de mener à terme cette recherche sous sa direction ; de même notre gratitude et profonde considération s'adressent à Mr DAHOU MOHAMED EL AMIN.

A tous les enseignants et les étudiants de la faculté des sciences et de la technologie de l'université d'Adrar.

Enfin, un grande merci pour tout ceux qui qu'ont participé de prés ou de loin à l'élaboration de ce travail.

Merci pour tous...

Table des matières

Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des photos	
Liste des unités	
Liste des abréviations	
Introduction générale	..1
Chapitre 1 : Gestion et traitement des déchets	
1. Définition des déchets3
2. Les principaux types de déchets	..3
2.1. Selon leur origine	...3
2.1.1. Les déchets ménagers et assimilés	...3
2.1.2. Les déchets industriels3
2.1.2.1. Les déchets industriels banals	.3
2.1.2.2. Les déchets industriels dangereux ou spéciaux	.4
2.2. Selon leur nature	.4
2.2.1. Déchets dangereux	4
2.2.2. Déchets inertes4
2.2.3. Déchets ultimes	5
3. Composition des déchets	5
3.1. Déchets solides5
3.2. Déchets solides municipaux (DSM)	6
3.3. Boue	7
3.4. Déchets industriels	8
4. Gestion des déchets	8
4.1. Principes relatifs à la gestion des déchets	9

4.1.1. Prévention	10
4.1.2. Valorisation	10
4.1.3. Elimination..10
4.1.4. Information (transparence)10
5. Traitement des déchets11
5.1. Traitement biologique	11
5.1.1. Méthanisation ou digestion anaérobie	11
5.1.2. Le Compostage	12
5.1.3. La fermentation alcoolique	.13
5.1.3.1. Les principaux produits de la fermentation alcoolique	14
5.2. Traitement thermochimique	14
514
5.2.1.1. Caractéristiques15
5.2.2. Gazéification16
5.2.2.1. Technique	16
5.2.3. Oxydation par Voie Humide(OVH)	17
5.2.4. Pyrolyse19

Chapitre 02 : La digestion anaérobie

1. Introduction	..20
2. Historique de la digestion anaérobie	.20
3. Définitions de la digestion anaérobie	20
4. Les étapes de la digestion anaérobie21
4.1. L'hydrolyse	21
4.2. L'acidogène	21

4.3.L'acétogénèse	22
4.4. Méthanogène	22
5. Les applications de la digestion anaérobie	22
5.1. Les déchets d'élevages	23
5.2. Les eaux usées urbaines	..23
5.3. Les déchets de la pate à papier et des industries agro- alimentaire23
5.4. Les ordures ménagères	24
6. Les paramètres influençant sur la digestion anaérobie	...25
6.1. PH	25
6.2 .La température25
6.3. Rapport C/N	26
6.4. Brassage	. 26
6.5. Pression partielle en hydrogène	.26
6.6. L'absence des inhibiteurs	. 26
6.7. Temps de rétention hydraulique (TRH)	27
7. Les avantages et les inconvénients de la méthanisation	28
8. Le digesteur	28
8.1. Les types des digesteurs	28
8.1.1. Les digesteurs discontinus (batch)	29
8.1.2. Les digesteurs continus	29
9. Les produits de digestion anaérobie	.30
9.1. Biogaz30
9.1.1. Sources de biogaz31
9.1.2.Valeur énergétique	32
9.1.3.Valorisation du biogaz	..33
9.1.4. Les type de valorisation	33

9.2. Les digestats de méthanisation	35
9.2.1 Valorisation des digestats	...36
10. Conclusion	...36

Chapitre III : Matériels et méthodes

1. Substrat utilisé	...37
1.1. Origine du substrat	..37
1.2. Prétraitement du substrat	37
2. Description de digesteur38
3. Détermination du pH	.. 39
4. Caractéristique de déchet	40
4.1. Détermination de la matière sèche (MS)40
4.2. Détermination de la matière organique (MO)	... 41
5. Détermination du volume du biogaz	.. 42
6. Détermination de la DCO	43

Chapitre IV : Résultats et discussions

1. Optimisation du taux de c46
2. Caractéristiques initiales de	46
2.1. Taux de la mat	46
2.2. Demande chimique en oxygène soluble (DCO _s)	47
2.3. pH	48
2.4. Volume d	49
2.5. Volume de méthane	...50
Conclusion générale51

LISTE DES FIGURES

Figure I.1 : Composition des déchets solides produits en Algérie.....	6
Figure I.2 : Les quatre principes de la gestion des déchets.....	9
Figure I.3 : Etapes biologiques du compostage.....	13
Figure I.4 : Schéma d'une installation d'incinération des déchets.....	16
Figure I.5 : Schéma de l'enceinte de gazéification.....	17
Figure I.6: Schéma d'une unité d'oxydation par voie humide (OVH).....	18
Figure I.7: Principe de la pyrolyse.....	19
Figure II.1: les étapes de la digestion anaérobie.....	21
Figure II.2 : schéma du procédé de digestion en batch.....	29
Figure II.3: Composition du biogaz des déchets des bovins (en % volumique).....	30
Figure II.4: Equivalences énergétiques de 1 m ³ de méthane.....	32
Figure II.5: Installation de collecte, transport et élimination du biogaz.....	33
Figure II.6: Exemple de station de cogénération : (A) Schéma général.....	34
Figure II.7: Voiture à biogaz.....	35
Figure II.8: Les différentes voies de valorisation des digestate en fonction des Traitements.....	36
Figure III.1: schéma simplifié du digesteur utilisé.....	38
Figure IV.1: Les taux de la matière organique (substrat et digestate) avec les différentes charges organiques.....	47
Figure IV.2. Les taux de DCOs (substrat et digestate) avec les différentes charges organiques.....	48
Figure IV.3: Évolutions de pH en fonction de temps.....	48
Figure IV.4: Évolutions des volumes de biogaz en fonction de temps.....	49
Figure IV.5: Évolutions des volumes de méthane.....	50

Liste des tableaux

Tableau II.1: les quantités et qualités moyennes de boues fraîches influentes et les boues digérées par méthanisation.....	23
Tableau II.2: potentialités de production de biogaz à partir des différents types de déchets agro-industriels.....	24
Tableau II.3: la composition des ordures ménagère.....	24
Tableau II.4: composition caractéristique des biogaz en fonction des substrats et des procédés.....	31
Tableau IV. 1: Taux de la matière organique du substrat et digestate.....	47
Tableau IV.2 : Demande chimique en oxygène soluble (DCO _s) du substrat et digestate.....	47

Liste des photos :

Photo 1 : Substrat utilisé.....	37
Photo 2 : Substrat après le découpage et le séchage.....	38
Photo 3 : schéma simplifié du digesteur utilisé.....	39
Photo 4 : pH-mètre utilisé.....	39
Photo 5 : les matériels utilisés	40
Photo 6 : le four a moufle utilisé.....	41
Photo 7 : Dispositif de mesure du volume du biogaz produit.....	42
Photo 8 : La centrifugation.....	44
Photo 9 : Photo du thermo réacteur.....	44

Liste des unités

%: Par cent

Nm³/min : Nano mètre cube par minute

°C : Degré Celsius

g/l : Gramme par litre

mm : Millimètre

°C /min : Degré Celsius par minute

M : Moule

atm : Atmosphère

g/hab. /j: grammes par d'habitant par jour

l/hab/j : litre par d'habitant par jour

m³ biogaz/kg : Mètre cube par kilogram

kg /an : kilogramme par année

g/l : Gramme par litre

m³: Mètre cube

m³/jour : Mètre cube par Jours

m³.Nm³ : Milligramme Nano mètre cube

Kcal : kilocalories

kWh : Kilowatts par heure

L : litre

Kg : kilogram

MJ / kg : Mégajoules par kilogramme

mg/l: Milligramme par litre

g ms/L/J : Gramme de matière sèche par litre par jour

ml : Millilitres

Liste des abréviations

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

AGLC : Acides gras plus courts

AGV: Acides Les gras volatiles

C/N: Rapport carbone azote

COM : Charges organiques moyennes

COD : Carbone organique dégradable

CH₄: Méthane

CO₂: Dioxyde de carbone

C₂H₅OH: Ethanol

C₆H₁₂O₆: Glucose

DBO: Demande Biologique en Oxygène

DCOs : Demande chimique en oxygène soluble

DIS : Déchets industriels dangereux ou spéciaux

DIB : Déchets industriels banals

DIS : Déchets industriels dangereux ou spéciaux

DSM : Déchets solides municipaux

H₂O: Eau

H₂ : Hydrogène

H₂S: Hydrogène sulfuré

MS: Matière sèche

MO: Matière organique

ND : Non disponible

NH₃ : Ammoniac

N-NH₄ : Azote ammonia cal

O₂ : Oxygène

OVH : Oxydation par Voie Humide

pH: Potentiel hydrogène

TRH: Temps hydraulique de rétention

Introduction générale

L'énergie est au cœur des civilisations modernes, les transports, l'industrie, l'agriculture, le résidentiel ont maintenant des besoins supérieurs d'énergie, et la demande pour un confort accru se poursuit, d'après certains spécialistes la demande mondiale d'énergie devrait doubler, voire tripler à l'horizon 2050 (Boutouta, 2011).

La problématique des ordures ménagères est devenue l'une des questions centrales qui occupe l'esprit des chercheurs et des spécialistes étant donné que cette question représente le défi le plus important pour toute société. La propagation des ordures a plusieurs dimensions, comme la dimension sanitaire représentée dans la cause des épidémies et des maladies, et la dimension sociale représentée dans la frustration, l'anxiété, la tension et ses conséquences des problèmes sociaux, et de la dimension économique représentée dans les coûts de gestion des déchets issus de la collecte, du transport et du traitement et la disposition finale, et la dimension esthétique de déformer le paysage général de la nature, ainsi que la dimension environnementale, et les effets de cela apparaissent sur tous les composants de l'environnement et de ses déchets.

Il est important de signaler que l'Algérie souffre du phénomène de dissémination des déchets, notamment des ordures ménagères, qui sont plus accumulées et présentes, et son accumulation est devenue la caractéristique dominante dans la plupart des villes algériennes, donc ces villes ne sont plus en mesure de l'absorber et les contrôler, les gérer, les valoriser ou en disposer, surtout avec l'augmentation de la population dans les villes et la croissance aléatoire incontrôlée graphique.

Aux vues des prévisions catastrophiques annoncées, quelles solutions doit-on adopter pour assurer la pérennité des ressources et la préservation de l'environnement tout en répondant à l'explosion de la demande énergétique?

Et afin de trouver une solution à ces deux problèmes mondiaux (déchets ménager et énergie), il met en évidence l'importance du processus de la digestion anaérobie comme une solution à ces deux problèmes à la fois, qui consiste en la biodégradation de la matière organique en l'absence d'oxygène en un mélange de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂) appelé " biogaz".

Ce travail consiste en la production du biogaz à partir de la matière organique des déchets ménagers de la ville d'Adrar, ou on étudié la variation de taux de la charge organique sur ce processus. Nous avons conçu trois digesteur continu semi pilote d'une capacité de 12 litre, et étudier les paramètres de fonctionnement et l'amélioration de sa production en méthane (CH_4) par l'optimisation de taux de la charge organique. Pour cela nous avons rempli notre digesteur continu avec les déchets ménagers de la ville d'Adrar avec trois COM de 1,2 et 4 mg/L, et suivre des paramètres de fonctionnement telle que le pH, DCO, le taux de la matière organique, et les volumes de biogaz et de méthane.

Ce manuscrit est composé de deux parties. La première partie est consacrée à l'étude théorique répartie sur deux chapitres. Le premier chapitre est dédié aux définitions des différents types de déchets, leur gestion et leur modes de traitements en se basant beaucoup plus sur le traitement anaérobie. Le deuxième chapitre est consacré aux traitements anaérobies des déchets organiques (méthanisation) à savoir la production du biogaz, gaz à effet de serre très nocif. Expliquant les avantages de la production du biogaz, ainsi que les différents modes de valorisations : production de chaleur, d'électricité, utilisation en tant que carburant pouvant être injecté dans le réseau de gaz.

La deuxième partie est consacrée aux matériels utilisés dans la partie expérimentale et les différentes techniques et les méthodes employées pour le suivi opérationnel des digesteurs, ainsi que les résultats obtenus.

Enfin, ce mémoire sera achevé par une conclusion générale.

Chapitre I

Gestion et traitement d

1. Définition des déchets (Gharfalkar, 2015)

Les déchets sont définis comme ; tous résidus 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 ou a l'obligation de s'en défaire dans le but de ne pas nuire à la collectivité et de protéger l'environnement.

2. les principaux types des déchets

Ils sont classés en deux grandes catégories :

2.1. Selon leur origine

2.1.1. Les déchets ménagers et assimilés (Bendig et al., 2013)

Ils sont les déchets produits par l'activité des ménages, les commerçant, les artisans, ce type de déchets ne présente pas des caractères dangereux ou polluants ce sont :

- Les ordures ménagères ;
- Les déchets encombrants ;
- Les ordures des rues et des marches ;
- Les déchets verts ;
- Les boues de décantation et de station d'épuration.

2.1.2. Les déchets industriels (Feszterová, 2014)

Ils proviennent de l'industrie, du commerce, de l'artisanat et des transports. Ils regroupent:

2.1.2.1. Les déchets industriels banals

Ils sont constitués des :

- Emballages des entreprises ;
- Papiers et cartons ;
- Verres ;
- Bois ;
- Plastique ;
- Inertes (gravis, sable...) ;
- Métaux ferreux et non ferreux.

2.1.2.2. Les déchets industriels dangereux ou spéciaux (DIS) (Louai ,2009)

Les déchets sont considérés comme dangereux s'ils présentent une ou plusieurs des propriétés dangereuses comme, risques d'incendie ou d'explosion, comburant, inflammable, irritant, nocif, toxique, corrosif, infectieux, toxique pour la reproduction, toxicité chimique ou biologique, radioactivité... etc.

Les déchets dangereux étaient anciennement appelés déchets spéciaux industriels parce que 90% de ces déchets sont produits par les pays industrialisés. Il s'agit pour la plupart de déchets générés par les industriels pour la fabrication de produits ou de composés chimiques. Alors ils sont des déchets qui sont spécifiques de l'activité qui les génère, ils contiennent des éléments nocifs ou dangereux pour différentes raisons et ils sont constitués de l'ensemble des déchets chimiques présentant un fort pouvoir de pollution toxique et grande partie de substances polluantes potentiellement très toxiques, cette toxicité impose un mode de stockage en décharges spécialisées. Ils ne doivent surtout pas être jetés avec les ordures ménagères classiques, ni versés dans les égouts, ces produits nécessitent un traitement particulier.

Les déchets toxiques sont des déchets dangereux produits par les ménages, les commerçants (garages, coiffeurs, laboratoires photo, imprimeries, laboratoires de recherche). Il peut s'agir de déchets solides banals souillés (chiffons, cartons,...etc.), résidus de peinture. Les déchets issus de carburants mélanges, les déchets issus des solvants usés, les déchets issus des aérosols et matériels souillés, les déchets issus de filtres à huile, les déchets issus de solides imprègnes, les déchets issus d'emballages de lubrifiants souillent, les batteries, les piles qui sont également des déchets très toxiques.

2.2. Selon leur nature

2.2.1. Déchets dangereux (Elargi et al, 2016)

Il s'agit de déchets qui, par leur nature, sont hautement polluants et susceptible de présenter un danger pour l'homme et/ou l'environnement. Ils nécessitent un traitement particulier et sécurisé, et répondent à la réglementation en vigueur, en raison de leur toxicité.

2.2.2. Déchets inertes (Naman et al., 2012)

Un déchet inerte est un déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique important. Les déchets inertes ne se décomposent pas, ne brûlent pas, ne produisent aucune réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles elles entrent en contact d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine.

2.2.3. Déchets ultimes (Second et al, 2015)

Ils sont les déchets résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux.

Ce sont des déchets qui ne subissent aucune transformation physique, chimique ou biologique importante.

3. Composition des déchets

Le flux des déchets est un mélange hétérogène de produits et matériaux dont sa composition varie ses sources de génération et de classification socio-économique de la localité (Ebot Mangaa et al, 2008).

3.1. Déchets solides

La composition des déchets solides produits en Algérie est illustrée dans la figure 1. Les principaux composants sont les résidus alimentaires (organiques) avec un taux moyen de 72% matière organique, 10% plastique, papier/cartons 9,3%, verres 2%, métaux 3% et les chiffons et autres 4% (Djemaci, 2012).

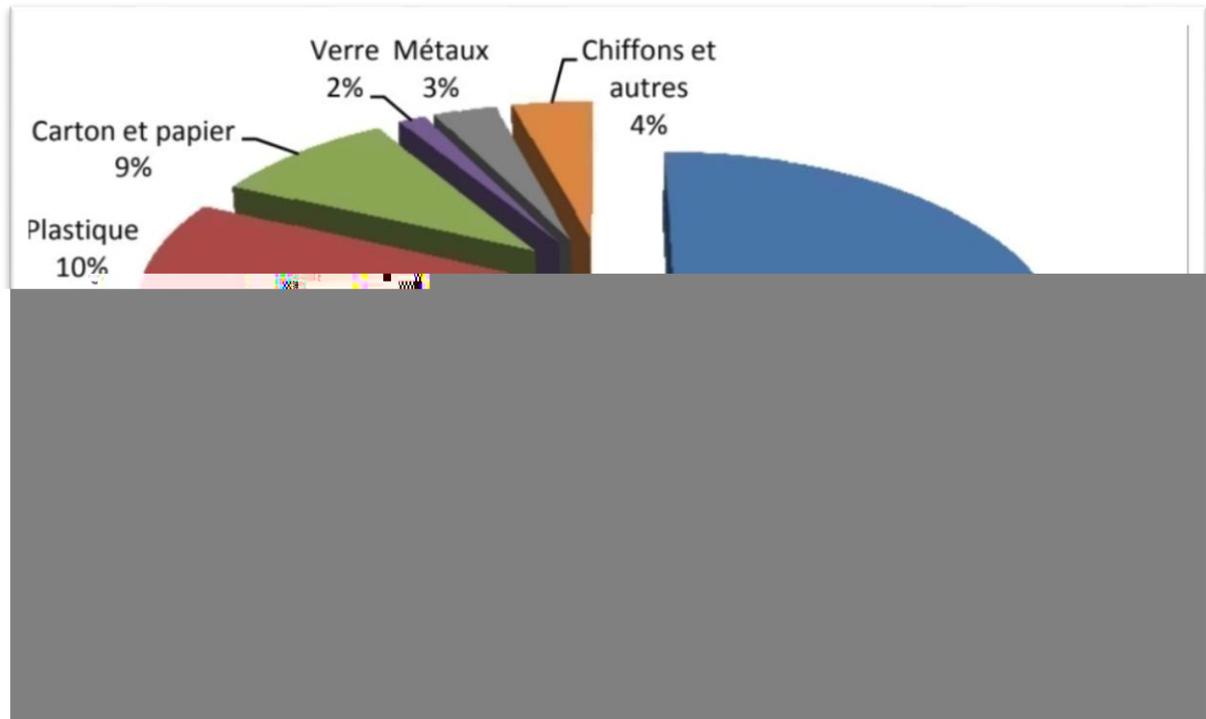


Figure I.1 : composition des déchets solides produits en Algérie (Djemaci, 2012).

3.2. Déchets solides municipaux (DSM) (Pipatti et al, 1996)

La composition des déchets et les classifications utilisées pour recueillir des données sur la composition des déchets – de la catégorie DSM – varient grandement d’une région à une autre et d’un pays à un autre.

Dans ce cas, les données par défaut sur la composition des déchets de type DSM sont fournies pour les types de déchets suivants:

1. déchets alimentaires ;
2. déchets provenant des jardins (cours) et parcs ;
3. papier et carton ;
4. bois ;
5. Textiles ;
6. couches jetables ;
7. caoutchouc et cuirs ;
8. plastiques ;
9. métaux ;
10. verre (poterie et porcelaine) ;
11. autres (exp: cendres, saletés, poussières, terre, déchets électroniques).

Les types de déchets (1) à (6) contiennent l'essentiel du DCO dans les DSM. La cendre, la poussière, le caoutchouc et les cuirs contiennent également un certain taux de carbone non fossile mais à peine dégradable. Certains textiles, plastiques (y compris les matières plastiques entrant dans les couches jetables), le caoutchouc et les déchets électroniques contiennent la plus grosse partie de carbone fossile dans les DSM. Le papier (avec couchage) et le cuir (synthétique) peuvent également contenir de faibles quantités de carbone fossile.

La composition des DSM peut varier d'une ville à une autre d'un même pays. Elle varie également d'une journée à une autre de la semaine, d'une saison à une autre, d'une semaine à une autre et d'une année à une autre dans la même ville. Des données de composition nationales et représentatives (ou moyennes) doivent être obtenues par échantillonnage sur différentes villes caractéristiques les mêmes jours de la semaine de chaque saison. L'échantillonnage sur le SEDS, les jours de pluie, est susceptible de modifier sensiblement la teneur en humidité (composition au poids humide) et son interprétation dans les données annuelles nécessite d'agir en connaissance de cause.

3.3. Boues (Yamada et al., 2003)

La teneur en DCO dans les boues varie en fonction de la méthode de traitement des eaux usées qui produit ces boues; et cette teneur diffère selon que la boue est d'origine ménagère ou industrielle.

Pour ce qui concerne les boues ménagères, la valeur DCO par défaut (en tant que pourcentage des déchets humides dans l'hypothèse d'un volume par défaut de 10% de matière sèche) est de 5% (gamme de 4 à 5%, ce qui signifie que la teneur en DCO se situerait entre 40 et 50% de matière sèche).

On peut utiliser une valeur par défaut approximative de 9% DCO (en admettant que la teneur en matière sèche est de 35%) pour les boues industrielles, en l'absence de données de pays et/ou de l'industrie. La valeur DCO par défaut s'applique au volume global des boues industrielles d'un pays donné. Les eaux d'égout, les industries alimentaire, textile et chimique produisent des boues organiques. Par ailleurs, on trouve du DCO dans les boues des chantiers hydrauliques et de dragage. Le DCO contenu dans les boues peut varier considérablement d'une industrie à une autre. Quelques exemples de teneurs en carbone dans certaines boues organiques (en pourcentage de la matière sèche)

au Japon: 27% pour l'industrie du papier et de la pâte, 30% pour l'industrie alimentaire et 52% pour l'industrie chimique.

3.4. Déchets industriels (Pipatti et al, 1996)

La composition moyenne des déchets industriels varie considérablement de la composition moyenne des DSM, comme elle varie d'un type d'industrie à un autre, bien que plusieurs types de déchets puissent être inclus aussi bien dans les déchets industriels que dans les DSM. On trouve le DCO et le carbone fossile des déchets industriels principalement dans les mêmes types de déchets que dans les DSM. Le DCO est présent dans le papier et le carton, les textiles, les aliments et les produits ligneux. Le cuir synthétique, le caoutchouc et les plastiques constituent les principales sources de carbone fossile. Les huiles usées et les solvants sont également des sources non négligeables de carbone fossile dans les déchets liquides industriels. Papier, carton et plastiques seront produits par diverses industries notamment les bureaux ainsi que les déchets d'emballage. Quant au bois, on le trouvera dans les déchets de pâte et de papier, les industries du bois et les activités de construction et de démolition. Les industries alimentaires, des boissons et du tabac sont les principales sources de production de déchets alimentaires. Les détails du produit et/ou d'activité de chacune de ces industries diffèrent d'un pays à un autre. Pour estimer le DCO et le carbone fossile présents dans les déchets industriels, on pourrait recourir à des études sur la production et la composition des déchets, au niveau des industries représentatives, et à l'estimation de la production, par unité, de certaines compositions par agent économique à l'instar de la production, la surface des espaces de fabrication et le nombre d'employés. Les déchets non dangereux (déchets produits par les bureaux et les établissements de traiteurs), issus d'activités industrielles, sont parfois inclus dans les DSM. D'où la nécessité d'éviter le double comptage des émissions.

4. Gestion des déchets (Addou, 2009)

La gestion des déchets constitue une préoccupation majeure pour les autorités en charge de secteur. La gestion des déchets ne s'improvise pas. Il est important de connaître les différents types de déchet générés, leurs quantités, leur nature, les contraintes réglementaire les risque sanitaires, leur interactionetc.

Les problèmes liés aux risques sanitaires engendrés par la gestion des déchets sont empreints de beaucoup d'incertitudes avec des données difficilement accessibles.

Une étude réalisée par P. Béjat de L'ADEME sur les impacts sanitaires et la gestion a montré que pour appréhender les risques sanitaires, il convient de mettre en perspective et d'intégrer plusieurs données dont principalement:

- La connaissance fine des déchets et de leur comportement ;
- Les techniques de gestion et les rejets associés à celles-ci ;
- Le comportement et le devenir des différentes substances et émissions, dans l'environnement (eau, air, sol), la chaîne alimentaire.... ;
- La toxicité des diverses substances, seules ou en mélange et les mécanismes conduisant à un éventuel impact sanitaire.

Les déchets peuvent être toxiques soit directement, soit à la suite d'une réaction physique ou chimique à un moment de leur élimination, d'un traitement ou de leur stockage, soit par leurs métabolites ou les produits de leur dégradation, soit par leur incinération (dioxines, furanes). Les déchets peuvent entraîner des intoxications ou des problèmes d'éco-toxicologie.

4.1. Principes relatifs à la gestion des déchets (Addou, 2009)

Dans une société de consommation et de gaspillage, la prise en charge de la gestion des déchets est indispensable pour les raisons que nous venons de voir (santé publique, respect de l'environnement, hygiène, éco-toxicologie, ...etc.). Ainsi, la DCO de l'environnement définit l'ensemble des objectifs et mesures relatifs à cette gestion parmi ces articles, un des plus importants stipule: " Toute personne qui produit ou détient des déchets est tenue d'en assurer ou d'en faire assurer l'élimination".

Il définit les dispositions relatives à la gestion des déchets par quatre objectifs principaux (figure I.2).

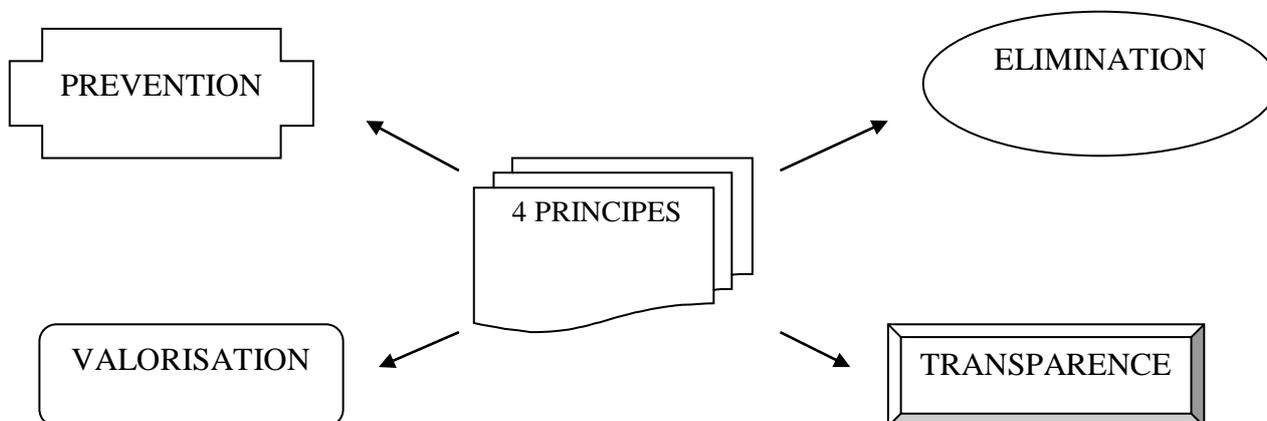


Figure I.2. Les quatre principes de la gestion des déchets (Addou, 2009).

4.1.1. Prévention (Addou, 2009)

Elle concerne:

La réduction de la production de déchets (intervention sur les procédés de fabrication, la distribution,...) ;

La limitation de leur nocivité ;

L'organisation du transport (réduction de la distance, des volumes, déclaration à la préfecture) ;

Le principe du pollueur-payeur.

4.1.2. Valorisation (Addou, 2009)

C'est l'un des points forts du DCOe de l'environnement :

La valorisation concerne des composés, des matières premières contenues dans les déchets ;

Elle peut se faire par réemploi, réutilisation, recyclage, valorisation énergétique, valorisation matière, ... etc.

4.1.3. Élimination (Addou, 2009)

Elle concerne:

Interdiction d'abandon-de brulage ;

Interdiction de certaine mélange (huiles, emballages.....) ;

Interdiction de rejets non conformes dans les réseaux collectifs ;

Interdiction d'enfouissement des déchets bruts ;

Le producteur est tenu d'assurer ou de faire assurer l'élimination d'un déchet polluant ou dangereux.

4.1.4. Information (transparence) (Addou, 2009)

Elle concerne:

Rapport industrie-administration (contrôle des surcuits, bordereaux de suivi....) ;

Rapport industrie-population ;

Relation entre les différents acteurs de la chaîne ;

Transporteur, centre de tri, centre d'enfouissement technique...etc.

Le débat sur la gestion des déchets et les polémiques répétées sur les risque environnementaux liés aux décharges sauvages incinérateurs non conformes aux nouvelle

exigence de plus en plus sévères, déchets industriel, boues d'épandage, déchets ménagers, ...etc., a été relancé depuis 2002 (développement durable – Johannesburg). En effet, la gestion des déchets représente un enjeu capital dans:

- La préservation de l'environnement ;
- L'économie des ressources naturelles ;
- La maîtrise des impacts sur l'environnement ;
- Les aspects socio-économiques.

5. Traitement des déchets

La valorisation des déchets permet d'en retenir des produits utiles ou de l'énergie, elle passe tout d'abord par le système de collecte, puis le tri ou toute matière recyclable peut être récupérée (papier, plastiques, fer, aluminium, déchets fermentescibles). Cette récupération se fait de manière manuelle ou mécanique. Enfin, les déchets triés peuvent servir de matière première dans les industries après traitement (**Tirnoveau, 2004**).

Tous les déchets que nous venons d'énumérer font l'objet d'opérations de Traitement, qu'il s'agisse d'en assurer la valorisation sous différentes formes ou bien encore de procéder à leur élimination, l'ensemble de ces opérations constitue les filières de traitement des déchets (**Kalloum, 2012**).

Les deux grands types de traitement des déchets solides sont :

5.1. Traitement biologique

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), soit de les valoriser sous forme énergétique ou sous forme de matière. De ce fait, les procédés biologiques sont généralement utilisés en pratique 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) (**Kalloum, 2012**).

5.1.1. Méthanisation ou digestion anaérobie

La méthanisation est un processus de digestion anaérobie poursuivant en général un double objectif de valorisation énergétique par récupération de méthane (CH₄) et de stabilisation des déchets organiques (**Gourdon, 2005**). Elle consiste à dégrader la fraction

organique du déchet conduisant à la libération d'un biogaz formé des métabolites gazeux de biodégradation, qui se déroule en anaérobiose, c'est-à-dire en l'absence totale d'oxygène. Le biogaz contient de 50 à 70 % de méthane environ (**Damien, 2004**).

À l'issue de l'étape de traitement anaérobie, on obtient le digestate qui est constitué par le déchet initial débarrassé de sa fraction organique la plus biodégradable.

Le digestate peut être stocké ou utilisé, mais il doit en général subir un certain nombre de traitements dans une seconde étape pour être rendu stockable ou valorisable parmi les quels une stabilisation aérobie est envisageable pour obtenir un matériau similaire au compost.

5.1.2. Le Compostage (Gourdon, 2005)

Le compostage est un procédé biologique aérobie de dégradation et de valorisation des Déchets organiques en un produit stable et hygiénique disposant des caractéristiques d'un Terreau enrichi en composés humiques.

Tout déchet organique n'est pas nécessairement compostable, certaines matières Plastiques et caoutchoucs mettent des décennies à se décomposer.

La digestion par le Microorganismes se développe essentiellement sur la matière organique naturelle végétale ou animale. Certains déchets se prêtent mieux à une décomposition aérobie, d'autres à une décomposition anaérobie, d'autres sont indifférents. Les microorganismes, comme tous les êtres vivants, sont sensibles à la présence d'éléments toxiques comme les métaux lourds, les antibiotiques... etc. La réaction à ces éléments toxiques est naturellement variable selon les espèces. Certains microorganismes peuvent très bien s'accommoder de certaines concentrations d'éléments toxiques qui sont nuisibles pour d'autres.

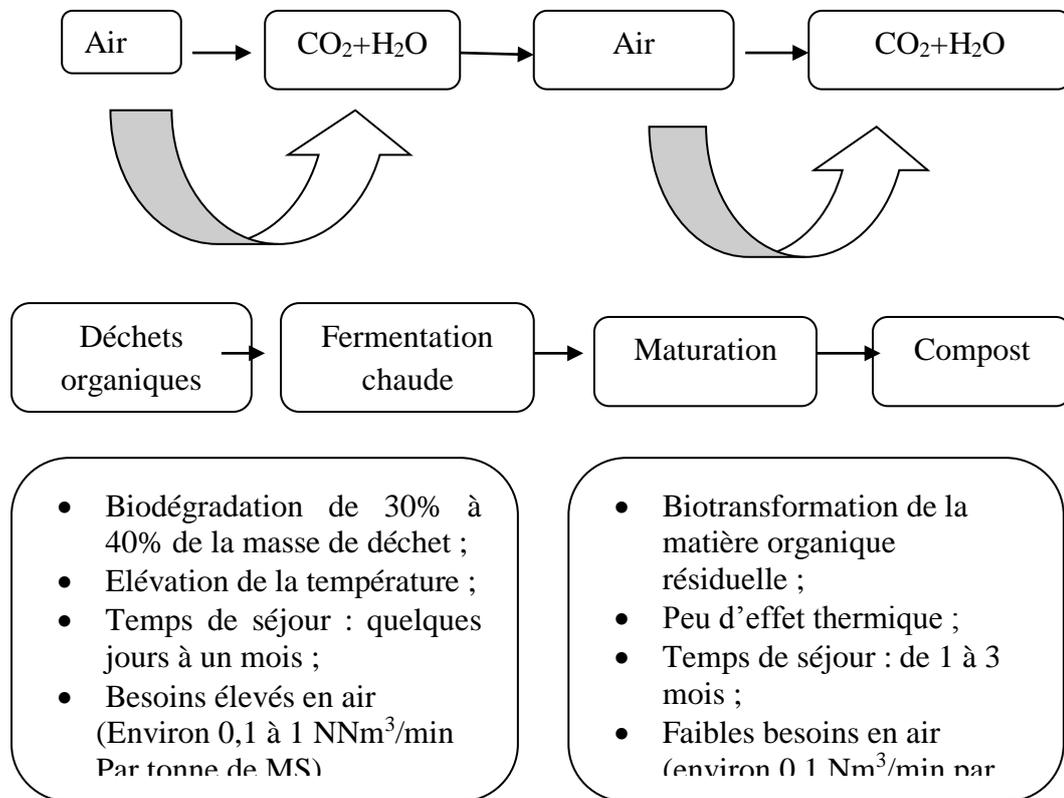


Figure I.3 : Etapes biologiques du compostage (Gourdon, 2005).

5.1.3. La fermentation alcoolique (Dussap et al., 2017)

La fermentation alcoolique est l'un des procédés de vinification, qui permet de transformer les sucres fermentescibles en anaérobiose par des levures de type (*Saccharomyces cerevisiae*) en alcool et gaz carbonique avec dégagement de calories selon la réaction suivante :



La fermentation dure de 40 à 72 heures et la température est fixée entre 28°C et 32°C, elle se fait principalement par trois grands types : en batch, en Fed batch (ou semi-continu) ou en continu. Les procédés batch et continu sont les plus utilisés à l'échelle industrielle au cours de la fermentation alcoolique, le glucose est transformé en acide pyruvate qui est métabolisé en dioxyde de carbone et acétaldéhyde, et ensuite en éthanol.

D'autres monosaccharides, outre que le glucose, peuvent aussi être utilisés. Certains monosaccharides peuvent directement entrer dans la chaîne de réaction de la fermentation (c'est le cas du fructose). D'autres peuvent être transformés en glucose par des enzymes de la cellule. Dans le cas de disaccharides ceux-ci doivent d'abord être digérés en monosaccharides (**Dussap et al, 2017**).

Cette digestion peut se faire à l'extérieur de la cellule ou à l'intérieur de celle-ci dans les deux cas, la digestion se fait sous l'action d'enzymes spécifiques synthétisées par la levure. Pour assurer un métabolisme optimal à la levure, le mout de fermentation ne doit pas dépasser une concentration en sucres supérieure à 30 g/L. Par ailleurs, le milieu doit être supplémenté par des sels minéraux (sel ammoniacaux) et autres facteurs de croissance. La concentration initiale en sucres fermentescibles doit être très importante car elle conditionne le taux d'alcool à la fin de la fermentation (**Perini et al, 2014**).

5.1.3.1. Les principaux produits de la fermentation alcoolique

Les principaux produits de la fermentation alcoolique sont évidemment l'éthanol et le dioxyde de carbone. Le reste du glucose est utilisé lors de la croissance pour la production de biomasse et la production de sous alcoolique sont le glycérol, le succinate et l'acétate à 5% du substrat carboné restant. De l'acétaldéhyde, des acides gras (acide hexanoïque alcools à plus de deux carbones ...etc.) (**Siani et al, 2013**).

5.2. Traitement thermochimique (Kalloum, 2012)

Le traitement thermique des déchets organiques repose sur différents processus de Transformation thermochimique de la matière et de l'énergie. Ces processus mettent en œuvre des transferts de masse et de chaleur, associés à la réactivité de la matière à traiter dans les différents environnements réactionnels créés soit pour l'oxydation, la pyrolyse ou la gazéification de leur fraction organique, soit pour la fusion des résidus minéraux formés. Ils sont à l'origine de divers produits de transformation, à traiter avant rejet à l'atmosphère.

Ces processus thermochimiques sont mis en œuvre dans des procédés et équipements visant l'élimination et/ou la valorisation (matière/énergie) des déchets.

5.2.1. L'incinération (Baldellon et Vinagre, 2014)

C'est la mise en four des déchets. Elle s'applique :

aux ordures ménagères brutes ou mélangées à des DIB ou des boues ;

aux DIS dans des fours spécifiques, en général en présence d'un appoint de combustible ;
aux refus de tris visant le recyclage ou le compostage.

Une usine d'incinération comporte : (Sibille et al., 2000)

la fosse de stockage des déchets ;
le four pourvu éventuellement d'une chambre de postcombustion ;
la chaudière qui génère la vapeur en refroidissant les gaz de combustion ;
le dispositif de traitement de fumées ;
l'évacuation des fumées ;
le système de production d'électricité.

5.2.1.1. Caractéristiques (Sadi Oufella et Hafid, 2020).

Cette technique de traitement se caractérise par :

la réduction la plus complète et la plus rapide du volume des déchets au moyen d'une minéralisation presque totale des produits incinérés. Dans le cas d'ordures ménagères, l'incinération permet de détruire plus de 70% de la masse des déchets entrant et en réduit le volume de plus de 90% ;
la plus grande partie des sous-produits formés (les mâchefers) n'est pas éliminée en décharge, mais valorisée comme remblai dans des travaux routiers ;
une préparation des déchets en amont du traitement réduite au minimum. Elle se limite à homogénéiser, par un mélange dans la fosse au moyen d'un grappin, les déchets avant introduction dans la trémie d'alimentation ;
un fonctionnement adapté à une variation du pouvoir calorifique lié à l'hétérogénéité des déchets et à son évolution au cours du temps ;
une valorisation énergétique sous forme de chaleur distribuée par un réseau ou sous forme de production d'électricité.



Figure I.4 : Schéma d'une installation d'incinération des déchets (Huang et al, 2017).

5.2.2. Gazéification (Wallonne, 2001).

La gazéification d'un déchet résulte d'un processus thermo-chimique en deux étapes : une étape de thermolyse suivie d'une étape de gazéification. Ces deux étapes peuvent être réalisées dans la même enceinte thermique ou dans deux réacteurs séparés. L'étape de la thermolyse produit des matières volatiles sous forme d'hydrocarbures gazeux (goudrons) et du coke, essentiellement constituée de carbone fixe. Les hydrocarbures et le carbone fixe, sont convertis en gaz combustible (CH_4 , H_2), dans la seconde étape, dite de gazéification, par réactions thermo-chimiques, en présence d'un agent gazeux de gazéification (air, O_2 , H_2O).

Les procédés actuels de gazéification des déchets visent essentiellement, non pas la production de gaz de synthèse, considérés comme matière première pour l'industrie chimique, mais la destruction thermique de ces déchets, avec valorisation du contenu énergétique des gaz combustibles produits.

5.2.2.1. Technique (Wallonne, 2001)

La gazéification implique la combustion incomplète d'un courant d'hydrocarbure de faible valeur dans une atmosphère pauvre en oxygène ou réductrice. La gazéification n'utilise que 20 à 30 % de l'oxygène requis en théorie pour une combustion complète.

Le procédé se déroule à des pressions et températures élevées, et utilise de l'oxygène et de la vapeur du procédé conjointement à la matière première (combustible). Les réactions typiques sont présentées dans la figure suivante (Figure I.5).

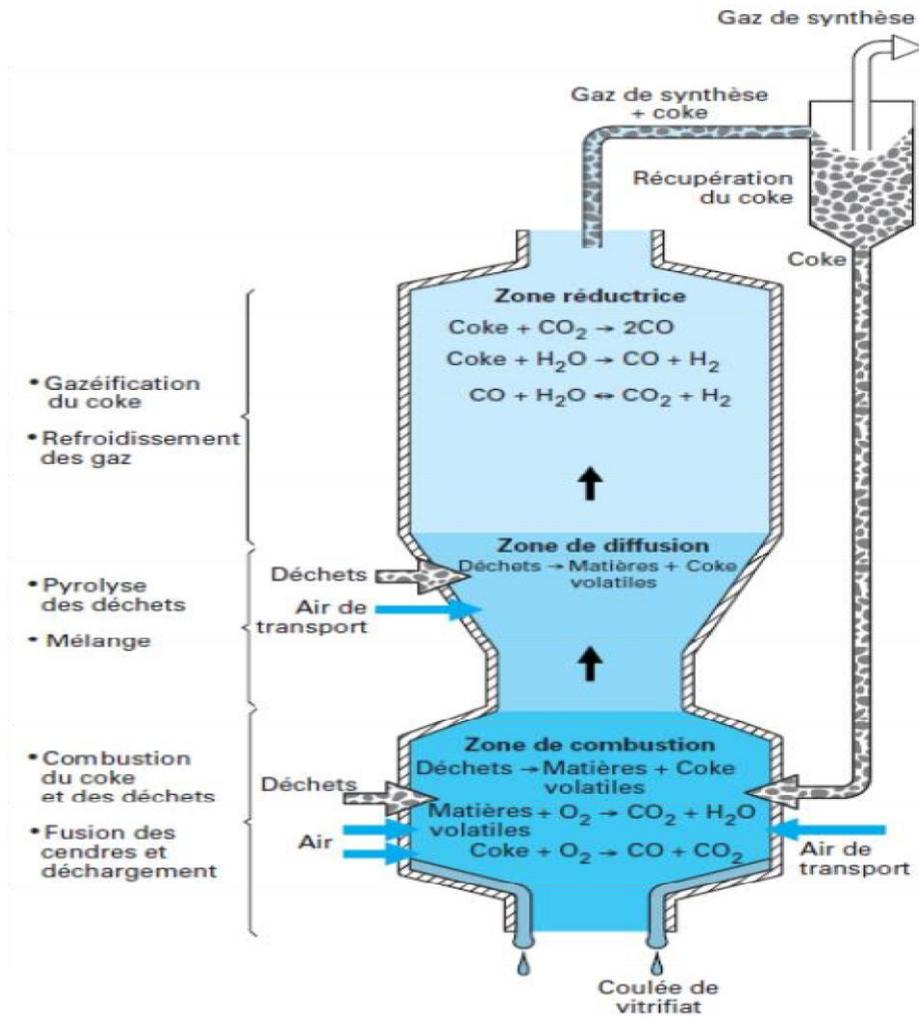


Figure I.5. Schéma de l'enceinte de gazéification (Wallonne 2001)

5.2.3. Oxydation par Voie Humide (OVH)

L'OVH est un procédé technologique qui permet l'oxydation poussée des déchets organiques jusqu'au stade ultime de destruction de la matière organique (Fig.I.6). Cette oxydation est réalisée en milieu aqueux à haute pression et haute température sans flamme et sans émission de fumée. Le produit final issu de ce procédé, totalement inerte, ne contient que la fraction minérale des boues, et son volume après déshydratation ne représente que 20 à 25% de la masse de boue initiale. Ce procédé est une alternative à l'incinération conventionnelle des déchets. Il ne produit pas de fumées et sa consommation

énergétique est faible, compte tenu du caractère exothermique des réactions d'oxydation (Damien, 2004).

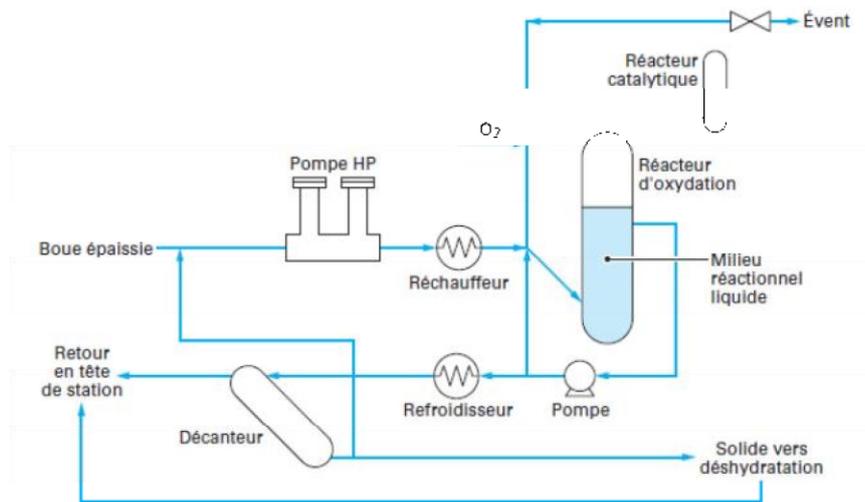


Figure I.6. Schéma d'une unité d'oxydation par voie humide (OVH) (Damien, 2004).

Ce type de procédé est applicable pour des déchets liquides pompables, ayant un taux de matières sèches compris entre 1 et 15 %, avec une fraction minérale inerte comprise entre 1 et 40 g/l, la taille des particules incluses n'excédant pas 500 μ m (Navarro, 2004).

Les déchets liquides visés sont :(Kalloum, 2012).

- Les déchets aqueux de synthèse chimique ;
- Les effluents de lessivage chimique ;
- Les déchets liquides huileux ;
- Les solvants en phase aqueuse ;
- Les déchets de peinture ;
- Les boues résiduelles.

Deux types de procédés peuvent être mis en œuvre : (Dubois, 1994)

- Les procédés en conditions sous-critiques ;
- Les procédés en conditions supercritiques.

Suivant la valeur du couple température/pression utilisé, relativement au couple caractéristique de l'eau dans son état critique (374°C et 221 bars).

5.2.4. Pyrolyse (Mrad ,2011)

La pyrolyse est une décomposition thermique qui se fait sous vide, en l'absence d'oxygène ou d'autres comburants. C'est une ensemble de réarrangements chimiques de processus complexes définis avec peu de précisions jusqu'à nos jours. Les réactions produites sont en grande partie endothermiques et exothermiques à certains stades. La quantité, la composition et les propriétés des produits de pyrolyse varient en fonction des conditions opératoires notamment la température, le temps de séjour et la vitesse de chauffage. D'un point de vue expérimental, on distingue deux grands types de pyrolyse :

la pyrolyse lente associée à des faibles vitesses de chauffe de 10 à 20°C /min, des températures inférieures à 600°C et un temps de séjour de 60 min environ ;

La pyrolyse rapide dite aussi pyrolyse flash associée à des vitesses de chauffe de 300 à 800 °C/min et des températures comprises entre 650 et 850°C pour un temps de séjour de 1 à 10 min environ.

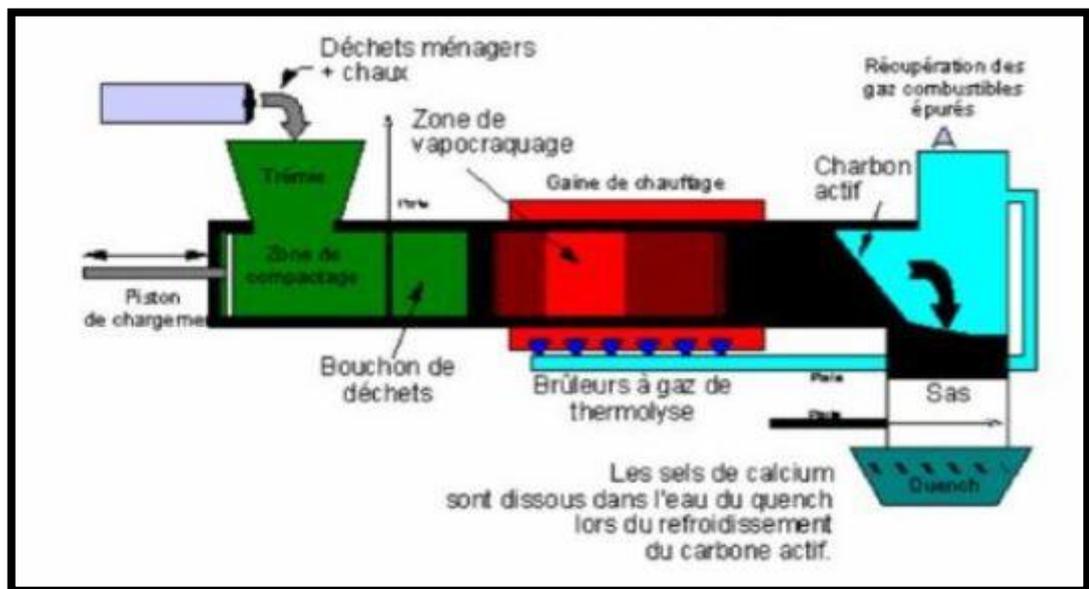


Figure I.7 : principe de la pyrolyse (Site 01).

Chapitre II

La digestion anaerobique

1. Introduction

La digestion anaérobie ou (méthanisations) est la transformation de la matière organique en biogaz constitué principalement de méthane et de dioxyde de carbone par un complexe de microorganismes anaérobies. C'est une transformation naturelle qui se produit dans tous les milieux où se trouve de la matière organique, il n'y a pas d'oxygène, elle se produit donc dans les marécages, dans les entrailles des animaux et des insectes, dans les rizières, au fond des lacs, etc. Il s'agit d'une conversion qui élimine la matière organique grâce au méthane qu'elle contient pour créer du biogaz énergétique.

2. Historique de la digestion anaérobie

Tout est parti des gaz de marais. La digestion anaérobie a été découverte en 1776 par volta. Pendant une de ses promenades, il remarqua que de gaz se dégageait d'un marais. Il mit en évidence l'inflammabilité de ce gaz. Lavoisier, en 1787 lui donne le nom " de gaz hydrogenium carbonatrum ". Le terme méthane est proposé en 1865 et confirmé en 1892 par un congrès international de nomenclature chimique. Sa formation est attribuée à l'activité microbienne se développant dans des milieux naturels anaérobies. **(Addou, 2009)**

Le biogaz se forme dans les marais, rizières, lacs, zones humides (forêt tropicales, toundra, tourbières, décharge des déchets ménagers), à partir de la fermentation (décomposition, dégradation) des déchets organique végétaux. Il se forme aussi à partir des processus de digestion des animaux. Le processus de méthanisation est un phénomène naturel mais peut être aussi provoqué. Les ruminants et termites sont connus comme de grands producteurs de biogaz. **(Addou, 2009).**

Les premières recherches descriptives sur la digestion anaérobie ont été effectuées à la fin de XIX^{ème} siècle. La première unité de production de biogaz a été réalisée en Grand Bretagne en 1895. Il était produit par une unité de méthanisation installée sur le site d'une station d'épuration. Il a été utilisé pour l'éclairage des rues de la ville d'Exeter. Dans les années 1920, l'allemand Imhof met au point un système de digestion continu, équipe plusieurs villes allemands quelques années plus tard. Les premiers systèmes de digestion discontinue ont été développés en Algérie à partir de 1939 par Isman et Ducellier. Ces techniques ont été oubliées jusqu'aux années soixante (chocs pétroliers) où il fallait les redécouvrir pour trouver d'autres sources d'énergie. **(Tahri, 2019)**

3. Définition de la digestion anaérobie **(Boudjemai et Daoud, 2017).**

La digestion anaérobie est un procédé biologique qui se réalise par fermentation méthanique des boues dans des digesteurs en l'absence d'oxygène. Elle permet une dégradation importante des matières organiques, de l'ordre de 40 à 50%.

On distingue deux phases dans le mécanisme de la digestion anaérobie: **(Achaïbou et Sab, 2017).**

- une phase de liquéfaction, durant laquelle la dégradation des matières organiques (graisses, glucides, protéines) se fait par des enzymes extra et intracellulaires

sécrétées par certaines bactéries transformées essentiellement en acide volatils (notamment du gaz carbonique) ;

- une phase de gazéification, dans laquelle les bactéries anaérobie transforment ces acides volatile en gaz méthane (60% à 70%), en gaz carbonique (30% à 35%), en eau et produits ultimes de la digestion.

4. Les étapes de la digestion anaérobie (Moletta, 2011).

L'ensemble des réactions, multiples et complexes, se déroulant dans un digesteur peut se diviser en quatre étapes principales caractéristiques de l'action de différents groupes de micro-organismes : hydrolyse, fermentation acidogène (acidogènes), acétogénèse et méthanogènes.

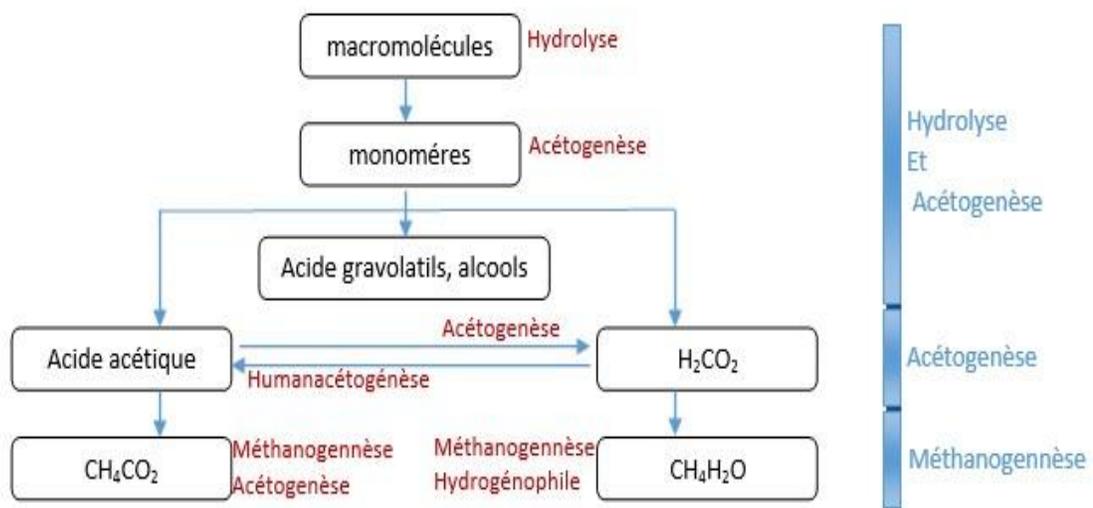


Figure II.1: Les étapes de la digestion anaérobie (Moletta, 2011).

4.1. L'hydrolyse

Les boues d'épuration sont constituées principalement de composés polymériques tels que les glucides, protéines et lipides. L'hydrolyse enzymatique a la fonction de dépolymériser matière organique au moyen d'enzymes extracellulaires spécifiques à la matière à dégrader. Les bactéries participant à la phase d'hydrolyse ont un métabolisme de type anaérobie strict ou facultatif, et forment un ensemble phylogénétique hétérogène regroupant de nombreux groupes bactériens qui seront dépendants du substrat à dégrader (Mcinerney et al., 1995 ; Archer et Kirsop, 1990).

Les bactéries hydrolytiques du genre *Clostridium* sont souvent présentes, ainsi que les *Coprothermobacter* qui sont spécifiques d'un substrat protéique en condition thermophile. L'hydrolyse est généralement considérée comme l'étape limitant de la méthanisation des boues d'épuration en raison de la faible disponibilité de la matière organique organisée dans une matrice complexe (Appels et al, 2008).

4.2. L'acidogène (Juger et Zehender, 1983 ; Ramsay et Pullammanappallil, 2001)

Les monomères, issus de l'étape d'hydrolyse pénètrent à l'intérieur des cellules bactériennes où ils sont métabolisés grâce aux enzymes intracellulaires des bactéries acidogènes. Les Produits obtenus sont essentiellement H₂O, H₂, CO₂ et AGV.

Les sucres sont transformés par la voie d'EMBDEN-MEYERHOF, ou glycolyse, en acide pyruvique, lui-même fermenté en AGV, éthanol, CO₂ et H₂.

Les acides aminés, issus de l'hydrolyse des protéines, sont convertis à 90% au moyen des réactions couplées d'oxydoréductions de Stick land.

Deux acides aminés, l'un accepteur et l'autre donneur d'un atome de carbone, sont simultanément dégradés. La dégradation libère du CO₂ et de l'ammonium (NH₄⁺). Le radical carboné restant forme un AGV.

Les AGLC sont dégradés en acides gras plus courts et en H₂ au cours de la β-oxydation ou hélice de LYNEN.

Les bactéries participant aux réactions fermentatives sont principalement des bactéries anaérobies strictes du type : Bacteroides, Clostridium, Acetobacterium.

L'acidogène est rapide par rapport aux étapes suivantes où les microorganismes ont un temps de génération plus long.

4.3. L'acétogénèse

Est l'oxydation des AGV en acétate, précurseur direct du CH₄. La thermodynamique des réactions est défavorable ($\Delta G_0 > 0$) dans les conditions standards (concentration des réactifs = 1 M; pression des gaz = 1 atm). Les réactions sont thermodynamiquement possibles lorsque la pression partielle en H₂ est comprise entre 10⁻⁴ et 10⁻⁶ atm (réaction endergonique). Ainsi, l'hydrogène produit doit être consommé conjointement à sa production. Une syntrophie se met en place avec les microorganismes de l'étape de méthanogènes (**Hamdi, 1991**).

Deux groupes principaux de bactéries sont présents dans l'étape d'acétogénèse : les acétogènes productrices obligées d'hydrogène (bactéries syntrophes) avec les genres Syntrophobacter, Syntrophomonas, Syntrophus, Syntrophococcus; les bactéries homo-acétogènes qui produisent de l'acétate soit à partir d'un substrat carboné (Butyribacterium, Peptococcus), soit par la réduction du CO₂ par H₂ (Acetoanaerobium, Acetobacterium...). Ainsi, ces dernières contribuent au maintien d'une pression partielle en hydrogène basse. (**Archer et Kirsop, 1990**)

4.4. La méthanogènes (Couturier et al, 1998)

Dernière phase au cours de laquelle l'acétate (CH₃COO⁻), l'hydrogène et le bicarbonate (HCO₃⁻) sont convertis en méthane par des micro-organismes méthanogènes.

5. Les applications de la digestion anaérobie (Dahou, 2011)

Les substrats qui peuvent faire l'objet d'un traitement par digestion anaérobie sont essentiellement :

- les effluents d'élevage ;
- les eaux usées urbaines ;
- les déchets de la pâte à papier et des industries agro-alimentaire ;
- les ordures ménagères.

5.1. Les déchets d'élevages (Laisse, 2019)

Les déchets d'animaux d'élevage comme les porcs, les bovins, la volaille et les ovins, représentent une production importante de la matière organique digestible.

5.2. Les eaux usées urbaines (Bakiri, 2018)

Nous avons vu que les différents systèmes d'épuration des eaux usées urbaines par voie aérobie produisent des boues activées, récupérées au niveau des décanteurs ou des clarificateurs, et qui alimentent très fréquemment des digesteurs anaérobies. Bien que ces boues puissent parfois donner lieu à une valorisation intéressante, notamment en agronomie, l'objectif du traitement anaérobie est avant tout l'obtention d'une meilleure stabilisation, en particulier afin de réduire les nuisances olfactives et les volumes. Mais la valorisation des ces boues est en fait, le plus souvent, une charge importante que la méthanisation ne contribue qu'à réduire partiellement. Le tableau suivant indique quelles sont les quantités et qualités moyennes de boues fraîches influentes ainsi que de boues digérées par méthanisation, selon différents types d'installations d'épuration situés en amont des digesteurs anaérobies.

Tableau II.1: les quantités et qualités moyennes des boues. (Bakiri, 2018)

	MS g/hab/jour	MS %	Quantité de boues l/hab/jour
Installation de décantation primaire			
Boues fraîches	54	5(10)	1.08 (0.54)
Boues digérées	34	10	0.34
Installation complètes			
a) décantation+lit bactérien			
boues fraîches	74	5(7)	1.48 (1.05)
boues digérées	48	6-8	0.8-0.6
b) décantation+boues activées			
boues fraîches	85	4.5(6)	1.87 (1.41)
bous digérées	55	4-6	1.38-0.91

N.B.: les valeurs indiquées entre parenthèses sont celles d'analyses effectuées après épauississement intermédiaire des boues fraîches.

5.3. Les déchets de la pate à papier et des industries agro-alimentaires (Gaffour, et Ferdjellah, 2017).

La charge organique constitutive des eaux résiduaires de l'industrie agro-alimentaire et certains autres types d'industries rend ces effluents polluants et impose un traitement, avant leur évacuation, conformément aux normes de rejet.

La digestion anaérobie beaucoup contribuer la réduction de la charge organique de ces effluents. En mettant en œuvre des procédés généralement spécifiques à ce type de substrat, on arrive à mettre au point des dispositifs de rétention des bactéries dans les fermenteurs

(recyclage, supports fixes ou en suspension, etc.) adaptés à des faibles concentrations en matière sèches. Les principales industries productrices de ces effluents polluants sont les industries laitières, les conserveries de légumes ou de fruits, les brasseries, les industries de la pomme de terre, les pectines ries, les industries des pâtes et de papiers. Le tableau suivant montre les potentialités de production de biogaz à partir des différents types de déchets agro-industriels.

Tableau II.2: potentialités de production de biogaz à partir des différents types de déchets agro-industriels (**Dahou, 2011**).

Types de déchets	m ³ biogaz/kg matière organique
Industrie laitière	0.60
Production et transformation de légumes	0.60
Abadons	0.45
Transformation de la viande	0.50
Préparation de potages	0.40
Industrie sucrière	0.65
Moulins à céréales	0.40
Industrie papetière	0.35

5.4. Les ordures ménagères (Mazaud, 2011)

Les ordures ménagères constituent une source intéressante de substrat de fermentation anaérobie : une personne produit de 0.9 à kilogramme d'ordures ménagères par jours, soit 360 kg/an, dont près des 2/3 correspondent à une fraction biodégradable, constituée de matières putrescibles et de papier à carton. La valorisation de cette fraction organique par collectes sélectives en vue du recyclage et de la valorisation optimale des déchets facilitent souvent cette séparation. L'ANRED a pu déterminer la composition, par fractions, des ordures ménagères collectées en vrac (1991).

Tableau II.3 : la composition des ordures ménagère (**Dahou, 2011**)

Compositions	% du poids frais
Papiers-cartons	30
Matières putrescibles	25
Verres	12
Métaux	6
Plastiques	10
Textiles	2

La production de biogaz à partir de la fraction organique des ordures ménagères dépend, bien entendu, du procédé utilisé et de la qualité du produit mis en fermentation. Compte tenu des teneurs en matière fermentescibles (environ 55% pour le mélange des matières putrescibles et des papiers à carton), les procédés de fermentation méthanique à haute teneur en matière sèche semblent les mieux adaptés, pour des raisons évidentes de réduction des volumes des digesteurs.

6. Les paramètres influençant sur la digestion anaérobie

La digestion anaérobie doit se dérouler dans des conditions environnementales maîtrisées. Un certain nombre de paramètres doivent faire l'objet d'un suivi régulier pour s'assurer du bon fonctionnement du procédé (**Tahri, 2019**).

6.1. pH (**Bernet et Buffière, 2008**).

Le pH est un paramètre essentiel car l'écosystème de la digestion anaérobie. En particulier les organismes méthanogènes, est sensible à la variation de pH. Celui-ci a également un effet indirect sur le fonctionnement du système par la modification des équilibres chimiques des acides et des bases faibles, notamment les (AGV, le sulfure d'hydrogène et l'ammonium dont les formes non ionisées peuvent inhiber la méthanisation. Il est donc important de suivre le pH et, si nécessaire, de l'ajuster dans l'alimentation ou de le réguler automatiquement dans le digesteur. Le pH optimum de la méthanisation se situe autour de la neutralité, entre 6.5 et 8.5. Un élément important pour le maintien du pH est l'alcalinité du digesteur.

6.2. La température

La digestion anaérobie peut être appliquée dans une large plage de température, en psychrophile (< 20 °C), en mésophile (25-40 °C), en thermophile (45-60 °C), et même en conditions extra thermophiles (> 60 °C). La température a un effet direct sur les propriétés physico-chimiques de tous les composants dans le digesteur et affecte aussi la thermodynamique et la cinétique des processus biologiques. La température détermine si une réaction spécifique est favorable. (**Kalloum, 1971 ; Begum et al., 2017**).

L'augmentation de la température a plusieurs avantages (**Ku et al., 2017**), dont :

- Augmente la solubilité des composés organiques qui les rend plus accessibles aux micro-organismes (**Ku et al., 2017**) ;
- Augmente les taux chimiques et biologiques des réactions, et accélère ainsi le processus de conversion, donc le réacteur peut être plus petit et peut fonctionner avec un plus faible temps hydraulique de rétention (TRH) (**Ku et al., 2017**) ;
- Augmente le taux de mortalité des bactéries pathogènes particulièrement en condition thermophile, qui diminue le temps requis pour la réduction des pathogènes (**Fey et Conrad, 2000 ; Hansson, 2002**).

Améliore plusieurs propriétés physico-chimiques comme la diffusivité du substrat soluble, l'augmentation du taux de transfert de liquide vers le gaz dû à la faible solubilité du gaz, diminution de la viscosité liquide qui fait diminuer l'énergie

d'agitation nécessaire et améliore également la séparation liquide-solide de la biomasse. (Derbal, 2007)

6.3. Rapport C/N (Hamedi et al., 2014)

Le carbone et l'azote sont des éléments essentiels à la nutrition des microorganismes, ainsi que le phosphore et le soufre. Le carbone est primordial pour les bactéries en tant que source d'énergie et l'azote autant qu'élément de structure cellulaire. Les rapports C/N supérieurs à 23/1 ont été identifiés comme inadaptés pour une digestion optimale ; et des rapports inférieurs à 10/1 se sont révélés inhibiteurs des études portant sur la digestion anaérobie thermophile des déchets de volailles et d'autres substrats cellulotiques. Pour un fonctionnement optimum d'un réacteur à chargement continu, les bactéries ont besoin d'un rapport C/N convenable pour leur métabolisme le rapport C/N idéal est de 30. En effet les bactéries ont besoin de trente fois plus de carbone que d'azote. Si ce rapport n'est pas maintenu on observe un défaut de croissance des bactéries ou bien une accumulation des nutriments est donc un changement des caractéristiques biochimiques du milieu. Un rapport C/N adéquat est donc important pour avoir un bon fonctionnement de la digestion anaérobie.

6.4. Brassage (Hamedi et al., 2014)

Le brassage du digesteur n'est pas essentiel pour que la digestion anaérobie se déroule. Cependant, il permet l'obtention d'un milieu homogène, c'est un moyen de favoriser les transferts thermiques, ioniques et métaboliques. Il permet aussi une augmentation des contacts entre les substrats à digérer et la flore fixée et évite les courts circuits dans le réacteur, un court-circuit correspond à la sortie prématurée d'une partie du substrat de la cuve car celle-ci ne suit pas le parcours habituel, l'effluent ne subit pas donc la méthanisation totale. Le brassage se fait à l'aide d'un agitateur mécanique, ou d'un système hydraulique par la recirculation de la boue ou réinjection du gaz produit.

6.5. Pression partielle en hydrogène (Rousseau, 2009).

L'hydrogène est une molécule clé dans le processus de la digestion anaérobie. Il est produit lors de l'acétogénèse à partir des produits de l'acidogénèse (AGV). La thermodynamique des réactions de production d'hydrogène est défavorable dans les conditions standards ($\Delta G^\circ > 0$). Cette faible pression partielle est assurée par les bactéries homoacétogènes et hydrogénophiles qui consomment H_2 au fur et à mesure de sa production.

6.6. L'absence des inhibiteurs (Passos et Ferrer, 2014)

La fermentation anaérobie est réputée pour sa sensibilité aux matières toxiques et particulièrement la phase méthanogène, qui est encore plus sensible. Ces éléments inhibiteurs sont présents dans le substrat lui-même, ou produits lors de la digestion, parmi eux on peut citer :

a-Oxydants (Passos et Ferrer ,2014)

Les oxydants sont des inhibiteurs à cause de leurs grands rôles dans la régulation du potentiel redox. Comme les bactéries méthanogènes exigent de bas potentiels redox, on limite au minimum l'apport de substances oxydantes telles que les nitrates et évidemment l'oxygène

b-Ammoniaque (Gaffour et Ferdjellah, 2017)

L'ammoniaque est considéré comme un inhibiteur ayant un effet toxique sur les microorganismes de la digestion anaérobie et notamment des méthanogènes acétoclastes. L'ammoniaque est souvent rencontré dans les supports, ayant un fort taux de protéines, il se forme rapidement dans le digesteur, par biodégradation des constituants protéiques et au-delà de 2 à 3 g/l, il devient toxique et inhibiteur pour les micro-organismes méthanogènes. L'ammoniaque libre a été reconnu plus toxique que l'ion ammonium (CH_4^+). En générale, les taux d'ammoniac CH_4 libre devraient être maintenus en dessous de 80 ppm pour éviter l'inhibition. Il a été montré qu'une très forte concentration de l'ordre de 1500 à 3000 ppm en ion ammonium est tolérable.

c-Les acides gras volatiles (AGV) (Olugasa et al., 2014)

L'accumulation des acides gras volatils (AGV) pendant le déséquilibre du processus reflète directement un désaccouplement cinétique entre les producteurs et les consommateurs acides. La concentration d'AGV a été plus suggérée pour le contrôle et la surveillance du digesteur anaérobie, dans un système faiblement protégé, le pH, l'alcalinité partielle et les mesures d'AGV sont utiles pour le contrôle de processus tandis que dans le système à pouvoir tampon élevé (fortement protégé), l'AGV est fiable pour indiquer le déséquilibre de processus. Cependant, plusieurs études ont précisé que l'AGV individuel peut fournir une information plus importante comme avertissement à têt avant l'échec de processus.

d-Métaux lourds (Marchaim, 1994)

Certains d'entre eux sont toxiques pour les organismes anaérobies, même à de faibles concentrations. Les métaux lourds bloquent le métabolisme et tuent les organismes en inactivant le groupe d'enzymes à savoir les sulfhydriles par formation de mercaptides Par contre il est possible d'éliminer les produits toxiques du support nutritif ou de les diluer jusqu'à passer en dessous du seuil de toxicité.

e-Cations (Mlouki et al, 2017)

Les cations eux aussi présenteraient une toxicité à une certaine concentration vis-à-vis de la méthanisation en se liant aux acides gras volatils. Le tableau suivant montre l'effet des ions.

6.7. Temps de rétention hydraulique (TRH) (Hu et al., 2014)

C'est le temps de séjour moyen du substrat dans le réacteur. C'est-à-dire le rapport du volume utile du fermenteur sur le débit volumique du substrat. Ce paramètre opératoire a un impact direct sur les différentes étapes réactionnelles de la digestion anaérobie. En effet, un temps de séjour inférieur à 5 jours est insuffisant pour avoir une digestion stable en raison du lessivage des microorganismes méthanogènes. Voici stable en raison du lessivage des

microorganismes méthanogènes. Voici quelques exemples du temps de rétention de lagunage anaérobie. Le temps de séjour aussi est fixé par la vitesse de croissance des bactéries impliquées dans la digestion anaérobie. Ces micro-organismes ont des vitesses de croissance différentes. Le temps de rétention hydraulique est déterminé expérimentalement, il varie de quelques heures à quelques mois. Les valeurs obtenues dépendent tout d'abord du procédé retenu: discontinu ou continu, des types de fermenteurs la température de fonctionnement du procédé.

7. Les avantages et les inconvénients de la digestion anaérobie (Gorish et Markus, 2008)

Les critères de choix d'une digestion anaérobie doivent prendre en compte les différents avantages et inconvénients de ce procédé.

Parmi les avantages :

- taux de réduction des matières organiques proche de 50%, permettant que les boues produites ne dégagent pas d'odeurs.ces boues peuvent être stockées, même à l'état liquide, sans nuisances ;
- réduction importante de la teneur en matières organiques à faible cout (deux à trois fois inférieur à celui de la stabilisation aérobie) ;
- rôle tampon, du au volume important des ouvrages, entre la production des boues et la déshydratation des boues digérées ;
- production d'énergie utilisée pour le chauffage des digesteurs.

Parmi les inconvénients :

- cout d'investissement élevé ;
- surnageant des digesteurs ou filtrat chargés en azote ammoniacal, ce qui pénalise le fonctionnement de la station nécessité de mettre en place un traitement spécifique du au retour en tête de la déshydratation par voie phisico-chimique, dans le cas d'une station d'épuration traitant biologiquement le phosphore ;
- nécessité d'une exploitation plus rigoureuse que la stabilisation aérobie.

8. Le digesteur

C'est le cœur du processus de méthanisation. Outre la cuve de fermentation qui va constituer le réacteur, l'installation comprend une régulation de température, un système de mélange et de brassage, une sortie et une entrée du substrat et une sortie de gaz. Le cycle de fermentation pouvant être discontinu ou continu, on distinguera donc des digesteurs discontinus et continus (**Gorish et Markus, 2008**).

8.1. Les types des digesteurs

Le choix de digesteur varie en fonction du type des déchets à traiter et de l'application projetée. Le cycle de méthanisation peut être discontinu ou continu.

8.1.1. Les digesteurs discontinus (batch) (Markowski et al, 2014)

La cuve de fermentation est chargée, dans les réacteurs discontinus, en une seule fois, avant la fermentation et est déchargée, comme celle-ci est finie. Les substrats peuvent être immergé ou non. Une pré-fermentation aérobie est effectuée pendant quelques jours, afin de dégrader les molécules peu polymérisées, qui peuvent acidifier le milieu. C'est un procédé utilisé, surtout, pour un substrat tel que des fumées pailleux ou des ordures ménagères.

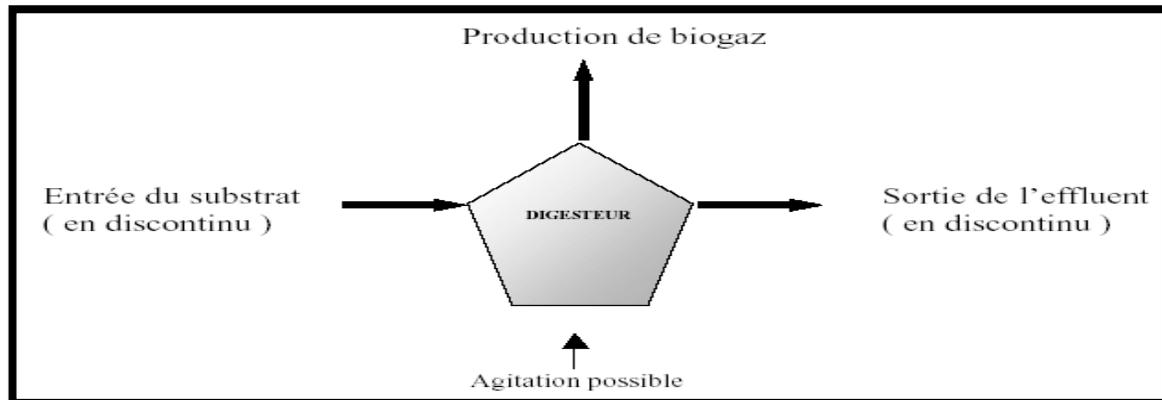


Figure II.2: schéma du procédé de digestion en batch (Markowski et al, 2014)

a. Des exemples de réacteurs discontinus

a.1. Le procédé de Ducellier – Isman (Tahri ,2019)

Ce digesteur est composé d'une cuve de 10 à 50 m³ avec une cloche servant de gazomètre au-dessus. L'étanchéité est assurée par l'eau qui sert de joints gazeux. La présence d'eau entre le couvercle et le corps de la cuve forme un joint hydraulique, empêchant le gaz s'échapper.

Une étape initiale de fermentation aérobie de 4 à 7 jours est nécessaire pour faire monter la température et éviter l'acidification du milieu. La fermentation aérobie produit du Biogaz pendant deux mois avec une moyenne de 0.17 m³/jour.

Ce procédé à été amélioré, pour la méthanisation des résidus d'élevage, avec un pré fermentation aérobie de 2 jours par insufflation d'air. Le démarrage s'effectue grâce au mélange du substrat à fermenter et d'une partie de celui de la cuve précédente. La productivité monte à des niveaux de 0.8 à 0.9 m³/jour.

a.2. Les réacteurs non immergés avec recirculation des liquides (Tahri ,2019)

C'est une amélioration du procédé Ducellier-Isman. Cette amélioration est obtenue par un arrosage séquentiel de la masse en fermentation qui représente un exemple de digesteur discontinu développé par le centre internationale de l'énergie et de l'hydraulique (Burkina-Faso).

8.1.2. Les digesteurs continus (Krishna et Kalamdhad, 2014)

Les réacteurs continus sont réalimentés quotidiennement avec une quantité spécifique de substrat. Cette introduction est accompagnée par la vidange d'un volume égale d'effluent. Ce procédé réclame des conditions de fonctionnement plus précis que pour les réacteurs

discontinus. Il faut une alimentation régulière, un contrôle de pH, de la température et un brassage, si nécessaire.

a. Exemples de digesteur continu

a. 1. Les réacteurs de type chinois (Gorish et Markus, 2008)

Ils existent en plusieurs millions d'exemplaires. Ce sont des réacteurs essentiellement sphériques. Ils sont alimentés une fois par jour à partir de fumier et d'excréments humains. Leur volume est d'environ $6\text{ à }8\text{ m}^3$ et $1/3$ de réacteur sert de stockage du gaz. Les matériaux solides non digérés, s'accumulent en fond de réacteur et il est nécessaire de les vidanger deux à trois fois par an. Leur productivité est de $0,15$ à $0,30 \text{ m}^3$ (de biogaz)/ m^3/jour et le pourcentage de réduction des matières organiques est de 40%.

a. 2. Les réacteurs homogènes (Krishna et Kalamdhad, 2014)

Ce sont des réacteurs de la seconde génération, qui traitent surtout des effluents liquides. Ils ont un temps de séjour des liquides plus faibles que les autres réacteurs continus. Les temps de séjour dans les réacteurs homogènes sont de l'ordre de l'heure. Il faut donc, pour retenir les micro-organismes dans les réacteurs, penser à des mécanismes comme la formation de granules, la décantation, la fixation sur un support.

9. Les produits de digestion anaérobie

9.1. Biogaz (Drissi et Mahdaoui, 2021)

Le biogaz est un gaz produit par fermentation de matière organique végétale ou animale dans un milieu en raréfaction d'air, il est plus léger que l'air, sa densité par rapport à l'air est 0,7. Le biogaz est composé généralement de 60% en CH_4 et de 40% en CO_2 . Ces valeurs peuvent varier de $\pm 10\%$ en fonction des conditions de mise en œuvre. Selon la qualité du substrat, le gaz peut contenir plus ou moins d'hydrogène sulfuré (H_2S). Il existe plusieurs sources possibles d'émission du biogaz avec chacune leurs caractéristiques. On peut également trouver d'autres composés sous forme de traces

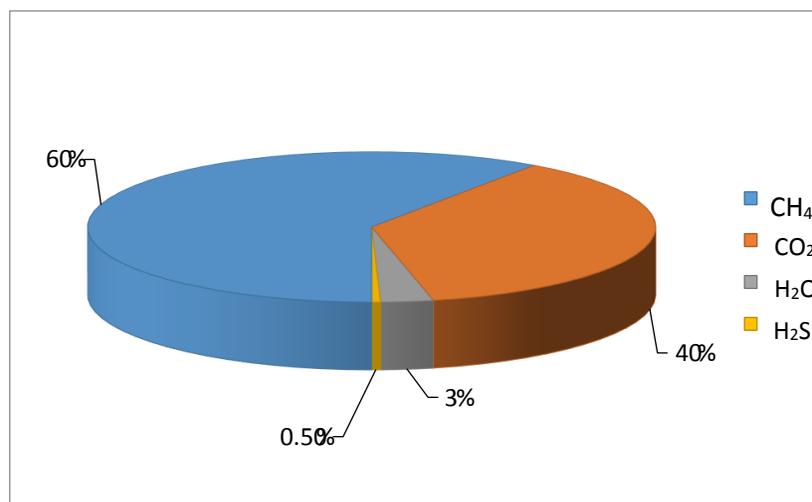


Figure II.3 : Composition du biogaz des déchets des bovins (en % volumique) (Drissi et Mahdaoui, 2021)

L'énergie du biogaz provient uniquement du méthane : le biogaz est ainsi la forme renouvelable de l'énergie fossile qu'est le gaz naturel. Ce dernier contient essentiellement du méthane mais aussi du butane, du propane et d'autres éléments. (Lamir et Kalloum, 2020).

Le tableau suivant montre la composition caractéristique du biogaz qui varie suivant son origine (composition des déchets organiques, modes de production, ... etc)

Tableau II.4: composition caractéristique des biogaz en fonction des substrats et des procédés. (Lamir et Kalloum, 2020).

	Lieux de production et principaux substrats	ISDND d'OM (environ 80%)		ISDND d'OM Et déchet industriel (50%-50%)	OM gérées en digesteur	Boues de STEP	Lisiers de bovins ou d'ovins	Distiller
	Procédé mis en œuvre	Production naturelle sans aspiration	Production forcée avec aspiration	Production forcée avec aspiration	Digesteurs			
Compose majoritaire (%vol)	CH ₄	58-50	35-30	25-45	50-60	-75 60	60-75	68
	CO ₂	25-34	22-33	14-29	38-34	-19 33	33-19	26
	N ₂	18-2	26-6	49-17	5-0	1-0	1-0	-
	O ₂	1-0	8-2	8-5	1-0	>0.5	>0.5	-
	H ₂ O	4	4	4	6		6	6
	TOTAL % VOL	100	100	100	100	100	100	100
Compose majoritaires (mg.Nm ³)	H ₂ S (à 30 °C)	20-50	100-900	100-900	-900 100	4000 - 1000	-1000 300	400
	NH ₃	-	-	-	-	-	50	-
	Aromatique	2	1	0-200	0-200	-	-	-
		0-200	100-800	—800 100	-800 100	-	-	-

9.1.1. Sources de biogaz (Bensmail, 2014)

Le biogaz est le résultat de la méthanisation ou digestion anaérobie de déchets fermentescibles. Les sources les plus courantes de biogaz proviennent des stockages de matières organiques volontaires ou involontaires comme

- Le fond des lacs et marais : le biogaz y est produit naturellement par les sédiments organiques qui s'y accumulent ;
- Les décharges : leur teneur en biogaz est plus ou moins élevée en fonction de l'étanchéité du mode d'exploitation. Elles produisent spontanément du biogaz car les déchets fermentescibles y sont régulièrement déposés. L'émission peut durer des décennies, d'abord à un rythme croissant puis décroissant ;

- Les boues des stations d'épuration : le biogaz provient des matières organiques contenues dans les eaux. La méthanisation permet d'éliminer les composés organiques et permet à la station d'être plus ou moins autonome en énergie. C'est un gaz riche en méthane, en hydrogène sulfuré mais particulièrement chargé en métaux lourds ;
- Les effluents d'élevages : Il s'agit des déjections animales mais aussi des autres déchets agricoles, tels que les résidus de culture et d'ensilage, les effluents de laiteries, les retraits des marchés, les gazons, etc... ;
- Les effluents des industries agroalimentaires.

9.1.2. Valeur énergétique (Drissi et Mehdaoui, 2021)

Le méthane brûlé avec une flamme bleue, lorsque sa combustion est complète. Celle-ci s'accompagne d'un fort dégagement de chaleur. Dans ces conditions, 1 m³ de méthane peut atteindre en brûlant une température de 1400 °C et dégage une quantité de chaleur de 8500 à 9500 kcal, à titre indicatif, 1 m³ de biogaz, contenant 70% de méthane et de 30% de gaz carbonique, libère par combustion environ 6000 Kcal.

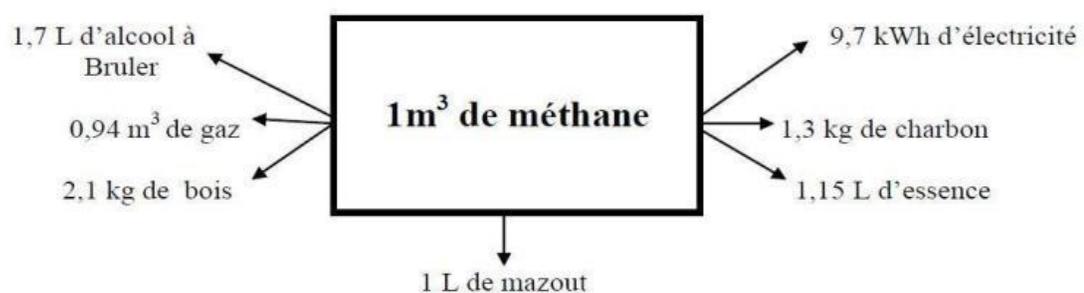


Figure II.4: Equivalences énergétiques de 1 m³ de méthane (Drissi et Mehdaoui, 2021)

La variabilité de la quantité du gaz suivant le substrat fermenté est important : de 55% à 75% de CH₄. Sur une installation donnée, en l'absence d'accident de fermentation, la composition du biogaz est stable.

9.1.3. Valorisation du biogaz (Dahou, 2011)

Le biogaz collecté de la masse de déchets, épuré de condensats est enfin acheminé vers l'unité d'élimination (torchères) ou/et de valorisation. La Figure suite présente l'ensemble d'une installation de collecte, transport et élimination du biogaz (**site 02**).

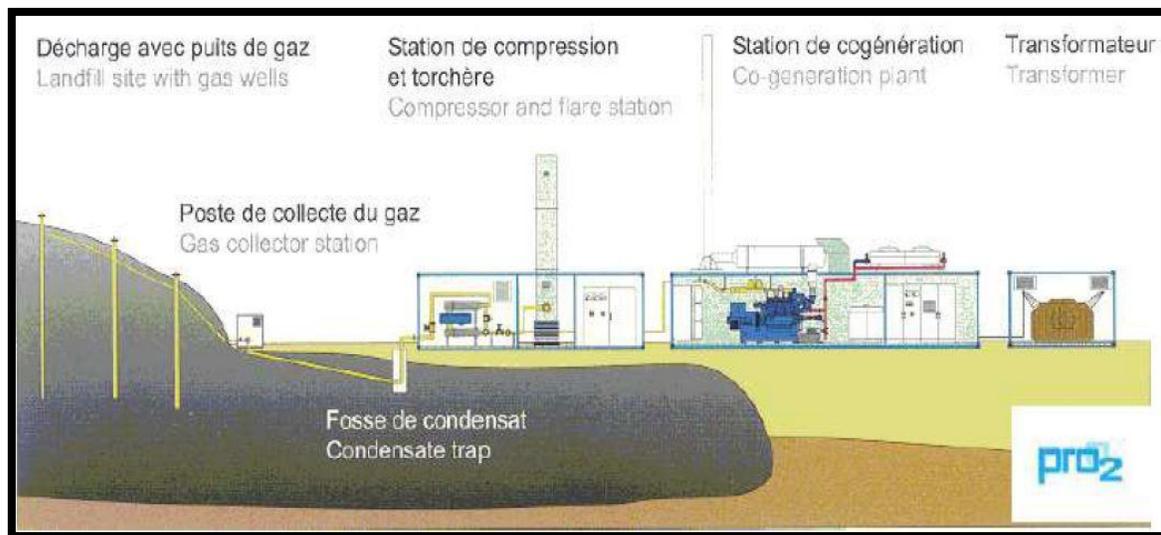


Figure II.5 : Installation de collecte, transport et élimination du biogaz (**site 03**).

L'élimination du biogaz est réalisée par la combustion dans des torchères. Elle a pour fonction de convertir les composés inflammables ou toxiques du gaz en composés inertes ou peu toxiques. Il existe deux types de torchères : les torchères ouvertes (à flamme visible) et les torchères fermées (à flamme invisible) (**Billard, 2001**).

a) Torchère ouverte (Malgorzata, 2013).

La flamme est visible de l'extérieur et le bon déroulement de la combustion est constaté par l'inspection visuelle de cette flamme. La température de flamme est basse et la qualité de combustion est médiocre. Ce type de torchère accepte d'importantes variations de débit et de qualité du biogaz (teneur en CH_4).

b) Torchère fermée (Malgorzata, 2013).

La combustion s'effectue dans une chambre de combustion, la flamme n'est pas visible de l'extérieur. La qualité de la combustion se mesure par le taux de monoxyde de carbone dans les gaz de combustion. La température de combustion est plus élevée (minimum $900\text{ }^\circ\text{C}$) et la durée de brûlage plus longue que dans une torchère ouverte, donc la combustion est meilleure.

Les torchères peuvent être utilisées pour l'incinération de la totalité du gaz produit (sans valorisation), mais aussi pour l'incinération de gaz non consommés par l'utilisateur final (si valorisation).

9.1.4. Les types de valorisation (Bereza et al, 1999)

La valorisation du gaz procure une image positive aux installations de stockage de déchets, qui deviennent ainsi des sites de valorisation énergétique d'une énergie renouvelable.

Différents types de valorisation sont possibles : la production de chaleur, la production d'électricité, la purification du gaz en vue de son utilisation comme carburant pour les

véhicules automobiles, la purification du gaz en vue de l'injection dans le réseau de transport ou de distribution de gaz naturel.

a) La production de chaleur (Malgorzata, 2013).

La combustion est un moyen de valorisation le mieux adapté au biogaz. Le procédé est simple et n'exige pas un grand investissement. La composition du biogaz importe peu, à condition qu'il comporte au moins 20% de méthane. Ce type d'application s'accommode bien de gaz à haute teneur en H_2S , à condition que les matériaux constituant les équipements soient suffisamment résistants.

b) La production d'électricité (Malgorzata, 2013).

Cette voie nécessite des investissements plus lourds, mais les groupes électrogènes peuvent aussi fournir de la chaleur (cogénération) ce qui permet d'améliorer nettement la rentabilité de l'opération. L'efficacité maximale en électricité des groupes électrogènes fonctionnant au biogaz atteint actuellement 40%. La Figure suite présente une station de cogénération [Pro2 2003]. L'électricité ainsi produite peut être revendue. La composition du biogaz nécessite au moins 40% de méthane. Le traitement du biogaz à envisager dépend de la solution retenue (« moteurs à biogaz », « turbine à vapeur », ...). En général il est suffisant de le désulfurer et de déshydrater.

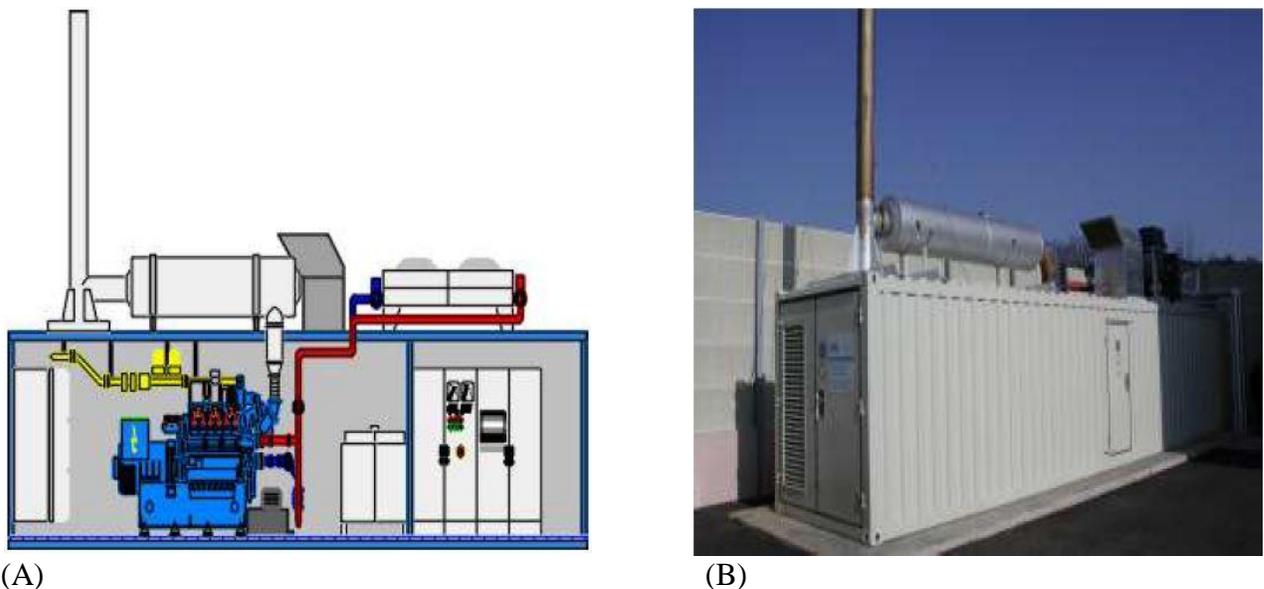


Figure II.6: Exemple de station de cogénération : (A) Schéma général, (B) Photo de la station de cogénération de Vienne (38) entourée d'une paroi insonorisant (site04).

c) La production de biogaz carburant

Les investissements à réaliser sont onéreux liés à la nécessité d'une purification plus poussée, mais peuvent être rapidement (~10 ans) amortis pour les grandes agglomérations. Composition du biogaz nécessite au moins 50 % de méthane. Il est nécessaire de le débarrasser, en particulier, de l'eau, du H_2S et du gaz carbonique. La figure présente l'exemple d'une voiture à biogaz pour le transport en commun (Dahou, 2011).



Figure II.7: Voiture à biogaz (Dahou, 2011).

d) Production de méthanol

Les fermentations alcooliques sont des processus de conversion biologique anaérobie des sucres réalisés essentiellement par des levures. Le type de fermentation le plus largement utilisé est la fermentation éthanolique dans laquelle le produit final est l'éthanol C_2H_5OH . Ce processus est largement utilisé dans l'industrie agroalimentaire des boissons fermentées (vins, bières, etc.), mais d'autres utilisations industrielles de l'éthanol sont possible, notamment comme carburant ou produit de base pour l'industrie chimique. (Site05)

9.2. Le digestate de méthanisation (Agrinova, 2013)

Indépendamment de la nature des intrants et du type de procédé, l'activité microbienne associée à la DA fait augmenter le pH et favorise ainsi la conversion de l'azote organique en azote ammoniacal. La concentration accrue d'azote ammoniacal ($N-NH_4$) par rapport aux intrants se traduit par une plus grande disponibilité de l'azote provenant des digestate. De plus, la dégradation de la matière organique réduit le taux de matière sèche et la viscosité du digestat par rapport aux intrants, ce qui favorise l'infiltration dans le sol lors des épandages. En revanche, les risques de volatilisation lors de l'entreposage et des opérations d'épandage sont accrus en raison du $N-NH_4$. Les digestates de méthanisation se distinguent des intrants par les caractéristiques suivantes.

- Augmentation du ratio $N-NH_4/N$ total ;
- Réduction du taux de matière organique ;
- Réduction de la demande biochimique en oxygène (DBO) ;
- Augmentation du pH ;
- Réduction du rapport C/N ;
- Réduction de la viscosité ;
- Augmentation de la granulométrie $> 10 \mu m$ (digestion des matières plus fines) ;
- Réduction des odeurs ;
- Réduction de la teneur en microorganismes en pathogènes.

9.2.1 Valorisation des digestats (Dahou, 2011)

La méthanisation ne permet pas la transformation de toute la matière contenue dans les substrats. Une part de la matière organique est retrouvée en sortie du digesteur avec les éléments minéraux des matières digérées : ce sont les digestats.

L'azote et le phosphate sont notamment toujours présents dans les digestats, ce qui rend les digestats intéressants d'un point de vue agronomique.

En effet, les digestats peuvent être utilisés comme substituant aux engrais chimiques ou aux engrais de ferme (déjections brutes). Leur utilisation est d'autant plus appréciée que la matière a été homogénéisée et que les composants volatiles odorants ont été transformés lors de la méthanisation, provoquant un abattement extrêmement important de l'odeur. (site05)

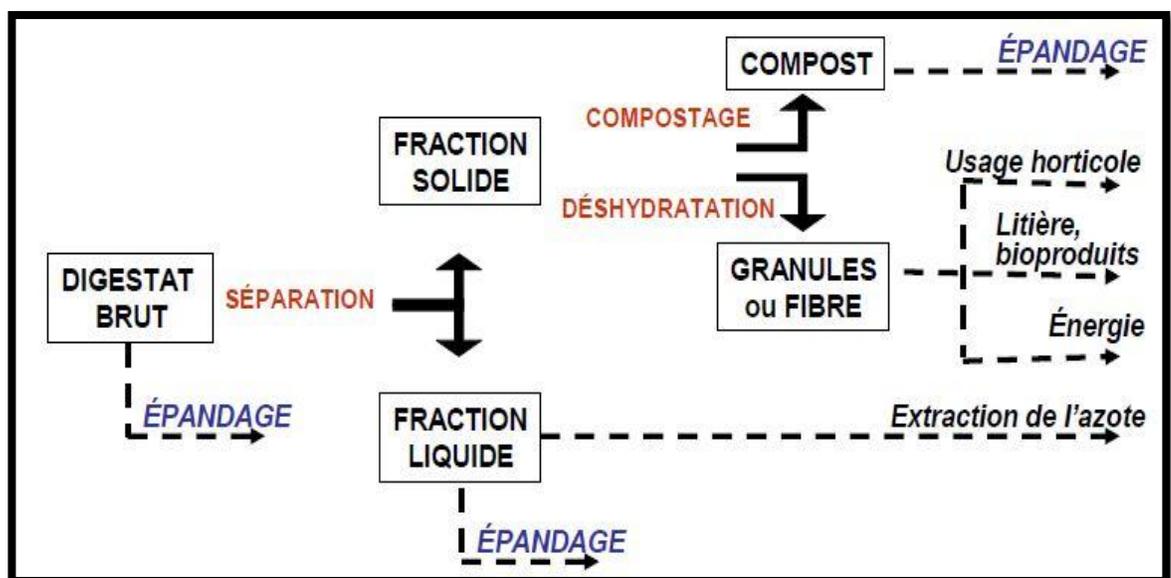


Figure II.8 : Les différentes voies de valorisation des digestats en fonction des traitements (site06)

10. Conclusion

La digestion anaérobie peut être considérée comme la technologie de traitement des déchets la plus bénéfique. Elle permet de recycler ces déchets et de produire de l'énergie renouvelable sous forme de biogaz, tout en réduisant et en stabilisant une grande partie de la charge organique polluante de ces déchets. La digestion anaérobie permet de traiter tous les déchets contenant des fractions organiques.

Le biogaz produit a une valeur énergétique proche de celle du gaz naturel, il peut donc être facilement valorisé dans des applications domestiques telles que la cuisine, jusqu'à la production d'électricité.

La digestion anaérobie se produit dans des conditions bien définies et la production de biogaz est directement liée à ces conditions.

Chapitre III

Matériel et méthode

Toutes les analyses réalisées dans cette étude, ont fait au sein de laboratoire URER.MS.

1. Substrat utilisé

1.1. Origine du substrat

Le substrat utilisé dans cette étude pour l'alimentation de digesteur, est constitué des déchets ménagers qui sont principalement composés des déchets de cuisine, tels que les épiluchures d'oignon, de pomme de terre, de carotte, de betterave, de salade et artichaut...etc (photo .1) provenant de la ville de Adrar.



photo.1: Substrat utilisé.

1.2. Prétraitement du substrat

Afin d'optimiser les cinétiques de production du biogaz et de réduire le temps de séjour et pour assurer une homogénéisation de l'échantillon, les déchets sont découpés en petits morceaux et séché.

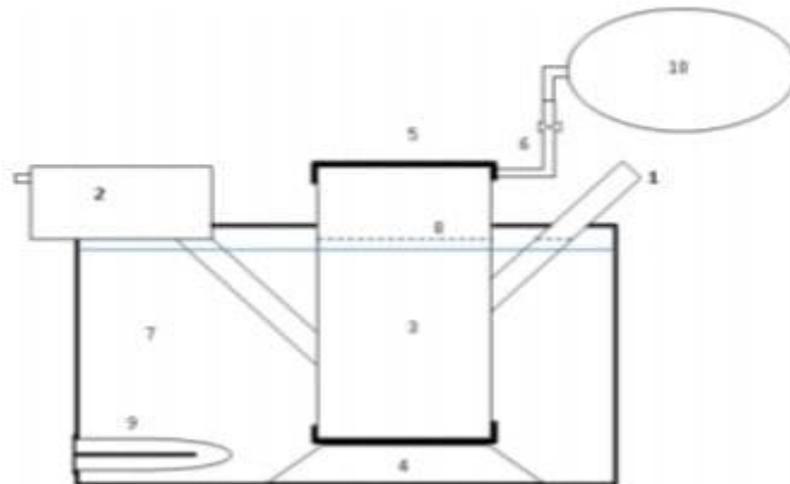


photo.2 : Substrat après le découpage et le séchage

2. Description de digesteur (Abdelkrim et Rabhi ,2021)

Le digesteur continu est un tube de plastique avec un diamètre de 20 cm et unelongueur de 45 cm, fermé, avec un volume réactionnel de 12 L, deux tubes de diamètre de 4 cm ont été installés sur les deux côtés, l'un pour l'introduction de la matière organique et l'autre pour la sortie de substrat digéré. Une sortie de biogaz est installée en haut de digesteur elle menée d'une vanne d'arrêt, à l'extrémité de la sortie nous avant installé un ballon pour stocké le biogaz produit.

La température de la fermentation est fixée à 37°C dans un bain marie thermostat.



- (1) Entrée du substrat; (2) Sortie du Digéstate; (3) Corps de digesteur; (4) Support;(5)Couvercle; (6) Sortie du biogaz; (7) Bain-marie; (8) Niveau du substrat; (9) Résistance électrique; (10) Ballon pour la récupération du biogaz.

Figure III.1 : schéma simplifié du digesteur utilisé.



photo.3: Digesteur continu à l'échelle du laboratoire

3. Détermination du pH

Le pH est un facteur facilement mesurable, et les changements de pH peuvent être utilisés comme indicateur et cause de déséquilibres de processus, car les micro-organismes ne peuvent fonctionner que dans une plage de pH spécifique.

a) Matériel utilisés

- pH-mètre ;
- Bécher.



photo.4 :pH-mètre utilisé.

b) Méthode

Depuis le 2ème jour et pendant les 12 premiers jours, le pH chute à des valeurs minimales (5 - 3), ce qui influe et inhibe la phase méthanogènes, pour cela nous avons ajusté le pH avec du carbonate de sodium (Na_2CO_3) (Carrere et al ,2010), de telle sorte à maintenir sa valeur au voisinage de 7.

Cette valeur est adéquate pour le développement et l'activité des bactéries méthanogènes et ceci pour favoriser la formation du biogaz. (Bordelanne et al., 2011).

4. Caractéristique de déchet**4-1 Détermination de la matière sèche (MS)****a) Matériels utilisés :**

- étuve réglée à 105°C ;
- capsule ;
- dessiccateur ;
- balance.



a)balance

b) étuve

c) capsule

photo.5 : les matériels utilisés**b) Méthode :**

La matière sèche est déterminée par dessiccation dans une étuve maintenue à 105 °C jusqu'à ce que le poids de l'échantillon à analyser devient constant (A.O.A.C, 1990). La différence du poids correspond à la perte d'humidité et le résidu représente la teneur en matière sèche de l'échantillon.

Pour déterminer la matière sèche, une prise d'échantillon de masse quelconque, soit (M1), est versée dans une capsule de masse connue soit (M) préalablement nettoyée et séchée, ensuite l'ensemble est placé dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures jusqu'à l'obtention d'un poids constant. La capsule est pesée après refroidissement dans un dessiccateur.

$$\%MS = \frac{M2}{M1} \times 100$$

Avec :

M1 : masse de l'échantillon avant dessiccation ;

M2 : masse de l'échantillon après dessiccation.

4-2 Détermination de la matière organique(MO)

a) Matériels utilisés

- Four à moufle ;
- capsule ;
- Balance de précision ;
- Dessiccateur.



Photo.6 : le four a moufle utilisé

b) Méthode

La masse M_2 , préalablement séchée à 105°C , est calcinée à 550°C dans un four à moufle pendant six heures. La matière organique se consume et la matière résiduelle constitue la matière minérale, soit la masse M_3 .

La masse de la matière organique est obtenue par différence entre la masse de matière sèche et la masse de matière minérale. On en déduit le pourcentage de la matière organique dans l'échantillon.

Le calcul des MO, s'obtient selon la relation :

$$\%MO = \frac{M_2 - M_3}{M_2} \times 100$$

Avec :

M_1 : masse de l'échantillon après dessiccation;

M_2 : masse de l'échantillon après calcination.

5. Détermination du volume du biogaz

La production du gaz est le but principal de la digestion anaérobie. Le volume de biogaz est mesuré 2 à 3 fois par semaine.

a) Matériel

- Éprouvette graduée ;
- Bécher.



Photo.7 : Dispositif de mesure du volume du biogaz produit.

b) Méthode

Le volume de biogaz est mesuré à l'aide d'un système hydraulique, ou le gaz produit à la sortie du digesteur traverse une éprouvette graduée immergée dans du liquide, qui déplace le niveau du liquide dans l'éprouvette graduée, indiquant ainsi le volume de biogaz. Gaz produit.

Dans ces conditions il est préférable d'utiliser une solution acide de sulfate de potassium, pour éviter la solubilisation du gaz carbonique.

6. Détermination de la DCO

C'est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement lors de la dégradation chimique d'une quantité de matière organique donnée par Greenberg et al. (Mazouni ,2011).cette mesure traduit leurs teneurs et le degré de la pollution. La DCO est l'unité de mesure de pollution carbonée la plus utilisée en modélisation des procédés biologiques car elle permet de faire des bilans de matière regroupant des produits organiques biodégradables et non biodégradables.

a) Matériels utilisés :

- Centrifugeuse;
- Eprouvette;
- Bécher;
- Tubes;
- Burette;
- Thermo-réacteur.

b) Méthode :

Ce dosage est réalisé par l'emploi de la méthode au bichromate de potassium (AFNORT90 -101). Cette méthode analytique est adaptée pour le dosage de la DCO dans la gamme de mesure va de 30 mg/L à 700 mg/L pour des échantillons non dilués. Les valeurs de la DCO de notre échantillon sont plus élevées que ces valeurs, pour cela toutes les mesures de la DCO sont réalisées sur des échantillons dilués.



Photo.8 : La centrifugation.

a- Photo de la centrifugeuse utilisée ; b- Echantillon avant la centrifugation ;
c- Echantillon après la centrifugation.

Les matières organiques contenues dans l'échantillon sont oxydées, en milieu acide (H_2SO_4), en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) comme catalyseur, et de sulfate de mercure (HgSO_4) pour éviter l'interférence des chlorures, par le bichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), introduit en excès, sous le chauffage à 150°C , pendant 2 heures dans un thermo-réacteur.



Photo III.9: Photo du thermo réacteur.

Après refroidissement, la DCO est déterminée par dosage inverse : excès le dichromate de potassium est titré à l'aide d'une solution de sulfate ferrique d'ammonium [sel molaire $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4) \cdot 6\text{H}_2\text{O}$], suivi de quelques gouttes d'iles Féroé comme indicateur coloré. L'oxydation du matériau produit des ions Cr^{+3} , qui sont rouge-violet.

La DCO est exprimé par la relation suivante :

$$DCO = \frac{(V_T - V_E) \times 8000 \times T \times d}{V_e} \text{ (en mg d'O}_2\text{/l)}$$

Avec

VT :volume de sel de Mohr pour le témoin ;

VE :volume de sel de Mohr pour l'échantillon ;

T:titre de sel de Mohr ;

d:facteur de dilution ;

Ve : la prise d'essai de l'échantillon.

7. Modes d'emplois

Ce travail consiste en la production du biogaz à partir de la matière organique des déchets ménagers de la ville d'Adrar par la variation de taux de la charge organique.

Afin d'optimiser le temps de rétention hydraulique, nous avons réalisé une expérience de digestion anaérobie d'ordures ménagères dans un digesteur de 12L avec un rapport substrat/inoculum de 1/2.

Les temps de rétention choisis ont été ; 15 ; 21 ; 30 jours plus tard, pour chaque rétention nous avons suivi l'évolution des paramètres suivants : pH, DCO, quantité de biogaz produit et quantité de méthane craché, d'où moyenne de trois essais.

Chapitre IV

Résultat et discussion

1. Optimisation du taux de charge organique moyenne

L'objectif de ce travail est d'optimiser le taux moyen de charge organique des déchets Fourni par la digestion anaérobie, et la compréhension de l'impact des différentes charges organiques moyennes (COM) sur la production de biogaz, vise à utiliser ces résultats à l'échelle pilote.

2. Caractéristiques initiales du substrat

Les résultats de taux de la matière organique et de Demande chimique en oxygène soluble (DCOs) sont présentés dans les deux tableaux suivants :

2.1. Taux de la matière organique

Tableau IV.1: Taux de la matière organique du substrat et digestate.

La charge organique (g ms/L/j)	Taux de la MO(%)	
	Substrat	Digestate
1	94.06	62.66
2	96.31	71.31
4	97.4	72.22

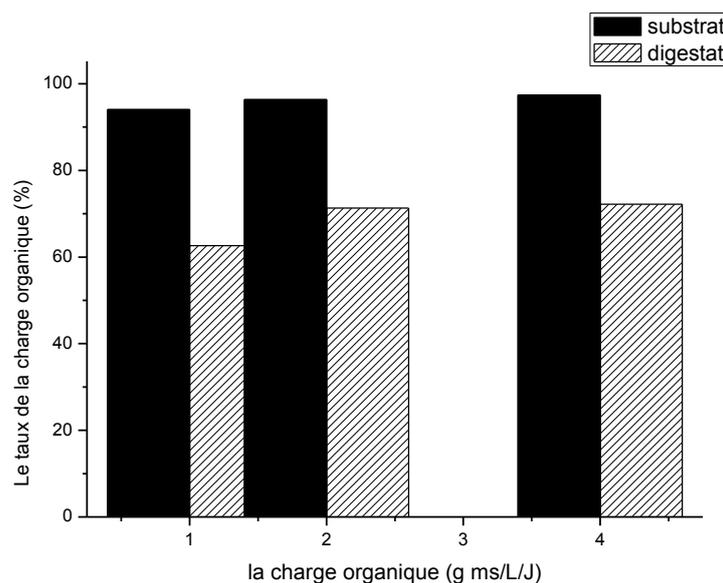


Figure IV.1: Les taux de la matière organique (substrat et digestat) avec les différentes charges organiques.

A la lumière de ces résultats, il apparaît clairement que le taux de la MO de substrat est plus élevé que le digestate et le taux de la MO de digestate pour COM **1g ms/L/j** possède la plus petite valeur par rapport à celle du COM **2g ms/L/j** et celui de COM **4g ms/L/j**.

La variance de taux de la MO pour la charge 1 est 31% et 25% pour COM **2** et **4** celle-ci expliquée par la dégradation de la majorité de substrat se fait au début de la méthanisation.

2.2. Demande chimique en oxygène soluble (DCO_s)

Tableau IV.2. Demande chimique en oxygène soluble (DCO_s) du substrat et digestate

La charge organique (g ms/L/j)	DCO _s (g/l)	
	Substrat	Digestate
1	13.2	16.29
2	14.5	5.52
4	15.63	4.91

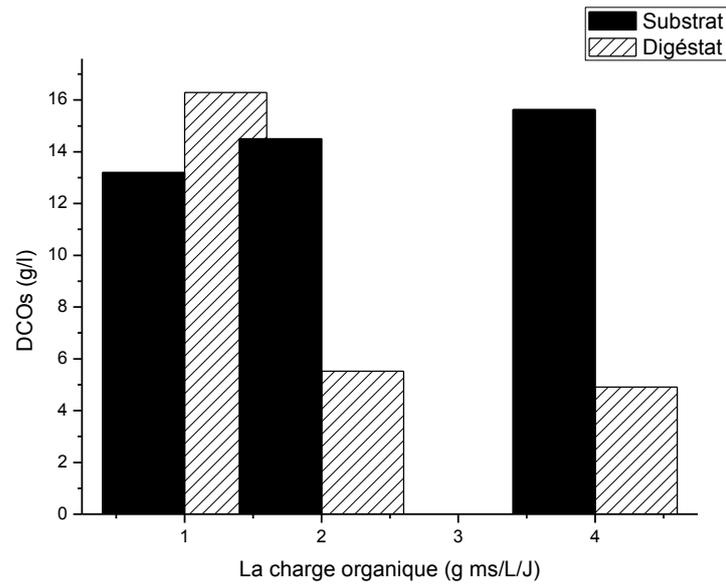


Figure IV.2. Les taux de DCO_s (substrat et digestate) avec les différentes charges organiques.

D’après la figure IV.2 la DCOs finale de COM 4 (15.63g/l) est plus importante que la DCOs des COM 1 et 2 de la digestion anaérobie qu’ils sont de l’ordre 13.2 et 14.5g/l respectivement cette augmentation due au début de la dégradation de substrat qui est constitué majoritairement par des macromolécules (Phase d’hydrolyse et acidogènes) (Tahri, 2019).

2.3. pH :

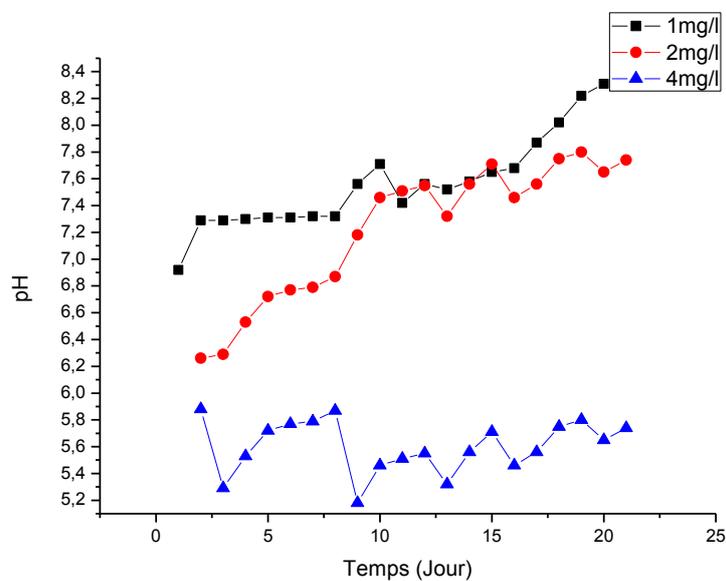


Figure IV.3 : Évolutions de pH en fonction de temps

Les résultats présentés dans la figure montrent qu'il y'a une variation permanente de la concentration de pH. D'une manière générale on peut diviser cette courbe en deux parties :

➤ **La première partie : 1 jour ----7 jouer**

On remarque une légère augmentation de la concentration en pH dans le digesteur (COM 1) de 9,6 à 7,3 puis se stabilise jusqu'au septième jour, contrairement au deuxième digesteur (COM 2) où la concentration en pH a augmenté constamment de 6.3 à 6.8, quant au troisième digesteur (COM 4), on remarque une augmentation après une diminution de la concentration du Ph.

On peut expliquer cette l'augmentation par la production des produits intermédiaires pour la digestion anaérobie. Et la stabilisation par la stabilité du processus d'une manière générale, c'est-à-dire, qu'il y'a simultanément une production des AGV d'une part, et leurs consommations d'une autre part

➤ **La deuxième partie 8 jouer -----23 jouer**

Ce qui caractérise cette deuxième partie est l'augmentation continue puis la diminution de la concentration en pH dans tout les milieux. Ceci est observé du huitième au vingt et unième jour. Ceci est observé à partir du 8 jour et se poursuit jusqu'au 23 jour. En tout les digesteurs.

2.4. Volume de biogaz :

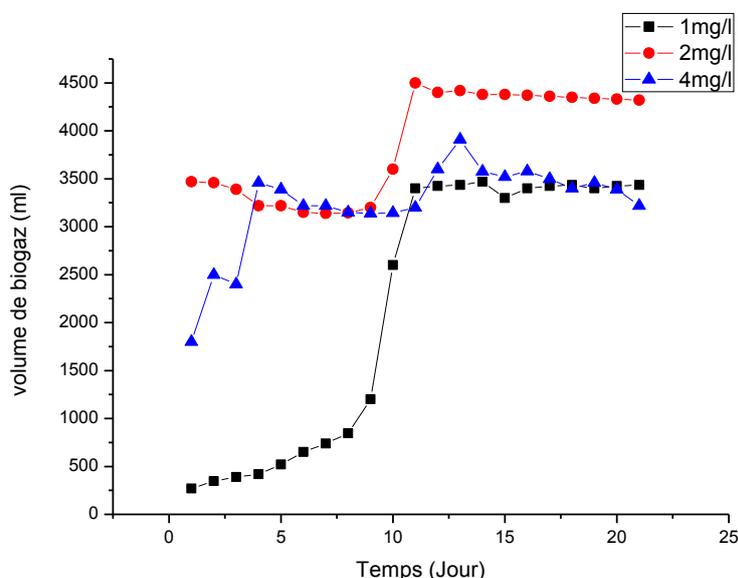


Figure IV.4 : Évolutions des volumes de biogaz en fonction de temps.

D'après la figure pour COM 1 le volume a atteint le 3470 ml de biogaz au maximum après quatorze jours de méthanisation, et stabiliser à ces valeurs, aussi pour les COM 2 et 4 avec un enregistrement de valeur de 4380ml et 3576 ml de biogaz par jour pour COM 2 et 4 respectivement et stabilisation à ces valeurs pendant les dix dernier jours (très bon condition de la méthanisation) (Tahri, 2019).

2.5. Volume de méthane:

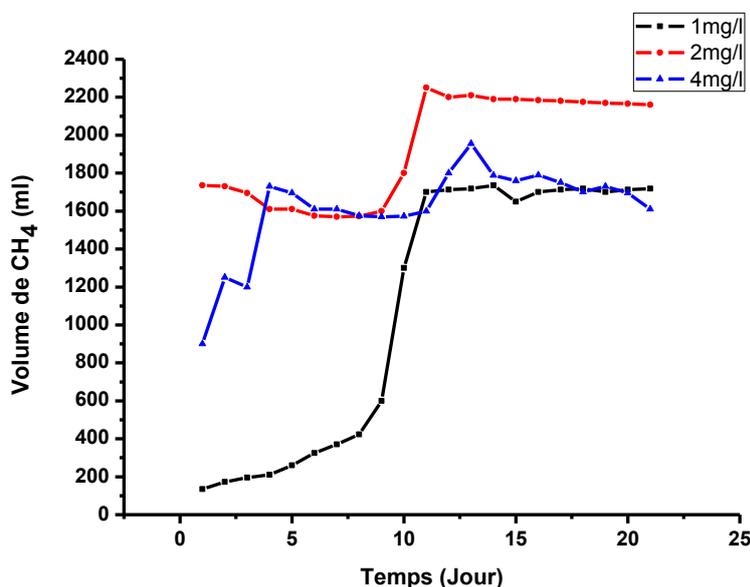


Figure IV.5: Évolutions des volumes de méthane

D'après la figure IV.5 pour COM 1 le volume a atteint le 1700 ml de méthane après dix jours de méthanisation et stabiliser à ces valeurs, aussi pour COM 2 et 4 avec un enregistrement de valeur de 2200ml et 1700ml de CH₄ par jour pour COM 2 et 4 respectivement et stabilisation à ces valeurs pendant les dix dernier jours (très bon condition de la méthanisation) (Abdelkrim et Rabhi, 2021).

Conclusion générale

Afin de trouver des solutions pour l'environnement et l'énergie en même temps, et après des recherches théoriques et l'expérimentation pratiques, on peut dire qu'il est possible de réaliser la valorisation énergétique des déchets ménagers de la wilaya d'Adrar.

Dans ce travail nous avons utilisé la digestion anaérobique pour la valorisation énergétique et la détermination de la production maximale du méthane des échantillons. Nous avons conçu trois digesteur continu semi pilote d'une capacité de 12 litre, et étudier les paramètres de fonctionnement et l'amélioration de sa production en méthane (CH_4) par l'optimisation de taux de la charge organique. Pour cela nous avons rempli notre digesteur continu avec les déchets ménagers de la ville d'Adrar avec trois COM de 1,2 et 4 mg/L, et suivre des paramètres de fonctionnement telle que le pH, DCO, le taux de la matière organique, et les volumes de biogaz et de méthane.

Les résultats ont montré que le COM 2mg/L qui obtenir un volume optimale en biogaz (4500 ml) et donné aussi le volume le plus importante en CH_4 (2250ml) avec une variation de pH entre 6 et 7.8, taux de la MO (71.31%) et DCO (5.52 g/l). par a pour au 1 mg/l a ou on a trouver un moins volume optimale en biogaz (3470 ml) et donné moins volume en ch_4 (1735 ml) avec une variation de pH entre 6.9 et 8.3, taux de la MO (62.66%) et DCO(16.29%) tandis que le COM 4g/l on obtient un volume de biogaz (3580 ml), un volume de ch_4 (1790 ml) avec un variation de pH entre 5.1 et 5.9,taux de la MO (72.22 ml) et DCO(4.91%).

Globalement, il ne peut y avoir aucun doute que la méthanisation est une technologie clé pour l'avenir de notre planète.

Référence Bibliographique

A

- Addou, A. (2009)**. Traitement des déchets. Valorisation, élimination. Édition technique, paris.
- **Achaibou, D et Sab, C. (2017)**. Analyse de profil en acides gras de deux fromages à pâte molle type camembert par chromatographie en phase gazeuse . Thèse de doctorat de l'Université Mouloud Mammeri.
- Abdelkrim, A et Rabhi, kh. (2021)**. Optimisation de temps de rétention hydraulique pour la digestion anaérobie des déchets ménagers de la ville d'Adrar. Mémoire de master de l'université Ahmed Draya Adrar.
- Archer, D. B. et Kirsop, B. H. (1990)**. The microbiology and control of anaerobic Digestion in: Wheatley A. Anaerobic Digestion: a Waste Treatment Technology, Critical reports an applied chemistry. Elsevier applied science for SCI, London et New York . 43-92.

B

- **Bendig, M ; Maréchal, F et Favrat, D. (2013)**. Defining "Waste Heat" for industrial processes. Applied Thermal Engineering journal. 61:134–142.
- Bensmail,L.(2014)**.Contribution à la production du biométhane à partir des déchets ménagers de la ville de Bechar. Thèse de doctorat de l'université de Bechar.
- Bereza, M ; Lecorre, O ; Tazerout, M. (1999)**. Valorisation du biogaz par moteur à allumage commandé. Une approche méthodologique du dimensionnement, déchets, Sciences et Techniques 13 :24-28.
- Billard, H. (2001)**. Centres de stockage des déchets – exploitation, Techniques de l'ingénieur.2102 :1-22.
- **Bakiri, Z. (2018)**. Analyse et optimisation des eaux usées urbaines par boues activées: application au décanteur secondaire. Thèse de Doctorat.
- biofuels. (1999)**. The Science of the Total Environment.235:293- 303.
- Baldellon, M et Vinagre, A. (2014)**. Environnement: le lean appliqué au tri de déchets. Revue Française de Gestion Industrielle. 33(4) :7-21.

Références bibliographiques

-**Boudjemai, K., & Daoud, A. (2017)**. Essai de traitement des boues par le procédé de digestion anaérobie. Thèse de doctorat de l'université Mouloud Mammeri.

-**Bernet, N et Buffière, P. (2015)**. Caractérisation de la mise en oeuvre de la méthanisation. In book la méthanisation.39-68.

C

-**Ciani, M ;Comitini,F ; Mannazzu,I. (2013)**. Fermentation” Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences Encyclopedia of Ecology 2: 310-321.

D

-**Damien, A. (2004)**. Guide du traitement des déchets. Editions Technique, Paris.

-**Dubois, M. A. (1994)**. Dégradation de résines échangeuses d'ions par oxydation par voie humide en conditions sous-critiques et supercritiques .thèse de doctorat.

-**Djemaci, B. (2012)**. La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité. Thèse de Ddoctorat de liuniversité de Rouen.

-**Dussap C-G; Poughon,L.(2017)**. Microbiology of Alcoholic Fermentation. 263-279.

- **Drissi, A et Mehdaoui, S. (2021)**.Etude comparative entre la digestion anaerobie des palmes sèches de cinq variétés de palmier dattier (Phoenix dactyliferal). Mémoire de master de l'université Ahmed Draya Adrar.

- **Derbal, K. (2007)**. Digestion anaerobie des déchets solides mélangés avec les boues de station d'épuration.Thèse de Doctorat de l'universite Mentouri Constantine.

E

-**Ebot Mangaa,V ; Fortenet,O.T. et Readed ,A.D. (2008)** .Waste management in Cameroon: A new policy perspective. Resources, conservation and recycling 52:592-600.

-**Elargi.P et Millward.M. (2016)**.Cadre de coopération stratégique (CDCS) Algérie.

F

- **Feszterová, M. (2014)**. Dangerous substances and processes: consideration of the subject within the educational process. Procedia - Soc. Behav. Sci. 1176–1180.

-**Fey, A. et Conrad, R. (2000)**.Effect of temperature on carbon and electron flow and on the archaeal community in methanogenic rice field soil. Applied and Environmental Microbiology, 66:4790-4797.

G

- Gaffour, H et Ferdjellah, K. (2017)**. Effet du traitement chimique et aérobie sur le rendement de PBM (Potentiel Biochimique Méthanogène) des déchets organiques du restaurant universitaire. Thèse de Doctorat de l'université Ahmed Draia-Adrar.
- **Gharfalkar, M;Court,R;Campbell,C; Ali,Z. et Hillier,G.(2015)**.Analysis of waste Hierarchy in the European waste directive 2008 / 98 / EC. Waste Manage 39:p. 305–313.
- Gorishm,u , Marckus, h .(2008)**. La production de biogaz. Edition Technique, paris.
- Gourdon, R. (2005)** .Traitement biologique des déchets. Technique d'ingénieur: p.1-23.

H

- **Hamedi, M. (1991)**. Nouvelle conception d'un procédé de dépollution biologique des margines, effluents liquides de l'extraction de l'huile d'olive. Marseille : Université d'Aix-Marseille 1, 1991, 180 p.
- Hansson, M, Nordberg, A, Sundh, I .et Mathisen, B. (2002)**.Early warning of disturbances in a laboratory-scale MSW biogas process. Water Science and Technology, 45, (10), 255-260.
- Huang, S;Wu, S.,Wu, Y et Gao, J.(2017)**.Structure characteristics and gasification activity of residual carbon from updraft fixed-bed biomass gasification ash. 136:108–118.
- **Hu, Y. (2014)**. Influence of recirculation of liquid fraction of the digestate (LFD) on maize Stover anaerobic digestion. Biosyst. Eng. vol. 12:189–196.

K

- Kalloum, S. (2012)**.Etude des paramètres physico-chimiques de la digestion anaérobie des déchets organiques. Thèse de Doctorat de l'université Abdelhamid ibn badis, Mostaganem.
- Krishna.D et A. S. Kalamdhad. (2014)**. Pre-Treatment and Anaerobic Digestion of Food Waste for High Rate Methane Production-A Review. Journal of Environmental Chemical Engineering.1821–1830.
- **Ku, X; Jin, H et Lin, J. (2017)**.Comparison of gasification performances between raw and torrefied biomasses in an air-blown fluidized-bed gasifier. Chemical Eng.168: 235–249.

Références bibliographiques

L

- Louai, N. (2009)**. Evaluation Energétique des déchets solides en Algérie, une solution climatique et un nouveau vecteur énergétique. Thèse de magister de l'université El-hadj Lakhdar, Batna.
- **Laisse, S., Baumont, R., Dusart, L., Gaudré, D., Rouillé, B., BeNOIT, M., ... et Peyraud, J. L. (2019)**. L'efficience nette de conversion des aliments par les animaux d'élevage: une nouvelle approche pour évaluer la contribution de l'élevage à l'alimentation humaine. INRA Productions Animales, 31(3), 269-288.
- Lamir, A., et Kalloum, S. (2020)**. Production du biogaz à partir des folioles et pétioles des palmiers dattiers (*Phoenix dactylifera* L) variété H'mira. Thèse de Doctorat de l'université Ahmed Draia-ADRAR.

M

- **Mohamed El Amine Dahou. (2011)**. Valorisation de la biomasse à des fins énergétiques : production de biogaz à partir des boues de la station de lagunage de la ville d'Adrar. Thèse de Magister, Université Kasdi Merbah, Ouargla.
- Mlouki, i., Aissaoui, a., et Dahou, m. e. a. (2017)**. L'effet de prétraitement chimique alcalin par KOH sur la production du biogaz à partir des boues de la station de lagunage de la ville d'Adrar Doctoral dissertation, Université Ahmed Draia-ADRAR).
- Malgorzata meres. (2013)**. analyse de la composition du biogaz, Edition Techniq, paris.
- Markowski,M; Ireneusz, A; Krzemieniewski ,B. (2014)**.Optimizing low-temperature biogas production from biomass by anaerobic digestion. Renewable Energy vol. 69:219–225.
- **Marchaim, U. (1994)**. Les procédés de production de biogaz pour le développement de technologies durables (Vol. 95).
- **Mouneimne,A.H ; Carrere ,H; Bernet, N. Delgenes ,J.P ; Bobin, J.L ; Huffer, E et Nifenecker, H. (2010)**.Effect of saponification on the anaerobic digestion of solid fatty residues.Bioresour technol.89-94.
- **Moletta,R. (2011)**. La méthanisation. Edition TEC, Paris.
- Mrad,N.(2011)**.Valorisation des déchets gras de poisson en biocombustible pour moteur diesel. Mémoire de master, Ecole des Mines de Nantes.

Références bibliographiques

-**Murphy, J.D; Mckeogh E; Kiely G., (2004)** Technical/economic/ environmental analysis of biogas utilisation, Applied Energy, n° 77, pp. 407-427.

- **Mazouni, M.d. (2001)**. ‘Modélisation et commande en temps minimum des réacteurs biologiques séquentiels discontinus’, thèse de Doctorat, école polytechnique d’Alger.

-**McInerney, J. O., Wilkinson, M., Patching, J. W., Embley, T. M. and Powell, R. (1995)**. Recovery and phylogenetic analysis of novel archaeal rRNA sequences from a deep sea deposit feeder. Applied and environmental microbiology. 61(4): 1646-1648.

N

-**Nahman, w; Oelofse, S; Godfrey, L. (2012)**. “The costs of household Food waste in South Africa”, Waste Manag., vol. 32.(11), pp. 2147–2153.

-**Navarro, A. (2003)**. Approche systématique des déchets. Technique de l’ingénieur.

-**Nout M.J.R., (2014)**. “Food Technologies: Fermentation” Reference Module in Food Science Encyclopedia of Food Safety, Vol. 3, PP168-177,.

O

-**Olugasa, T, T; Odesola ,I. F., et Oyewola, M. O. (2014)**, “Energy production from biogas : A conceptual review for use in Nigeria,” Renew. Sustain. Energy Rev., vol. 32, pp. 770–776.

- **Olivet-Selmi, O; Bordelanne ,O; Montero, M; Bravin, F; Vernat, A; Pierre, H. Papadopoulo, M. T.(2011)**. Muller, Biomethane CNG hybrid: A reduction by more than 80% of the greenhouse gases emissions compared to gasoline, Journal of Natural Gas Science and Engineering,.

P

-**Passos.F et Ferrer, I. (2014)** “Influence of hydrothermal pretreatment on microalgal biomass anaerobic digestion and bioenergy production,” Water Res., vol. 68, pp. 364–373,.

-**Perini,M.,Guzzon,R.,Simoni,M.,Malacarne,M.,Larcher,R.,Camin,F.(2014)**.The effect of stopping alcoholic fermentation on the variability of H, C and O stable isotoperatios of ethanol. 40: 368-373.

Références bibliographiques

-Pipatti, R., Hänninen, K., Vesterinen, R., Wihersaari, M. et Savolainen, I. (1996). Impact of waste management alternative on émissions de gaz à effet de serre, Espoo, VTT Julkaisuja - Publikationer. 85p.

R

-Ramsay, I. R. et Pullammanappallil, P. C. (2001). Protein degradation during anaerobic wastewater treatment: derivation of stoichiometry. *Biodegradation*. 12(4): 247-257

- Rousseau, P. (2009). Etude, Modélisation et optimisation d'un procédé de traitement des lisiers de porcs par couplage de la digestion anaérobie et du traitement biologique de l'azote. Thèse de Doctorat, doctorat de chimie, Université Rennes 1.

S

- Secondi, L., Principato, L. et Laureti, T. (2015) "Household food waste behaviour in 27 countries: A multilevel analysis," *J. FOOD POLICY*, vol. 56, pp. 25–40.

-site 01 : http://www.emse.fr/tice/uved/gidem/co/Trait_therm3.html « Gestion Intégrée des Ordures Ménagères » (consulté 12.04.2022).

-site 02 : http://www.pro-2.net/FR/F_home.htm (consulté 10.05.2022).

- site03 : © Photo K.Szafnicki, ENSM.Sen (consulté 10.05.2022).

- site04 : <http://www.sortirdunucleaire.org> © (consulté 24.04.2022).

-site05 : <http://www.verdesis.net/methanisation/solutions-verdesis/valorisation-des-digestate.html> consulté (11.04.2022).

-site06 : <http://www.verdesis.net/methanisation/solutions-verdesis/valorisation-des-digestate.html> « valorisation .html (consulté 26.04.2022).

-Sibille, P., Garnier, H., & Gilson, M. (2000). La conduite automatisée de fours d'incinération d'ordures ménagères: Une solution à la réduction des rejets de dioxines. *Déchets Sciences et Techniques*, 17, 17-24.

- Sadi Oufella, K., et Hafid, T. (2020). La gestion des déchets ménagers cas de la commune de Tizi Ouzou Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri.

T

- Tahri, A; Kalloum, S; Zohra Baba A. Optimization of Hydraulic Retention Time for the Methanisation of Household Waste in the Town of Adrar (the south-west of Algeria). *International Journal of Chem tech Research*. Vol. 11No.01, pp 75-82.

Références bibliographiques

-**Tahri, A. (2019)**. Valorisation Energétique par La Production d'électricité à Partir de la Digestion Anaérobie des Déchets Organiques dans le Milieu Saharien. Thèse de Doctorat de l'université de Ghardaïa.

- **Tahri A, Kalloum S, Zohra, Baba A. (2019)**. Effect of organic loading rates on methane production using household waste, U.P.B. Sci. Bull., Series B, Vol. 81, Iss. 3, pp 39-40.

- **Tahri A, Moungar H, Djaafri M, Kaidi K. (2020)**. Improvement of the methane yield from the sludge by co-digestion with dromedary dung in the city of Adrar in Algeria” . U.P.B. Sci. Bull., Series B, Vol. 82, Iss. 3, pp 63-72.

-**Tirnouveanu D.R. (2004)**. Etude des propriétés épuratoires des machefres d'incinération d'ordures ménagères et de leur mise en œuvre.

W

-**Wallonne, P. (2001)**. Analyse des Plans Stratégiques des Intercommunales et de la Gestion des Déchets Ménagers et Assimilés et des DIB en Région Wallonne. JAMBES: Office Wallon des Déchets.

Y

-**Yamada, M., Ishigaki, T., Tachio, K. et Inue, Y. (2003)**. Carbon flow and landfill methane emissions in Japanese waste stream. Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Résumé :

La digestion anaérobie appelée encore la méthanisation, est la transformation de la matière organique en un biogaz composé principalement de méthane et de gaz carbonique par un consortium microbien fonctionnant en anaérobiose. Ce travail consiste en la production du biogaz à partir de la matière organique des déchets ménagers de la ville d'Adrar par la variation de taux de la charge organique moyenne. Les résultats obtenus ont montrés que le digesteur de la COM = 2 mg/L a produit un volume optimal du biogaz (4500 ml) accompagné d'une production importante en CH₄ (2250 ml).

Mots clés : Energie renouvelable ; La digestion anaérobie ; Bio méthane ; La charge organique moyenne ; Déchets ménager.

Abstract:

Anaerobic digestion, also called methanization, is the transformation of organic matter into a biogas composed mainly of methane and carbon dioxide by a microbial consortium operating in anaerobiosis. This work consists of the production of biogas from the organic matter of household waste from the city of Adrar by the rate variation of the average organic load. The results obtained showed that the digester of COM = 2 mg/L produced an optimal volume of biogas (4500 ml) accompanied by a significant production of CH₄ (2250 ml).

Keywords: Renewable energy; anaerobic digestion; Biomethane; The average organic load; Household waste.

المخلص :

الهضم اللاهوائي ، الذي يُطلق عليه أيضًا الميثان ، هو تحويل المواد العضوية إلى غاز حيوي يتكون أساسًا من الميثان وثاني أكسيد الكربون بواسطة اتحاد ميكروبي يعمل في اللاهوائية. يتكون هذا العمل من إنتاج الغاز الحيوي من المادة العضوية للنفايات المنزلية من مدينة أدرار من خلال معدل التباين في متوسط الحمل العضوي. أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها أن الهاضم من COM = 2 ملجم / لتر أنتج الحجم الأمثل من الغاز الحيوي (4500 مل) مصحوبًا بإنتاج كبير من CH₄ (2250 مل).

الكلمات المفتاحية: طاقة متجددة؛ الهضم اللاهوائي؛ الميثان الحيوي ; متوسط الحمل العضوي ;النفايات

المنزلية.