

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENTSUPÉRIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



UNIVERSITÉ SALAH BOUBNIDER
CONSTANTINE 03
FACULTÉ DE GÉNIE DES PROCÉDÉS
DÉPARTEMENT GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT

N° d'ordre :.....

Série :.....

Mémoire de Master

Filière : Génie des Procédés Spécialité : Génie de l'Environnement

**Dimensionnement d'un biodigester pour la valorisation
énergétique des déchets de cuisines de l'université Constantine 03**

Dirigé par :

Dr.Zamouche-Zerdazi.R

Grade : Maitre de conférence

Présenté par :

M^{elle} Derghout Meriem

M^{elle} FasKhaoula

Année universitaire 2019-2020

Session : Septembre

Remerciements

Nous remercions Dieu qui nous a aidé à terminer ce travail.

*Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à notre superviseur, **Dr Zamouche- Zerdazi Rania**, enseignante chercheur à l'Université Saleh Bounider Constantine 3, Département de Génie de l'Environnement, qui nous a aidé, sous sa supervision, à mener à bien ce travail, en plus de ses précieux conseils tout au long de la réalisation de ce mémoire.*

Nous tenons également à exprimer nos sincères remerciements à toutes les personnes qui ont contribué directement ou indirectement au bon déroulement de la réalisation de ce travail.

Enfin, nous n'oublierons pas de remercier l'ensemble du corps professoral de la Faculté de Génie de l'Environnement, pour le formidable travail qu'ils accomplissent pour créer les conditions les plus favorables pour le déroulement de nos études.

Dédicace

Je dédie ce travail

*A ma chère mère **FAHIMA** que Dieu ait pitié d'elle et demeure dans son grand paradis.*

*A mon cher père **MOUHAMED***

A mes frères et leurs femmes et leurs enfants

A mes sœurs et leurs maris et leurs enfants

MERIEM

Je dédie ce travail

*A ma chère mère **NORA***

*A mon chère père **MOUHAMED***

A mes sœurs, leurs maris et leurs enfants

*A mon fiancé **NASSER EDDINE***

KHAOULA

Table de matière

INTRODUCTION GENERALE.....	1
CHAPITRE I : GENERALITEE SUR LES DECHETS SOLIDES	
I.Introduction	3
II. notion de déchets	3
III.Classification des déchets.....	4
III.1 Distinction en fonction de la nature	4
III.2.Distinction selon l'effet vis-à-vis l'environnement	5
III.3 Distinction en fonction de l'origine du déchet	5
III.4 Distinction en fonction de la source	6
IV. Les Caractéristiques des déchets.....	8
IV.1 La densité	8
IV.2Le degré d'humidité	8
IV.3Le pouvoir calorifique	8
IV.4 Le rapport des teneurs en carbone et azote	8
V. Procédés de traitement des déchets	9
VI Conclusion	9
CHAPITRE II : LA DIGESTION ANAEROBIE : CONDITION OPERATOIRES, DIMENSIONNEMENT ET VALORISATION ENERGETIQUES	
I.Introduction	10
II.Digestion anaérobie	10
II.1. Historique	10

II.2.Définition	11
III.Principe de la digestion anaérobie	12
III.1 Etape 01 : Hydrolyse et abiogenèse	13
III.2 Etape 02 : Acétogenèse	13
III.2 Etape 03 : Méthanogenèse	14
IV. Les paramètres influençant la digestion anaérobie	15
IV.1.Température	15
IV.2. Le pH	16
IV.3.Le substrat	17
IV.4. Taille des particules	18
IV.5.Intensité de mélange	18
IV.6.Composés toxique / inhibiteur	18
IV.7.Teneur en matière sèche	19
IV.8.Taux de charge des solides	19
IV.9. Temps de rétention des solides (SRT)	20
IV.10. Temps de rétention hydraulique (HRT)	20
IV.11. Disponibilité des nutriments	20
IV.12Contenu organique des déchets et biodégradabilité	21
V.Les différents types de digesteurs industriels	22
V.1.Digesteur anaérobie à haut débit	23
V.2.Processus de contact anaérobie	24
V.3.Réacteur séquentiel anaérobie séquentiel	25
V.4 Bioréacteur anaérobie à membrane	26

VI. La sélection du type de configuration du bioréacteur	28
VII. Paramètres à prendre en compte lors du choix du digesteur.....	29
VIII. Biogaz /boue	30
IX. Les voies de valorisation du biogaz	32
IX.1. Valorisation thermique	32
IX.2. Valorisation électrique (avec ou sans cogénération).....	32
IX.3. Le biogaz carburant	33
X. Conclusion	33

CHAPITRE III : DIMENSIONNEMENT DU BIO DIGESTEUR POUR LA VALORISATION ENERGETIQUE DES DECHETS DE CUISINES

I. Introduction	34
II. présentation du déchet.....	35
III. Quantification du gisement de la matière première et mode de gestion.....	36
IV. Estimation du caractère humide ou sec du déchet pour la sélection du type de digesteur	38
V. Caractéristiques physico-chimiques des déchets de cuisines de l'UC3.....	40
VI. Estimation du potentiel méthanogène de déchets de cuisine à partir des BMP tests..	41
VII. Conditions optimales de prétraitement anaérobie définies à partir des BMP tests..	42
VIII. Mode d'alimentation et démarrage du traitement	42
IX. Dimensionnement du biodigesteur	43
X. Récupération du biogaz.....	47
XII. Epuration du biogaz en sortie du digesteur	48
XIII. Production de la chaleur ou de l'électricité	49
XIV. Estimation de la quantité du digestat	51
XV. Proposition de la chaîne de traitement des déchets de cuisines	52
XVI. Conclusion	54
CONCLUSION GENERALE.....	55
ANNEXE.....	56
REFERENCES	57

Liste des Figures

Numéro de Figure	Titre	page
Chapitre II		
II.1	Une vue générale d'un type de digesteur chinois produisant du biogaz pour faire cuire et s'allumer.	11
II.2	la conversion de la matière organique dans la digestion anaérobie.	11
II.3	Schéma de la chaîne trophique de la méthanogénèse et ses différentes étapes	13
II.4	Plages de températures pour les processus de traitement anaérobie	16
II.5	Relation entre le taux de dégradation et le temps de rétention pour divers types de composés organiques.	22
II.6	Classification des réacteurs anaérobies	23
II.7	Schéma du digesteur CSTR	24
II.8	Schéma du digesteur ACP	25
II.9	Schéma du digesteur ASBR	26
II.10	Schéma du digesteur AnMBR	27
II.11	Schéma réactionnel de la production de biogaz	31
II.12	Les différents voies de valorisation du biogaz	31
Chapitre III		
III.1	Les points indispensables à prendre en considération dans la chaîne de digestion des déchets	35
III.2	Les fractions alimentaires constituant les déchets de cuisines de l'université Constantine 03 (2018)	35
III.3	La composition typologique des déchets de cuisines de l'université Constantine 03 (2018)	36
III.4	Diagramme de flux de quantification de la matière première	37
III.5	Organigramme suivie pour le dimensionnement du biodigesteur	44

III.6	Production cumulée du biogaz spécifique en mL/g DCO pour le DC brute et DC prétraité thermiquement	46
III.7	Schéma proposé de la chaîne de méthanisation des déchets de cuisines de l'université Constantine 03	53

Liste des Tableaux

Numéro de Tableau	Titre	page
Chapitre II		
II.1	Paramètres de fonctionnement en fonction du type du digesteur	20
II.2	Caractéristiques des autres digesteurs	27
II.3	Différentes approches pour découpler HRT de SRT.	28
II.4	Caractéristiques des différents types de digesteurs	29
II.5	Avantages et inconvénients des procédés de traitement des déchets anaérobies par rapport au traitement aérobie	30
II.6	Pourcentage des compositions du biogaz	30
Chapitre III		
III.1	Estimation quantitative du tonnage des déchets non recyclables des restaurants universitaires de l'UC3 (quantification 2018)	38
III.2	Estimation quantitative du tonnage des déchets recyclables des restaurants universitaires de l'UC3 (quantification 2018)	38
III.3	Comparaison de différents types de digesteur.	39
III.4	Caractérisation physico-chimique des déchets de cuisines de l'UC3	40
III.5	Estimation du potentiel méthanogène dans les différentes conditions optimales de digestion	41
III.6	Estimation du potentiel méthanogène dans les différentes conditions optimales de prétraitement	42
III.7	Considérations importantes pour le fonctionnement du digesteur anaérobie.	45
III.8	Résultats de dimensionnement du digesteur	46
III.9	Spécificités géométriques de chaque étage du digesteur	47
III.10	Résultats de dimensionnement des compartiments de récupération du biogaz	48
III.11	Estimation de la production du biogaz dans les conditions optimales de traitement et de prétraitement	49
III.12	Estimation de la consommation énergétique	51
III.13	Estimation de la quantité du digestat en considérant que le déchet	52

Liste des Abréviations

AGV :acide gras volatil

AGLC :acide gras a long chaine

ASBR :réacteur séquentiel discontinu

ACP : processus de contacte anaérobie

AF :filtre anaérobie

BMP test :biochimique méthane potentiel test

CSTR :réacteur a réservoir agite continu

CP :chaleur spécifique du déchet(j/ Kg. K)

COV : compose organique volatil

DA :digestion anaérobie

DC :déchet de cuisine (kg)

DIB :déchet industriel banals

DIS :déchet industriel spéciaux

DCO :demande chimique en oxygène(mg/l)

EAC :énergie autoconsommation (KWH/j)

F/M :le rapport initial aliment /micro-organisme

HRT :temps de rétention hydraulique (jour)

OM :ordure ménagères

PCS :pouvoir calorifique supérieur kwh/ m³

PCI : pouvoir calorifique inferieur kwh/ m³

R(I/S) :rapport ration (inoculum /substrat)

SGBR :réacteur a lit granulaire statique

SLR :taux de charge solide kg TVS/J m³

SRT :temps de rétention solide (jour)

TA :alcalinité total

TS :solide totaux (mg/l)

TSA :thermal swing adsorption

TVS :solide volatile totaux(mg/l)

UASB :couverture de boue anaérobie axendante

UC :université Constantine

VOLR :volume organique loading rate

INTRODUCTION GENERALE

La pollution de l'eau, de l'air et des sols par les déchets municipaux, industriels et agricoles est en nette évolution de jour en jour. Cela pousse les gouvernements et les industries à rechercher des solutions technologiques permettant un traitement efficace et moins coûteux des déchets. Une des technologies permettant le traitement de la fraction organique de ces déchets est la digestion anaérobie (biométhanisation), qui consiste en une dégradation biologique, en absence d'oxygène, de la matière organique en un mélange de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂) appelé 'biogaz'. Grâce à la digestion anaérobie, les déchets deviennent une source de richesses, cette technologie devient essentielle dans le processus de réduction des volumes de déchets et la production de biogaz, qui est une source d'énergie renouvelable pouvant être utilisée dans la production d'électricité et de la chaleur.

Durant le processus de digestion anaérobie, seule une partie de la matière organique est complètement dégradée, le reste est un excellent agent de fertilisation des terres agricoles et qui peut être utilisé en tant que tel.

Dans notre pays cette technologie est de loin d'être utilisée, à ces jours tous les déchets sont collectés et orientés vers les centres d'enfouissement techniques, ces derniers se convertissent après des années d'exploitation à des décharges sauvages mal contrôlées et souvent dégradant la flore et la faune adjacente.

Seulement quelques petites entreprises de recyclage principalement le recyclage des bouteilles en plastiques sont fonctionnelles dans quelques wilayas permettant de réduire les gisements de déchets.

Pendant les deux dernières années des études en batch ont été réalisées pour étudier le potentiel de méthanisation des déchets de cuisines, et principalement ceux régis des restaurants universitaires, ce type de déchet a été ciblé principalement pour plusieurs raisons, l'importance de gisement, le déchet est majoritairement organique et biodégradable, la possibilité de collecter ces déchets de cuisines à la source sans les mélanger avec d'autres types de déchet, et finalement l'opportunité d'alimenter les résidents et les utilisateurs dans l'université avec la chaleur et l'électricité produites par le procédé de méthanisation.

Les déchets de cuisines des résidences universitaires de l'université Constantine 03 étaient la cible des études antérieures, ou le potentiel de méthanisation a été étudié pour les déchets dans leur état brut et dans un état de prétraité.

La présente étude cible le dimensionnement d'un biodigester pour la prise en charge des déchets de cuisines (DC) de l'université Constantine 03, une chaîne de traitement sera proposée en se basant sur les caractéristiques du déchet, les études en batch préalablement réalisées et en se référant aux données de la littérature.

Pour mener à bien cette première tentative de dimensionnement, le manuscrit sera organisé en trois chapitres, en plus d'une introduction et une conclusion générale.

Le premier chapitre constituera une synthèse bibliographique sur les notions, les classifications et les caractéristiques des déchets tout en rappelant les différents types des déchets organiques qui peuvent être valorisés par le procédé de digestion anaérobie.

Le second chapitre introduira la notion de la digestion anaérobie ainsi que ces différentes étapes tout en citant les populations bactériennes qui interviennent dans ce type de procédé, les principaux paramètres influençant la digestion anaérobie ainsi que les différents types de digesteurs et les paramètres à prendre en considération dans le dimensionnement de chaque type seront présentés et finalement une présentation des différentes voies de valorisation du biogaz sera faite.

Le chapitre III visera la partie calcul de notre présent travail et qui consistera sur le dimensionnement d'un digesteur semi industrielle pour la prise en charge des déchets de cuisines de l'université Constantine 3.

I. Introduction

Les déchets sont tous les résidus d'un processus de production, de transformation ou de consommation, dont le propriétaire ou le détenteur a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer.[1]

La croissance démographique, le développement industriel et le développement de la technologie entraînent une augmentation de la production des différents types de déchets responsables d'une menace sérieuse pour l'homme et l'environnement.[1]

Les déchets peuvent être considérés comme une énergie renouvelable car tant qu'il y aura des hommes il y aura des déchets. Même si la destruction ou la réduction reste l'objectif prioritaire du traitement des déchets, il est intéressant de produire de l'énergie lorsque c'est possible. Deux voies principales permettent de l'énergie : la fermentation et l'incinération.[1]

II. Notion de déchets

Il existe plusieurs définitions du terme déchet, qui correspondent, chacune, à un objectif particulier et est fonction des acteurs impliqués ainsi que du contexte auquel on se réfère. Le déchet est défini comme " Tout résidu d'un processus de production, de transformation, ou d'utilisation, toute substance, matériau produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon et qui sont de nature à produire des effets nocifs sur le sol, la flore et la faune, à dégrader les sites ou les paysages, à polluer l'air ou les eaux, à engendrer des bruits ou des odeurs, et d'une façon générale, à porter atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement".[1]

Selon le sens économique du terme, un déchet est défini comme un objet ou une matière dont la valeur économique est nulle ou négative pour son détenteur, à un moment et dans un lieu donné. Pour s'en débarrasser, le propriétaire devra payer un prestataire pour son enlèvement ou s'en charger lui-même. Cette définition de la nullité de valeur est relative car les déchets des uns sont les matières premières des autres voire même des biens pour d'autres personnes ou communautés.[2]

Ainsi donc de façon subjective, un bien devient déchet lorsque son propriétaire a la volonté de s'en débarrasser. Ce bien demeure lui appartenir tant qu'il n'a pas quitté la propriété de cette personne. Ce bien devient une propriété de la municipalité lorsqu'il est déposé sur la voie publique ou dans une poubelle, car par cet acte son propriétaire a clairement signifié sa

volonté d'en abandonner tout droit de propriété. De façon objective un déchet se définirait comme un objet dont la gestion doit être contrôlée au regard de la protection de la santé publique et de l'environnement, indépendamment de la volonté du propriétaire et de la valeur économique de l'objet. Les objets recyclables qui sont des matières premières secondaires potentielles entrent dans cette définition objective. En tout état de cause, le détenteur d'un bien est soumis à la réglementation locale et ne peut se décharger de ses responsabilités face au devenir du déchet sous prétexte de sa valeur économique devenue nulle.[2]

III. Classification des déchets

Différentes classifications des déchets existent selon leur origine, Une autre classification des déchets s'appuie sur la nature du danger qu'ils représentent pour l'environnement : déchets inertes, banals et spéciaux[2].

III.1 Distinction en fonction de la nature

Une première approche distingue les déchets en fonction de leur nature physique : solide, liquide et gazeux.

III.1.1 Rejets liquides

Un rejet liquide est un résidu liquide non traité résultant d'un procédé industriel ou d'une activité humaine rejeté dans l'environnement et, aussi toute substance liquide qui produit des changements au moment où elle entre en contact avec l'eau modifiant ses propriétés physiques. Il existe trois types de rejets liquides : eaux usées domestiques, eaux usées industrielles et eaux pluviales.[1]

III.1.2 Rejets gazeux

On entend par rejets atmosphériques, toute émission dans l'atmosphère de gaz, fumées, vapeurs, particules liquides ou solides, émises par des sources fixes et notamment par les installations industrielles. Ils peuvent être des substances nocives et toxiques à l'environnement (flore, faune et atmosphère).[1]

III.1.3 Déchets solides

Les principaux types de déchets solides que nous allons prendre en considération sont : les déchets solides ménagers, les déchets assimilés aux ordures ménagères et les déchets solides industriels[1].

III.2. Distinction selon l'effet vis-à-vis l'environnement

III.2.1 Les déchets inertes

Ils correspondent à des déchets qui ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune réaction physique ou chimique. Ils ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières, avec lesquelles ils entrent en contact, d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine. Ils correspondent à des déchets minéraux non pollués (tuiles, céramiques, briques, bétons...)[3].

III.2.2 Déchets organiques

Ensemble des résidus ou sous-produits organiques biodégradables issus de l'activité agricole, de l'industrie agroalimentaire ou des collectivités urbaines. Une fois traités, ces déchets organiques sont utilisés en agriculture, Comme des amendements organiques ou des engrais organiques. [4]

III.2.3 Les déchets dangereux

Les déchets sont considérés comme dangereux s'ils présentent une ou plusieurs des propriétés suivantes : explosif, comburant, inflammable, irritant, nocif, toxique, cancérigène, corrosif, infectieux, toxique pour la reproduction, mutagène, écotoxique. [5]

III.3 Distinction en fonction de l'origine du déchet

Les déchets sont classés en six groupes selon leurs origines :

III.3.1 Biologique

Les déchets d'origine biologique sont définis par le fait que tout cycle de vie produit des métabolites (matière fécale, cadavre, etc.).[6]

III.3.2 Chimique

Toute réaction chimique est régie par les principes de la conservation de la matière et dès lors si l'on veut obtenir un produit C à partir des produits A et B par la réaction suivant :

$A + B \rightarrow C + D$; D sera un sous-produit qu'il faut gérer si on n'en a pas l'usage évident.[6]

III.3.3 Technologique

Quelles que soient la fiabilité et la qualité des outils et procédés de production, il y a inévitablement des rejets qu'il faut prendre en compte tel que les chutes, copeaux, résidus, solvants usés, emballages, etc.[6]

III.3.4 Économique

La durabilité des produits, des objets et des machines a forcément une limite qui les conduits, un jour ou l'autre à leur élimination ou leur remplacement.[6]

III.3.5 Écologique

Les activités de dépollution (eau, air, déchets) génèrent inévitablement d'autres déchets qui nécessitent eux aussi une gestion spécifique.[6]

III.3.6 Accidentelle

Les inévitables dysfonctionnements des systèmes de production et de consommation sont à l'origine des déchets.[6]

III.4 Distinction en fonction de la source

Les déchets, peuvent être classés selon leurs sources en trois types :

III.4.1 Déchet agricole

L'agriculture produit beaucoup de résidus, comme exemple la culture des bananes, du blé, olive...etc. la digestion anaérobie présente un traitement efficace pour réduire le volume de ces produits et de leur valorisation énergétique. [7]

III.4.2 Déchets solides ménagers

C'est l'ensemble des déchets produits par l'activité domestique des ménages. Ils peuvent être pris en compte par les collectes traditionnelles et les collectes sélectives réalisées dans le cadre du service public d'élimination. A l'intérieur des déchets ménagers, il faut distinguer les catégories suivantes, selon les spécificités de nature et leurs destinations possibles :

- **Les ordures ménagères (OM)**

Déchets solides de toute nature produits par les occupants des habitations et dépossédant des poubelles individuelles ou collectives et qui peuvent être pris en compte par la collecte

traditionnelle (déchets de la cuisine, restes alimentaires, emballages, papier, carton, plastique, textiles, cuir, bois, cendre...)

- **Les encombrants**

C'est une partie des déchets ménagers liés à une activité occasionnelle qui, en raison de leur volume ou de leur poids, ne peuvent être pris en compte par la collecte régulière des ordures ménagères. Ils comprennent les meubles, les pneus, les électroménagers, les déblais, les gravats et les déchets de jardin.[8]

- **Les déchets ménagers spéciaux**

Ce sont les déchets ménagers présentant un ou plusieurs caractères dommageables pour l'environnement, ou qui ne peuvent être éliminés par les mêmes voies que les ordures ménagères sans créer de risque pour le personnel chargé de leur enlèvement (déchets comme : les bidons de peinture, bouteilles contenant des produits nettoyants...).[8]

- **Déchets assimilés aux ordures ménagères**

Ce sont les déchets issus des activités économiques de l'artisanat, des commerces, des bureaux, écoles, hôtels et industries ou d'établissements collectifs et pouvant être éliminés avec les ordures ménagères non dangereux, ils n'entraînent pas, eu égard à leurs caractéristiques et aux quantités produites, de sujétions techniques particulières et de risques pour les personnes et l'environnement (emballages, papier, carton, plastique, cendre, déchets de nettoyage...).[8]

III.4.3 Les déchets industriels

On distingue :

- **Les déchets industriels banals (DIB) ou déchets non dangereux :**

Ils sont issus d'activités commerciales, artisanales, industrielles ou de service. Ils regroupent principalement les plastiques, les papiers cartons, les textiles, le bois non traité, les métaux, les verres et matières organiques.[1]

- **Les déchets industriels spéciaux (DIS) :**

Ils regroupent les déchets dangereux autres que les déchets dangereux des ménages et les déchets d'activité de soins à risque infectieux. [1]

IV. Les Caractéristiques des déchets

On caractérise les déchets par quatre paramètres essentiels : la densité, le degré d'humidité, le pouvoir calorifique, le rapport des teneurs en carbone et azote (C/N).[9]

IV.1 La densité

La connaissance de la densité est d'une grande importance pour le choix des moyens de collecte et de stockage. Toutefois comme les déchets sont compressibles, la densité n'a un sens que si on définit les conditions dans lesquelles on la détermine. C'est pourquoi on peut avoir une densité en poubelle, une densité en benne, une densité en décharge, une densité en fosse, etc. La densité en poubelle est mesurée en remplissant les ordures fraîches dans un récipient de capacité connue sans tassement. [9]

IV.2 Le degré d'humidité

Les ordures renferment une suffisante quantité d'eau variant en fonction des saisons et le milieu environnemental. Cette eau a une grande influence sur la rapidité de la décomposition des matières qu'elles renferment et sur le pouvoir calorifique des déchets.[9]

IV.3 Le pouvoir calorifique

Le pouvoir calorifique est défini comme la quantité de chaleur dégagée par la combustion de l'unité de poids en ordures brutes. Il s'exprime en millithermie par kilogramme d'ordures (mth/Kg). Le pouvoir calorifique supérieur (PCS) suppose que la vapeur d'eau formée pendant la combustion est revenue à l'état liquide. Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) quant à lui, s'obtient si l'eau est formée à l'état vapeur. C'est donc la vapeur du PCI qui permet de proposer ou de refuser l'incinération des déchets.[4]

IV.4 Le rapport des teneurs en carbone et azote

Le rapport C/N a été choisi comme critère de qualité des produits obtenus par le compostage des déchets. Il est d'une grande importance pour le traitement biologique des déchets, car l'évolution des déchets en fermentation peut être suivie par la détermination régulière de ce rapport.[4]

V. Procédés de traitement des déchets

En matière de procédés de traitement des différents types de déchets organiques, il existe plusieurs processus : les procédés thermiques, les procédés physicochimiques, les procédés biologiques et même des systèmes couplés entre les procédés biologiques et les procédés physico-chimiques. Dans cette étude on s'est intéressé à la valorisation et au traitement par procédés biologiques, et plus spécialement par procédé de la digestion anaérobie en phase mésophile et thermophile,[7] qui sera présenté avec plus de détail dans la partie qui suit(**chapitre II**).

VI Conclusion

Tant qu'un résidu a un statut de "déchet", sa réutilisation. Quel que soit, est soumise à une réglementation de plus en plus sévère qui vise à protéger l'environnement et le citoyen, mais qui peut rendre les filières de recyclages complexe. Les traitements réalisés sur les déchets peuvent améliorer leur qualité et ainsi leur donner un statut de "produits". Ils acquièrent, de ce fait, une valeur marchande qui facilite la mise en place des filières. Qu'il s'agisse de "déchets" ou "produits", les producteurs sont responsables du devenir de ces résidus, conformément à un contexte réglementaire en évolution permanente.[1]

I. Introduction

Grâce à la digestion anaérobie, les déchets deviennent une source de richesses. Cette technologie devient essentielle dans le processus de réduction des volumes de déchets et la production de biogaz, qui est une source d'énergie renouvelable pouvant être utilisée dans la production d'électricité et de la chaleur. Durant le processus de digestion anaérobie, seule une partie de la matière organique est complètement dégradée, le reste est un excellent agent de fertilisation des terres agricoles et qui peut être utilisé en tant que tel. La digestion anaérobie (DA) transforme les déchets organiques en biogaz via un consortium microbien dans des conditions exemptes d'oxygène, rendant la DA l'une des rares technologies qui, à la fois produit de l'énergie et traite les déchets produits par les activités humaines.[10]

II. Digestion anaérobie

II.1. Historique

L'utilisation de la digestion anaérobie pour le traitement des eaux usées et la stabilisation des déchets solides ne sont pas nouvelles du tout ; elles sont utilisées depuis le 19ème siècle. Dans les régions rurales de la Chine et de l'Inde, des constructions simples de réacteur (**Figure II.1**) ont été longtemps employées pour traiter les déchets animaux et agricoles dans le but principal de récupérer l'énergie pour faire cuire et allumer [11]. La digestion anaérobie des boues des stations d'épuration, à grande échelle, employant une technologie de pointe a été présentée dans les années 1860 en France [12]. Cependant, ce n'était qu'aux années 70 que le traitement anaérobie a attiré plus d'attention en termes de recherche et développement technologique. Cet intérêt a augmenté, à la suite de la prise de conscience environnementale accrue de la population. En outre, à la fin des années 80, la Co-digestion traite un mélange de différents types de déchets, y compris les déchets d'animaux, les déchets alimentaires et les déchets organiques ménagers, ont été présentées dans plusieurs pays [13]. Aujourd'hui, un nombre important de systèmes technologiques de digestion anaérobie est en service pour le traitement de différents types de substrats et le développement est encore en marche [11].

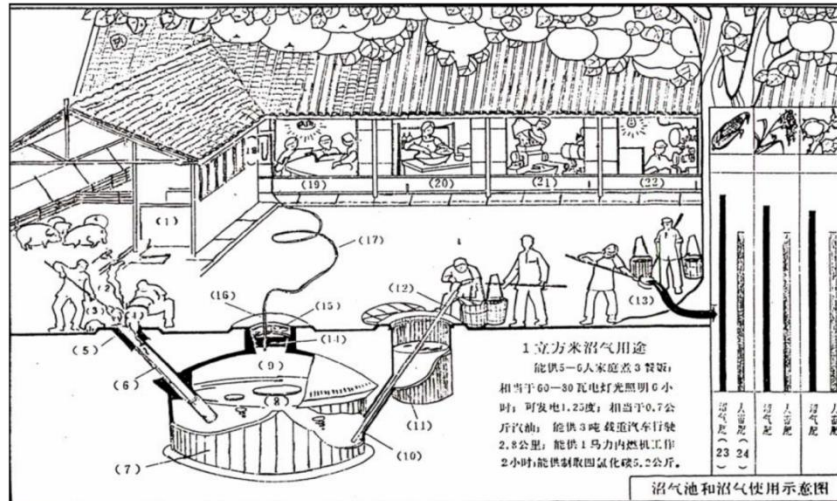


Figure II.1: Une vue générale d'un type de digesteur chinois produisant du biogaz pour faire cuire et s'allumer. L'image originale a été éditée dans le journal (Biogas in China) par National office for Biogas Development and Extension, People's Republic of China [7]

II.2. Définition

La digestion anaérobie (ou méthanisation), est le processus naturel par lequel la matière organique est transformée en gaz par l'action de microorganismes en l'absence d'oxygène. La caractéristique principale de la digestion anaérobie est que la quasi-totalité de la matière organique dégradée par l'écosystème microbien, se retrouve sous forme de biogaz, composé de méthane (CH_4) à plus de 50%, de dioxyde de carbone (CO_2) et dans un degré moindre d'hydrogène (H_2). Le méthane présente l'avantage de pouvoir être valorisé sous forme d'énergie. Avec ce type de traitement, on a une économie d'énergie grâce à la production du méthane, la non utilisation d'oxygène et d'une faible production de boues excédentaires (**Figure II.2**)[14].

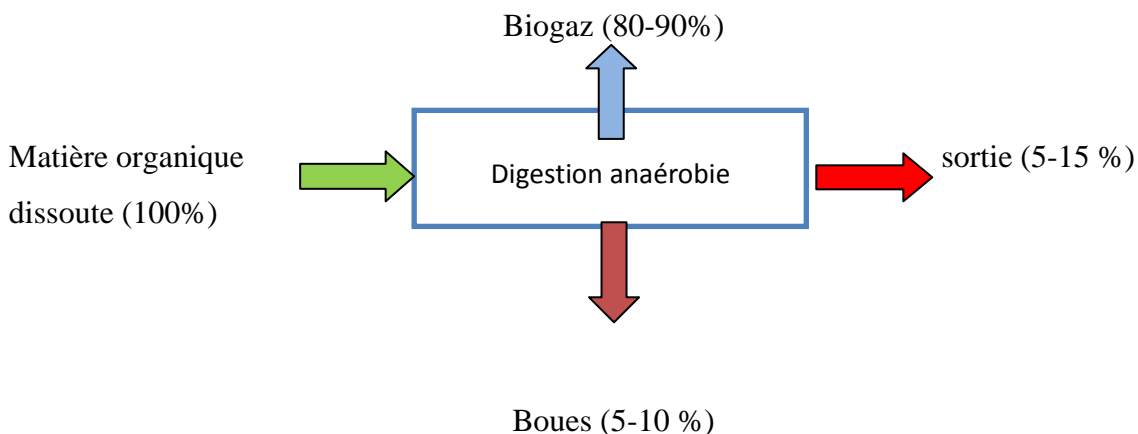


Figure II. 2 La conversion de la matière organique dans la digestion anaérobie.

III. Principe de la digestion anaérobie

Parmi les différentes techniques de stabilisation, la digestion anaérobie, ou méthanisation, est la plus intéressante. En effet, c'est la filière de traitement, accompagnée d'une valorisation agricole, la moins agressive vis-à-vis de l'environnement. Les micro-organismes anaérobies utilisent la pollution organique (matières organiques biodégradables) comme substrat pour produire du biogaz qui peut être valorisable selon plusieurs formes. [10]

Ainsi, la digestion anaérobie permet une réduction de la matière sèche d'environ 50% et la production d'un biogaz, composé principalement de méthane (55-70%) et de dioxyde de carbone (25-40%), avec des traces de l'hydrogène et de H₂S. Le méthane peut être valorisé sous forme d'énergie (chaudière produisant de la chaleur ou de l'électricité). En même temps les micro-organismes anaérobies consomment peu d'énergie, ce qui entraîne une production de boues limitée (3 à 20 fois inférieure à un traitement aérobie). En effet, les micro-organismes n'utilisent qu'environ 10 à 15 % de l'énergie du substrat pour leur croissance, le reste étant utilisé pour la production du biogaz. Enfin, la digestion anaérobie permet une réduction des micro-organismes pathogènes. La digestion anaérobie consiste en une fermentation des boues, souvent épaissies, sous condition anaérobie stricte. [10]

Il est possible de distinguer trois grandes étapes dans ce processus de dégradation, une étape hydrolytique, une étape d'acétogénèse et une étape de méthanogénèse. [10] Chaque étape étant réalisée par différentes catégories de microorganismes qui ont été réparties selon quatre groupes trophiques [15]:

- Des bactéries hydrolytiques
- Des bactéries fermentaires acidogènes
- Des bactéries acétogènes, dites homoacétogènes
- Des bactéries méthanogènes

Pour mener à bien une digestion anaérobie, il est nécessaire d'avoir des vitesses de réactions équilibrées pour ne pas inhiber une des étapes. Le schéma de principe de la digestion anaérobie est présenté sur **la Figure (II.3)**[7].

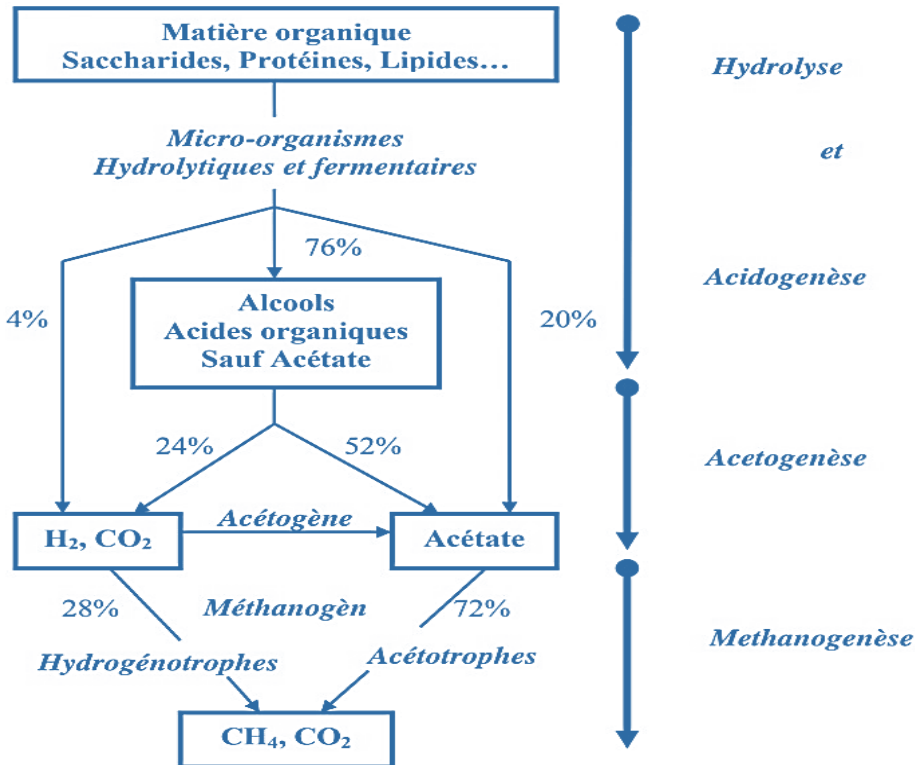


Figure II.3: Schéma de la chaîne trophique de la méthanogénèse et ses différentes étapes [16]

III.1 Etape 01 : Hydrolyse et abiogénèse

Cette étape est réalisée par un grand groupe de micro-organismes anaérobies stricts ou facultatifs :

a. Les micro-organismes dits hydrolytiques

Une grande diversité de bactéries et également des champignons dans le cas où l'étape d'hydrolyse serait effectuée en présence d'oxygène produisent des enzymes hydrolytiques qui dégradent les particules solides et les polymères (solubles et non solubles) à longues chaînes carbonées (protéines, polysaccharides, lipides) en composés monomères et dimères (sucres, acides organiques, acides aminés, etc.). Une fois solubilisées, les substances organiques sont disponibles pour être assimilées par le 2^{ème} groupe de micro-organismes appelés génériquement bactéries acidogènes.[16]

III.2 Etape 02 : Acétogénèse

Réalisent l'acidogénèse ou fermentation des substances monomères organiques en hydrogène ou formate, dioxyde de carbone, pyruvate, AGV (acides acétique, propénoïque, butyrique,

valérique, etc.) et autres produits organiques (éthanol, cétones ou acides lactique, succinique, etc.). L'acidogénèse est généralement déterminante pour l'équilibre de l'ensemble du processus de digestion anaérobie, en raison des molécules intermédiaires d'hydrogène et d'AGV produites simultanément lors de cette étape. En effet, Les vitesses réactionnelles de l'acétogénèse sont généralement lentes et soumises à des problèmes d'inhibition liée à la présence de l'hydrogène qui modifie l'équilibre thermodynamique des réactions. L'accumulation d'hydrogène peut inhiber l'acétogénèse et la méthanisation, conduisant ainsi à une accumulation des AGV qui conduit à une baisse de pH et inhibe par conséquent l'ensemble du processus de digestion anaérobie.[16]

Au cours de cette étape, les intermédiaires métaboliques sont transformés par 3 principaux groupes bactériens :

a. Les bactéries acétogènes productrices obligées d'hydrogène (bactéries syntrophiques)

Oxydent les composés préalablement réduits (alcools et AGV) en hydrogène, gaz carbonique, et acétate. [16]

b. Les bactéries homoacétogènes

Réalisent la respiration acétogénique des bicarbonates, le catabolisme des mélanges d'hydrogène et de dioxyde de carbone et la production d'acide acétique, entrant ainsi en compétition avec les bactéries méthanogènes pour l'hydrogène.[16]

c. Les bactéries sulfato-réductrices

Oxydent les composés réduits (alcools, acides butyrique et propionique) en dioxyde de carbone et acétate, puis l'acétate en dioxyde de carbone. L'hydrogène est également oxydé en présence des sulfates.[16]

III.2 Etape 03 : Méthanogénèse

La méthanogénèse est réalisée en condition anaérobie stricte, avec des potentiels d'oxydo-réduction très bas, et suivant 2 voies principales par des archées, du groupe des micro-organismes dits « extrêmophiles » :[16]

a. Les archées (anciennement appelées archéobactéries) dites acétoclastes

Principalement les genres *Methanosarcina* et *Methanotrix* convertissent l'acide acétique en méthane et dioxyde de carbone. Ces archées ont des taux de croissance relativement lents, avec des temps de doublement de population d'environ 24 heures, affectés par la pression partielle d'hydrogène. [16]

b. Les archéobactéries dites hydrogénophiles

En particulier les genres *Methanobacterium* et *Methanococcus*, réduisent le gaz carbonique par respiration méthanogène, en présence de l'hydrogène pour produire du méthane et de l'eau. Elles ont une croissance plus rapide que les acétoclastes, avec des temps de doublement compris entre 4 et 6 heures. D'autres substrats comme le méthanol et l'acide formique peuvent également être consommés par ces micro-organismes [16].

IV. Les paramètres influençant la digestion anaérobie

Le principal facteur pour le déroulement de la méthanisation est l'absence de l'oxygène, mais il existe d'autres paramètres qui détermineront la performance de ce processus et par conséquent la quantité de biogaz qui peut être produit[17].

IV.1. Température

La température est l'un des paramètres les plus importants parce qu'elle influence directement sur la cinétique chimique de la dégradation de la matière organique. Les bactéries issues de la formation du méthane peuvent se développer entre les 10 et les 65°C. Généralement, la digestion anaérobie des déchets organiques se déroule dans deux plages de température : le rang thermophile et le rang mésophile.[17]

La plage mésophile se déroule dans des températures entre **35 et 40 °C**. Cette plage de température est utilisée dans la plupart de processus de digestion anaérobie parce qu'elle dépense moins d'énergie pour le fonctionnement du digesteur et donne des conditions plus stables qui peuvent être contrôlées. Ici, la production du biogaz se déroule à des vitesses modérées.[17]

La plage thermophile comprend des températures entre **50 et 55°C**, dans lesquelles l'activité de bactéries augmente et mène à une formation plus vite du méthane. Cette plage est utilisée plus souvent pour la digestion anaérobie des déchets ménagers, parce que ces températures aident à l'inactivation de pathogènes et parce qu'il y a une production plus rapide de biogaz.

Néanmoins, les bactéries du processus de méthanisation sont plus sensibles aux changements hors de ce rang de température, cela demande un contrôle plus strict pour maintenir ces conditions[17].

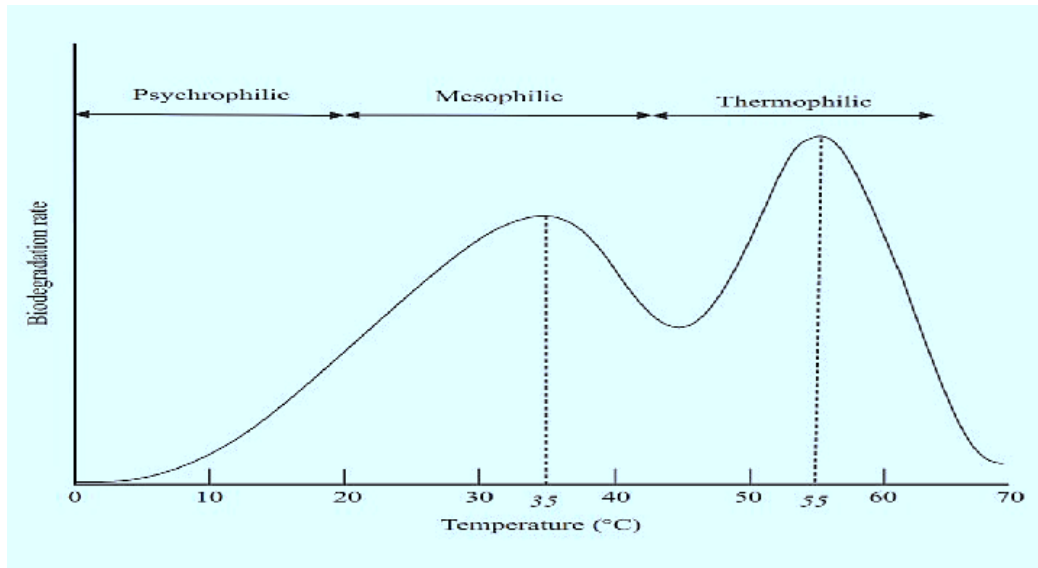


Figure II.4.Plages de températures pour les processus de traitement anaérobie

IV.2. Le pH

Chaque groupe de microorganismes impliqués dans la digestion anaérobie possède une gamme optimale de pH. En effet, les milieux acides et basiques altèrent l'équilibre chimique des réactions enzymatiques ou détruisent les enzymes. Les méthanogènes sont généralement très sensibles au pH avec un optimum compris entre **6,5 et 7,2**. Les microorganismes de la phase de fermentation peuvent se développer dans une gamme plus large de pH, comprise entre **4,0 et 8,5**. Cependant, l'alcalinité produite par les méthanogènes sous forme de CO₂, d'ammonium et de bicarbonate, lors de la digestion anaérobie des boues d'épuration permet de maintenir le pH dans la gamme de neutralité[18] .

La baisse de pH dans le digesteur est essentiellement liée à la présence d'acides gras volatils(AGV). Leur accumulation peut traduire un dysfonctionnement de la méthanisation, notamment ceux impliqués dans la production et la consommation de l'hydrogène. Les surcharges organiques peuvent également engendrer une accumulation des acides gras volatils(AGV) car l'apport de substrat dépasse les capacités de dégradation de l'écosystème microbien[18] .

IV.3. Le substrat

Le type et la composition du substrat déterminent directement le rendement debiogaz. En anaérobie le substrat d'alimentation est souvent mesuré en termes de la demande chimique en oxygène totale (DCO) ou en termes de solides volatils totaux (TVS). Il est important de distinguer entre la fraction dégradabile disponible et la fraction inerte, car une fraction considérable de la DCO à l'entrée est inerte [19][20]. Le déchet qui contient une teneur élevée en eau a un rendement faible en méthane par DCO ou TVS.[7]

Les déchets organiques contiennent une composition variée : les composés majeurs sont les saccharides (qui sont divisées en deux fractions, facilement et lentement dégradables), les lipides (facilement dégradables), les protéines (facilement dégradables), les acides gras volatils (AGV) (facilement dégradables), ainsi que d'autres composés. Le rendement du méthane des déchets et généralement dans la gamme de 100 à 400 L CH₄/Kg TVS.[7]

En revanche, la plupart des déchets organiques contiennent une fraction élevée du substrat facilement dégradabile, qui donne un rendement élevé de méthane et de production d'acides gras volatils(AGV). Il est donc important de contrôler la charge organique et hydraulique selon la capacité du digesteur. Lorsque le processus fonctionne à faible taux de charge à l'entrée cela donne un taux de production de biogaz faible également. Bien que ceci puisse empêcher la rupture du processus, il est peu économique parce que la capacité du processus n'est pas entièrement utilisée. L'augmentation de la charge donne plus de biogaz mais aussi il y a le risque de la surcharge, qui a comme conséquence l'accumulation des acides gras volatils(AGV). La concentration élevée d'AGV diminue le pH et fait que les AGV deviennent plus toxiques aux méthanogènes, qui peuvent mener le processus à la rupture.[7]

Suffisamment de nutriments sont également importants pour la croissance des cellules microbiennes. Les macros nutriments tels que le carbone, l'hydrogène, l'azote et l'oxygène sont les composants principaux des cellules dans la biomasse. Comme il y en a d'autres tels que le soufre, le phosphore, le potassium, le calcium, le magnésium et le fer qui sont exigés. Ces macronutriments devraient être présents dans la cellule autour de 10⁻⁴ M, alors que les micronutriments tels que le nickel et le cuivre sont exigés en petite quantité. La plupart des nutriments peuvent être inhibiteurs s'ils sont présents avec des concentrations élevées. Le sulfure et le phosphate comme exemple peuvent diminuer la disponibilité biologique d'ion en métal par l'effet de la précipitation.[7]

IV.4. Taille des particules

La matière organique possède de formes très hétérogènes et pourtant la taille de ses particules est aussi variée, cette taille affecte au déroulement du processus de méthanisation.[21]

De tailles trop grandes rendent plus difficile la fragmentation de la matière organique dans l'étape de l'hydrolyse ce qui ralentisse le développement des étapes subséquentes. Une taille minimale donne aux particules une surface spécifique plus adéquate pour l'action des bactéries lors de la transformation de la matière organique.[21]

Il n'existe pas de taille spécifique pour les particules lors du procédé de digestion anaérobie parce celle-ci dépend directement des conditions de fonctionnement du digesteur utilisé ; sur base de références des technologies existantes, cette taille est comprise entre **15 et 40 mm** [21].

IV.5. Intensité de mélange

Plusieurs études ont prouvé que l'intensité de mélange dans un réacteur de type CSTR a un effet sur l'inhibition du processus. D'autres chercheurs ont étudiés l'accumulation de l'acétate dans un digesteur de type CSTR qui traite les déchets solides municipaux et les biosolides avec un démarrage agressif et une surcharge organique. Ils ont constaté que parfois l'acétate était par la suite consommé. Ils ont également constaté qu'un réacteur avec un mélange réduit peut tolérer une charge organique plus élevée que le réacteur avec un mélange intensif.[7] Une autre étude sur des digesteurs de type CSTR traitant les déchets solides municipaux et les déchets d'animaux, a prouvé que si la charge organique était élevée, un mélange intensif a comme conséquence l'acidification et l'échec du processus, alors qu'un mélange à faible intensité était crucial pour une réussite de la digestion. [7].

IV.6. Composés toxique / inhibiteur

Les composés inhibiteurs sont présents déjà dans le substrat ou le produit pendant la dégradation. La plupart des inhibiteurs sont formés pendant la dégradation du substrat, tels que l'AGV, l'acide gras à long chaîne (AGLC) ; l'ammoniaque et le sulfure. Quelques inhibiteurs sont présents déjà en substrat, tels que l'AGLC, et les métaux lourds.[7]

L'AGV est l'intermédiaire principale dans la digestion anaérobie, et il s'accumule sous l'action du déséquilibre du processus. À faible pH, l'AGV devient plus toxique, cela est dû à l'augmentation de sa fraction non dissociée. La concentration seuil d'inhibition d'AGV dépend

du pouvoir tampon de réacteur.L'ammoniaque vient principalement de la dégradation de déchet de protéine. [7]L'augmentation de la toxicitéd'ammoniaque à pH et à température élevés dus à la concentration plus élevée del'ammoniaque libre qui est connue comme un inhibiteur. Une concentration del'ammoniaque de l'ordre de 2 gN/L n'aura aucun effet inhibiteur sur les méthanogènesacétoclaste. Cependant, l'activité des méthanogènes est diminuée lors del'augmentation de la concentration de l'ammoniaque, et l'inhibition totale est atteint pourune concentration de 10 gN/L. De plus le pH a un une influence sur l'effet inhibiteur del'ammoniaque. A une concentration élevée en ammoniaque et à pH entre 7.0 et 7.5, l'effet inhibiteur est faible[7].

IV.7. Teneur en matière sèche

La teneur en matière sèche est interprétée comme l'inverse à l'humidité, cela est défini par les caractéristiques de la matière organique utilisé comme substrat. Ce paramètre détermine le type de technologie à utiliser pour réaliser la digestion anaérobie. La matière organique ayant une teneur jusqu'à 10% est considérée comme de la biomasse humide, tandis celle qui présente une teneur entre 10 et 50% est considérée comme de la biomasse sèche[16].

IV.8. Taux de charge des solides

Le taux de charge des solides indique la quantité du substrat qui est introduite dans le digesteur par unité de temps.

Le taux de charge des solides (**Solidsloading rate**) représente la quantité des solides organiques, appliquée quotidiennement par unité du réacteur, comme exprimé dans l'équation suivante :

$$SLR = \frac{Q.S_0}{V} \text{(Eq II.1)}$$

SLR : Le taux de charge des solides (kgTVS/m³. j)

So : concentration des solides volatiles des influent dans la matière première kg TVS/m³

V : volume du réacteur (m³)

Tableau II.1 Paramètres de fonctionnement en fonction du type du digesteur[22]

<i>Type du digesteur</i>	<i>Temps de séjour (jour)</i>	<i>Abattement de la DCO (%)</i>	<i>Taux de charge (Kg/m³.j)</i>
Filtre anaérobique	1.5-5	70-80	0.5-15
Réacteur de contact	5-8	70-80	2-5
Lagune couverte	3-5	Plus que 90	1-5
Couverture de boue anaérobie ascendante	0.3-5	70-90	5-15
Réacteur à lit fluidisé	0.5-3	70-90	5-30

IV.9. Temps de rétention des solides (SRT)

Le temps de rétention optimal nécessaire pour une digestion peut être évaluée à partir d'études en laboratoire et à l'échelle pilote ou par l'évaluation des usines existantes en fonction de la production maximale de bioénergie en fonction de la SRT. Le temps de rétention peut varier de 15 à 30 jours pour la digestion mésophile et de 5 à 15 jours pour la digestion thermophile. La taille du digesteur peut être estimée en connaissant le volume de déchets et de résidus produits. Il est important de noter que cette approche ne prend pas en compte les caractéristiques des déchets.[23]

IV.10. Temps de rétention hydraulique (HRT)

Dans un réacteur complètement mélangé, HRT ne peut pas être contrôlé indépendamment de SRT. De long temps de détention de l'ordre de 15 à 30 jours sont donc nécessaires pour minimiser lavage des méthanogènes à croissance lente. Si la biomasse digérée dans un anaérobie le réacteur séquentiel discontinu (ASBR) et le processus de contact anaérobie (ACP) se dépose bien, HRT peut être contrôlé indépendamment de SRT. Cela réduit efficacement le fonctionnement HRT et l'empreinte du digesteur anaérobie. (AnMBR) est une autre approche qui pourrait réduire le temps de rétention des systèmes anaérobie. Autre approches qui pourraient améliorer l'hydrolyse des particules la matière comprend les prétraitements physiques, chimiques, thermiques et biologiques l'alimentation, qui pourrait par la suite contribuer à réduire considérablement les temps de rétention.[23]

IV.11. Disponibilité des nutriments

Le rapport idéal de composition de la charge d'alimentation pour le carbone (C), l'azote (N), le phosphore (P) et le soufre (S) (le rapport C / N / P / S) pour l'hydrolyse et l'acidogénèse est considéré comme étant de 500 / 15/5/3, et pour la méthanogénèse, le rapport est théoriquement supposé être 600/15/5/3. Certains auteurs ont exprimé les besoins en N et P proportionnellement à la DCO en tant que rapport DCO / N / P de 580/7/1. C, N et P sont appelés macronutriments. Les besoins en soufre et en phosphore sont très faibles par rapport aux autres macronutriments, le carbone, en particulier, est naturellement abondant dans les déchets organiques. Par conséquent, le nutriment limitant pour le processus de digestion anaérobie est considéré principalement comme l'azote. Le rapport Carbone / Azote (C / N) est utilisé pour mesurer la suffisance en azote des déchets à traiter par des processus biologiques, avec des valeurs appropriées allant de 20 à 30 pour les processus anaérobies. Des rapports C / N plus élevés peuvent entraîner une diminution de la croissance bactérienne due à une carence en azote, tandis que de faibles rapports peuvent entraîner une toxicité de l'ammoniac sur la population microbienne. Les déchets à haute teneur en protéines ont un rapport C / N relativement faible et vice versa. En cas de carence en azote, un supplément nutritionnel peut être nécessaire, ce qui est généralement obtenu en utilisant de l'urée, des boues d'épuration ou du fumier animal. Lorsqu'il existe une carence en phosphore, du phosphore peut être ajoutée sous forme de sel de phosphate ou d'acide phosphorique. Des combinaisons soigneuses de déchets avec des ratios C / N extrêmes sont généralement préférées pour obtenir des ratios appropriés.[24]

Un autre élément microbien anaérobie important est les oligo-éléments, ou les micronutriments, notamment le fer, le cobalt, le nickel et le zinc. Ces éléments, lorsqu'ils sont disponibles en quantités relativement faibles, peuvent stimuler les activités méthanogènes. La quantité exacte nécessaire peut varier pour différents déchets, et des essais préalables à l'échelle du laboratoire sont nécessaires avant d'être ajoutés aux systèmes de traitement anaérobie.[24]

IV.12 Contenu organique des déchets et biodégradabilité

Le traitement anaérobie est le plus approprié pour les résidus solides, les suspensions et les eaux usées avec des concentrations de DCO dans la plage de résistance intermédiaire est élevée, c'est-à-dire de 2000 DCO / L. L'efficacité d'élimination organique tend à augmenter avec l'augmentation de la force organique influente. Cependant, jusqu'à 80% à 90%

d'élimination de la DCO est réalisable dans un système fonctionnant efficacement. Un post-traitement utilisant des processus aérobies peut être nécessaire si une réduction supplémentaire de la DCO est nécessaire. Pour les eaux usées à faible résistance (c'est-à-dire avec une DCO <2000 mg / L), le traitement aérobie peut être plus approprié. La composition chimique des déchets ou des eaux usées est l'une des principales indicatrices de l'aptitude des constituants organiques au traitement biologique. La **Figure II.5** montre les taux de biodégradation relatifs et les temps de réaction de divers types de composés organiques. La biodégradabilité peut être limitée par la structure chimique de composés tels que la lignine, la cellulose et l'hémicellulose, qui ne se prêtent pas facilement à l'hydrolyse enzymatique. Ces composés peuvent nécessiter un traitement ou un prétraitement préalable [24]

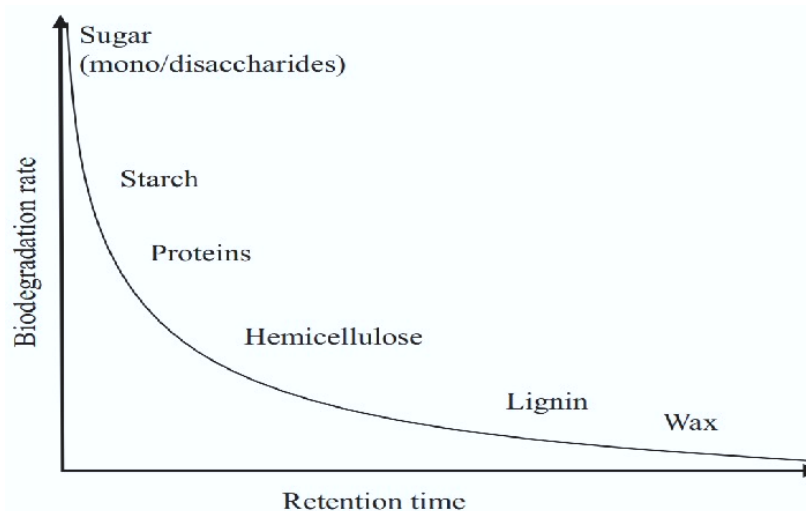


Figure II.5. Relation entre le taux de dégradation et le temps de rétention pour divers types de composés organiques.[24]

V. Les différents types de digesteurs industriels

Les réacteurs anaérobies peuvent être classés en deux catégories : ceux à faible débit et à haut débit (**Figure II.6**). Les réacteurs anaérobies à faible débit ne sont pas mélangés, température, SRT et autres conditions environnementales ne sont pas réglementées. Le taux de charge organique est faible de l'ordre de 1 à 2 kg DCO / m³ · jour. Ces configurations de réacteur ne sont pas adaptées à la production de bioénergie. Cependant, certains étangs et lagunes anaérobies sont couverts et mélangés pour améliorer la production et la valorisation du biogaz. Les systèmes anaérobies à haut débit maintiennent un niveau de biomasse très élevé dans le bioréacteur.[23]

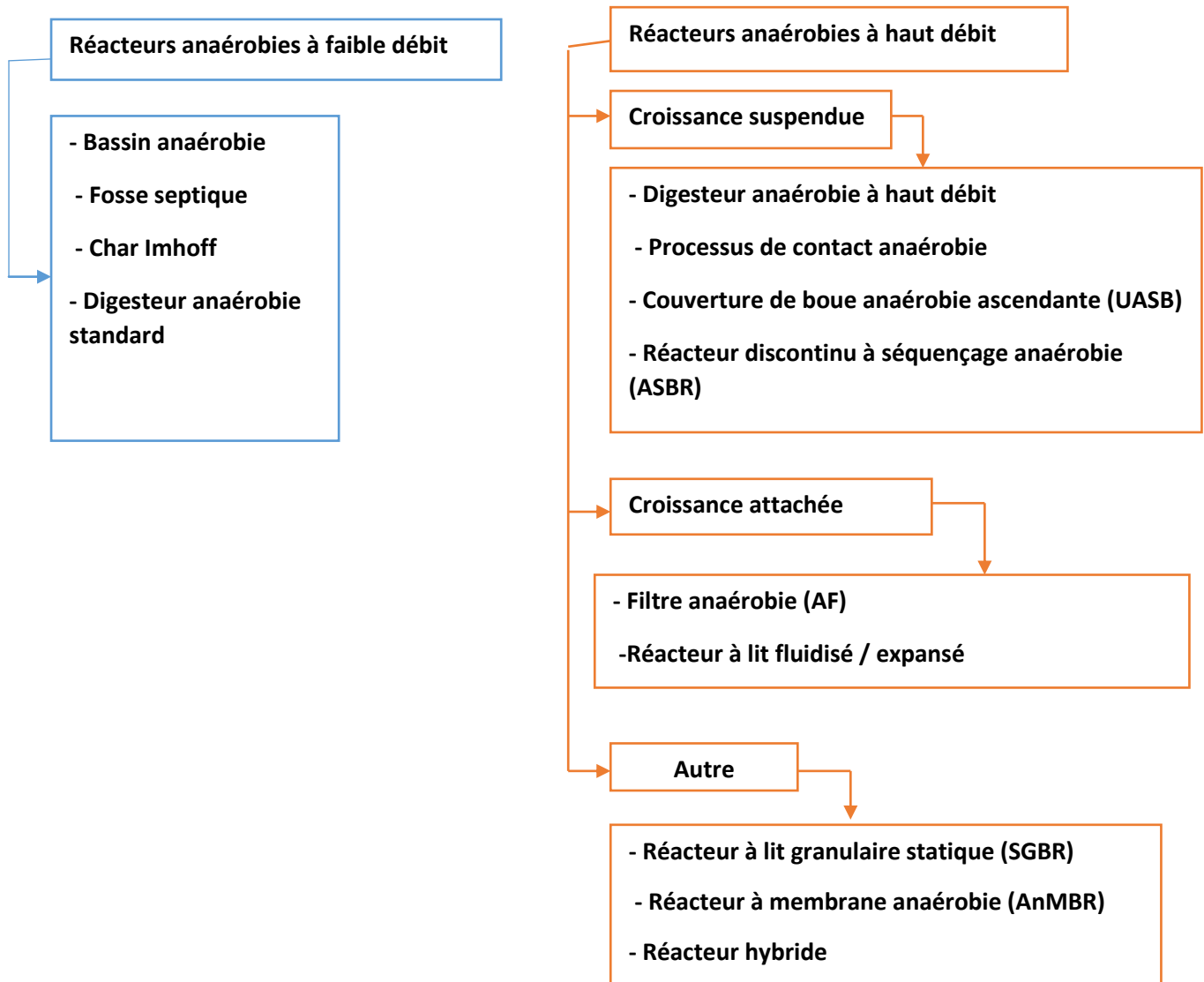


Figure II.6.Classification des réacteurs anaérobies[23]

V.1.Digesteur anaérobie à haut débit

Les digesteurs anaérobies à haut débit sont essentiellement un réacteur à réservoir agité continu (CSTR), fonctionnant dans des conditions mésophiles ou thermophiles. Les digesteurs anaérobies à phase acide et à température fixée sont d'autres exemples de digestion anaérobie à haut débit, couramment utilisés pour la fermentation méthanique de solides (TS 1–6%) déchets et résidus, par exemple, boues municipales, fumier animal et autres déchets

biologiques. Le CSTR est également une configuration de réacteur courante pour la fermentation d'hydrogène, d'éthanol et de butanol. [23]

Bien que la conception d'un digesteur anaérobie soit généralement basée sur une approche empirique, des principes fondamentaux peuvent être utilisés pour dimensionner un digesteur.

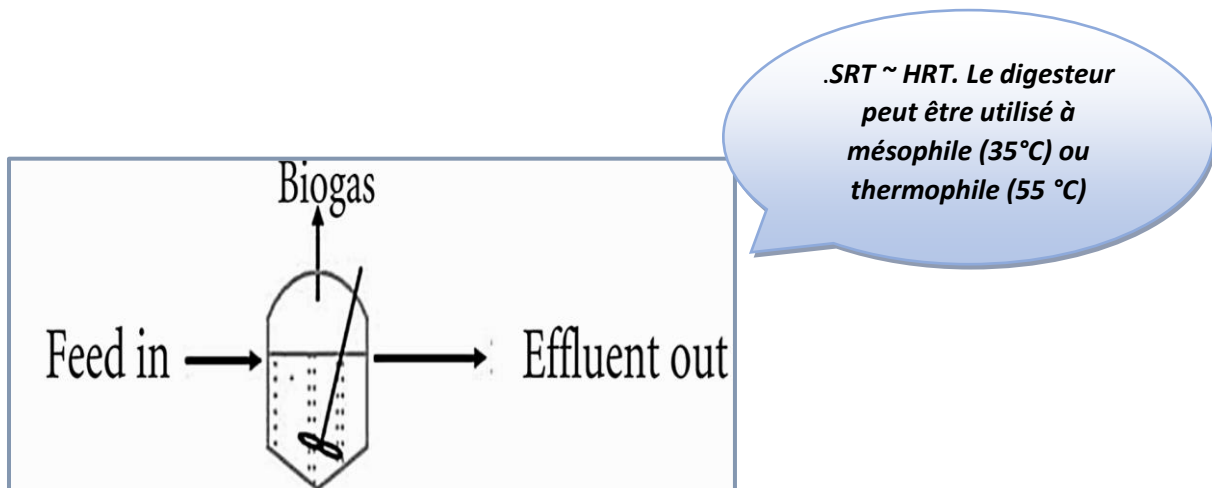


Figure II.7. Schéma du digesteur CSTR

V.2. Processus de contact anaérobie

Le processus de contact anaérobie (ACP) est essentiellement un CSTR avec un bassin de décantation externe pour décanter la biomasse. La biomasse décantée est recyclée pour maintenir une longue SRT. Le dégazeur permet d'éliminer les bulles de biogaz (CO_2 et CH_4) attachées aux particules de boue ; sinon la boue peut flotter à la surface. L'ACP est particulièrement utile pour les flux de déchets à haute teneur en solides en suspension (par ex. déchets d'emballage de viande, fibre de bois). Les micro-organismes sont capables de se fixer aux particules, formant des solides décantables au cours du processus. [23]

Puisque l'ACP est un processus de croissance en suspension, l'approche de conception est très similaire, sauf que la biomasse est autorisée à se déposer et est recyclée dans le processus.

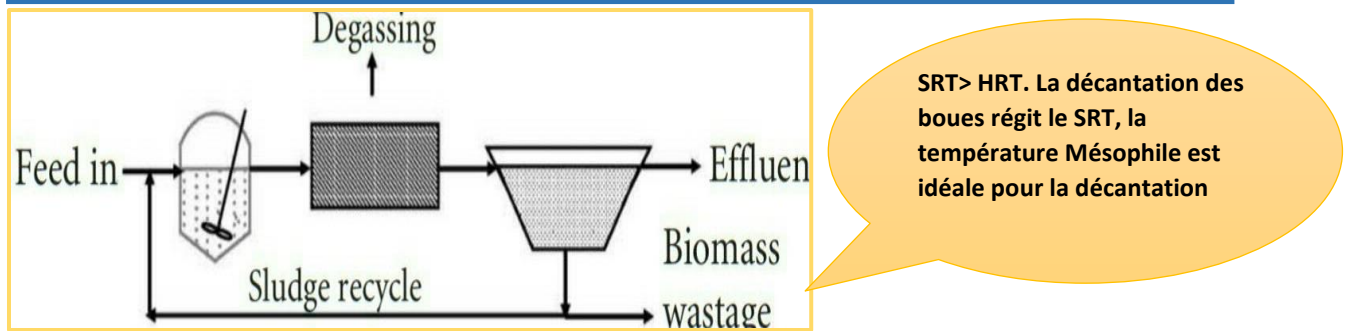


Figure II.8. Schéma du digesteur ACP

V.3. Réacteur séquentiel anaérobie séquentiel

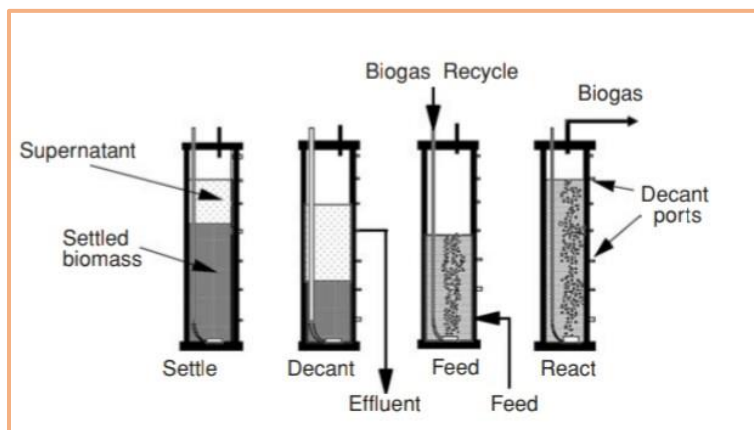
Le réacteur séquentiel anaérobie discontinu (ASBR) a été développé au début des années 1990. Le système ASBR a été développé en tant que réacteur anaérobie à haut débit pour traiter les alimentations à haute résistance et à teneur moyenne en solides (TS : 1–4%). En raison du fonctionnement séquentiel, un seul réacteur peut être utilisé comme récipient de réaction et comme réservoir de décantation, atteignant des niveaux élevés de biomasse dans le réacteur indépendamment de la HRT. Le procédé ASBR retient la biomasse grâce à la bio-floculation suivie d'une bio-granulation similaire à un réacteur UASB. La première usine ASBR à grande échelle a été construite en 1997 chez Excel Corporation à Ottumwa, Iowa, États-Unis, pour traiter les eaux usées des usines de conditionnement de viande. Le procédé ASBR convient parfaitement à la production de bioénergie à partir de fumier animal et d'autres déchets biologiques à teneur moyenne en TS.[23]

L'opération ASBR comprend plusieurs étapes: décantation, alimentation, réaction, la fréquence de séquençage et le volume d'alimentation traité avec chaque séquence déterminent la charge hydraulique (HRT) et la force des déchets établit le VOLR. La concentration de la biomasse du réacteur est une variable importante affectant la sédimentation de la biomasse. Le rapport initial aliments / micro-organismes (F / M) affecte la bio-floculation et les réactions biochimiques.

Dans un réacteur complètement mélangé alimenté en continu fonctionnant en régime permanent, la concentration du substrat entourant les micro-organismes est constante. Dans un réacteur alimenté par lots, la concentration en substrat est élevée immédiatement après l'alimentation et diminue continuellement jusqu'à ce que le réacteur soit à nouveau alimenté. La concentration de substrat juste avant l'alimentation dans le système alimenté par lots est

inférieure à celle à tout moment dans le système alimenté en continu. Ainsi, le système alimenté par lots réalise une floculation de la biomasse et une séparation des solides plus efficaces que le système alimenté en continu.

Le phénomène décrit est l'une des principales caractéristiques du procédé ASBR. L'autre caractéristique clé est qu'à n'importe quelle concentration de biomasse donnée dans le réacteur, le rapport F / M est à son niveau le plus élevé immédiatement après le cycle d'alimentation est terminé. Cela fournit une force motrice élevée pour l'activité métabolique et des taux globaux élevés de conversion des déchets en méthane, conformément à la cinétique de Monod. Au début du cycle de décantation, la concentration du substrat est à son niveau le plus bas, ce qui entraîne un faible taux de gazage interne, une condition idéale pour la séparation des solides. De plus, un faible rapport F / M dans ce cycle améliore la biofloculation, ce qui augmente la sédimentation de la biomasse dans le réacteur.[23]



SRT > HRT. La décantation des boues régit le SRT. la température Mésophile est idéale pour la décantation

Figure II.9. Schéma du digesteur ASBR

V.4 Bioréacteur anaérobie à membrane

Le bioréacteur à membrane anaérobie (AnMBR) intègre une unité à membrane dans le réacteur ou dans une boucle externe pour faciliter la séparation solide-liquide. Un AnMBR est capable de retenir la biomasse et peut donc être exploité à un SRT extrêmement long indépendamment du HRT, ce qui est une condition préalable au bon fonctionnement des processus anaérobies. Les membranes ont un grand potentiel en biotechnologie anaérobie pour la production d'énergie renouvelable. Ceci est particulièrement important pour les flux d'alimentation à forte teneur en particules, qui sont traditionnellement digérés dans un CSTR. Cette configuration, cependant, ne dissocie pas SRT et HRT. Ainsi, l'intégration d'une

membrane peut surmonter les inconvénients du CSTR. En AnMBR, une membrane peut être placée dans une boucle externe ou immergée (immergée) dans le réacteur, le premier est fortement recommandé pour les procédés anaérobies car il élimine la possibilité d'intrusion d'air dans le réacteur pendant le démontage de la membrane pour le nettoyage. En contrôlant la vitesse d'écoulement transversal, la formation de gâteau sur la surface de la membrane est minimisée. Le retentât riche en biomasse est recyclé vers le réacteur pour maintenir le SRT nécessaire.[23].

Le couplage de la membrane au réacteur anaérobie empêche le lavage de microorganismes en croissance, en particulier les méthanogènes Les facteurs affectant les performances de la membrane comprennent les types et modules de membrane, la pression transmembranaire, la vitesse d'écoulement transversal, les caractéristiques d'alimentation, les niveaux de biomasse et l'encrassement de la membrane.[23]

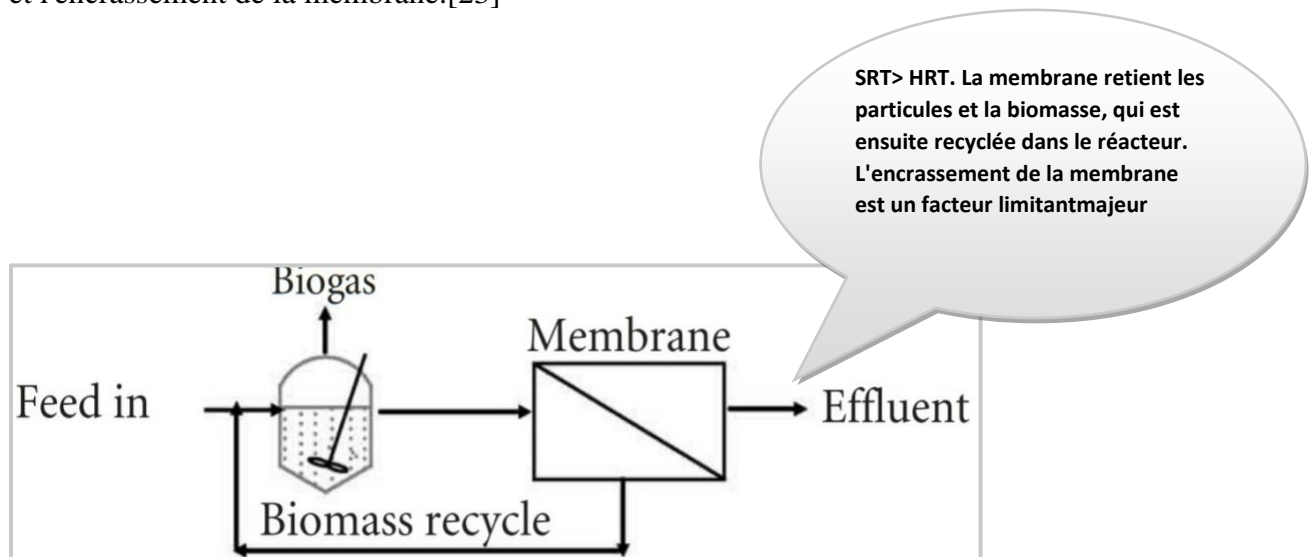
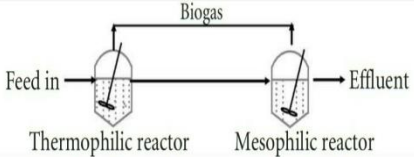
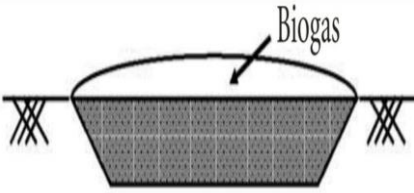


Figure II.10. Schéma du digesteur AnMBR

D'autres configurations des digesteurs existent, ils sont regroupés dans le **Tableau II.2.**

Tableau II .2. Caractéristiques des autres digesteurs [23]

Autre Cas	Schéma	Remarque
Digestion en phase acide		La digestion en phase acide améliore l'hydrolyse des particulières (SRT ~ HRT)

<p>Digestion en deux phases</p>		<p>La digestion thermophile améliore l'hydrolyse des particules (SRT ~ HRT)</p>
<p>Lagune couverte</p>		<p>Faible coût et simple mais Manque de mélange et perte de température en hiver, peut entraîner une mauvaise digestion et un rendement moindre en méthane.</p>

VI. La sélection du type de configuration du bioréacteur

La sélection du type et de la configuration de bioréacteur appropriés est particulièrement critique pour maximiser la production de bioénergie métabolique.

Un réacteur approprié pour la production de bioénergie peut ne pas convenir au traitement des déchets.

La capacité de rétention de la biomasse est une considération importante lors de la sélection d'un bioréacteur approprié car les anaérobies se développent lentement au cours de la production métabolique de méthane.

Il est souvent essentiel de sélectionner une configuration de bioréacteur qui dissocie le temps de rétention hydraulique (HRT) du temps de rétention des solides (SRT) (**Tableau II.3**). Un tel découplage peut maintenir un rapport SRT / HRT significativement élevé et empêche le lavage des anaérobies à croissance lente. Plus SRT long (ou HRT plus long) plus la taille de réacteur plus grande. D'autres considérations comprennent les types de matières premières (solides, liquides ou gazeux), l'inhibition du produit, la récupération de la bioénergie et les limitations du transfert de masse.

Tableau II. 3. Différentes approches pour découpler HRT de SRT.

Approches	Mécanisme de la rétention de la biomasse	Types de réacteurs anaérobies
Immobilisation de la biomasse dans les systèmes de croissance attachés	Les anaérobies se fixent au support (par exemple, plastique, gravier, sable et charbon actif) pour former un bio film	Filtre anaérobie ; contacteur anaérobie rotatif ; réacteur à lit dilaté / fluidisé
Granulation et	Les micro-organismes anaérobies	Réacteur à couverture de boue

formation de flocons	s'agglomèrent pour former des granules et des flocons qui se déposent bien dans le bioréacteur	anaérobie à flux ascendant ; réacteur à lit granulaire statique ; réacteur discontinu à séquençage anaérobie ; réacteur anaérobie à chicanes
Recyclage de la biomasse	L'alimentation avec des solides en suspension élevée (par exemple, les déchets d'emballage de viande et la fibre de bois) permet aux micro-organismes de se fixer aux solides, formant ainsi des flocons décantables, qui sont ensuite recyclés vers le réacteur Membrane	Réacteur de contact anaérobie / Clarigester
Rétention de la biomasse	L'intégration membranaire dans un réacteur anaérobie retient la biomasse	Bioréacteur à membrane anaérobie

VII. Paramètres à prendre en compte lors du choix du digesteur [24]

La sélection de la technologie de digesteur de biogaz la plus appropriée se base sur :

- Le Coût du digesteur
- La Disponibilité locale du digesteur
- La Capacité de régulation de la température
- La Facilité de construction
- La Présence d'accessoire d'agitation

Les principales caractéristiques des technologies de digesteurs anaérobies sont regroupées dans le **Tableau II.4**. Les différents avantages et inconvénients des différents types de digesteurs sont présentés dans le **Tableau II.5**.

Tableau II.4 Caractéristiques des différents types de digesteurs

<i>Caractéristiques</i>	<i>Technologies</i>
Type du digesteur	Lagune couverte , à écoulement piston , complètement agité , film fixé , verticale , horizontale ...
Température dans le digesteur	Psychophile , mésophile , thermophile
Environnement dans le digesteur	Humide ou sec
Étape du procédé	Un seul étage , deux étages , plusieurs étages
Stratégie de chargement (alimentation)	Batch , continuous , semi-batch

Tableau II.5 Avantages et inconvénients des procédés de traitement des déchets anaérobies par rapport au traitement aérobie

<i>Avantages</i>	<i>Inconvénients</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Faible besoin en nutriments • Faible production de boues • Production de méthane (carburant potentiel) • L'effluent et le digestat traités peuvent être utilisés comme conditionneur de sol • Aucun besoin en oxygène, d'où des coûts d'investissement et d'exploitation faibles • Les micro-organismes peuvent survivre pendant une longue période de peu ou pas d'alimentation • La pasteurisation des déchets peut être réalisée 	<ul style="list-style-type: none"> • Longs temps de démarrage • Nécessite des températures élevées pour des performances efficaces • Sensible aux chocs et à la charge organique variable, aux changements des caractéristiques des déchets et aux fluctuations de température • Nécessite une surveillance régulière des intrants et des sous-produits pour assurer la stabilité du processus • Nécessite une main-d'œuvre opérationnelle qualifiée

VIII. Biogaz /boue

Les produits résultant de la dégradation peuvent être classés en deux catégories, le biogaz et le digestat. Le biogaz est un mélange de méthane (CH₄), de dioxyde de carbone (CO₂) et de vapeur d'eau (H₂O) ; D'autres gaz peuvent venir s'ajouter de façon minoritaire dans la composition du biogaz : hydrogène, sulfure d'hydrogène (H₂S). La teneur de ces gaz dépend étroitement du déchet traité et du degré d'avancement de la méthanisation.

Tableau II.6. Pourcentage des compositions du biogaz [17]

NATURE DU GAZ	PROPORTION (%)
METHANE(CH ₄)	50-80
DIOXYDE DE CARBONE (CO ₂)	20-50
HYDROGENE SULFURE (H ₂ S)	0-0.5

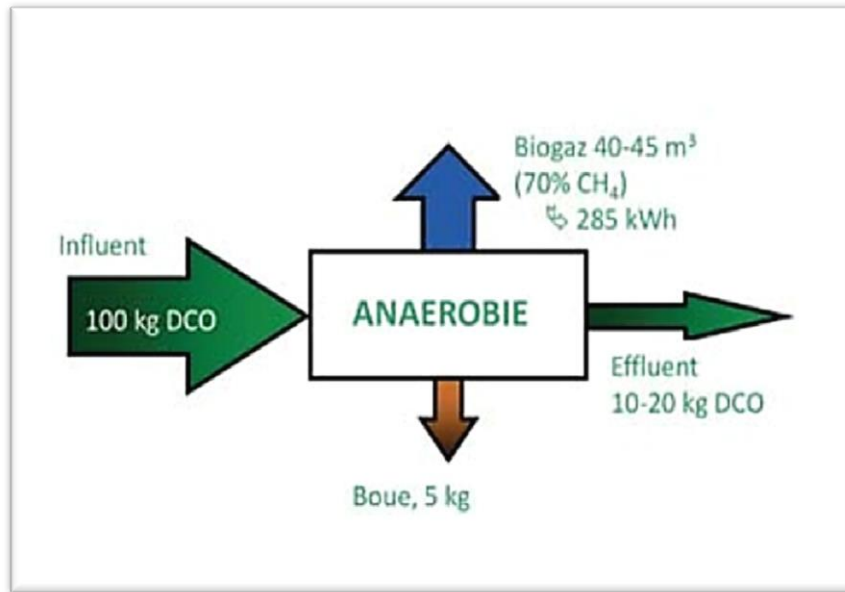


Figure II.11. Schéma réactionnel de la production de biogaz

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

IX. Les voies de valorisation du biogaz

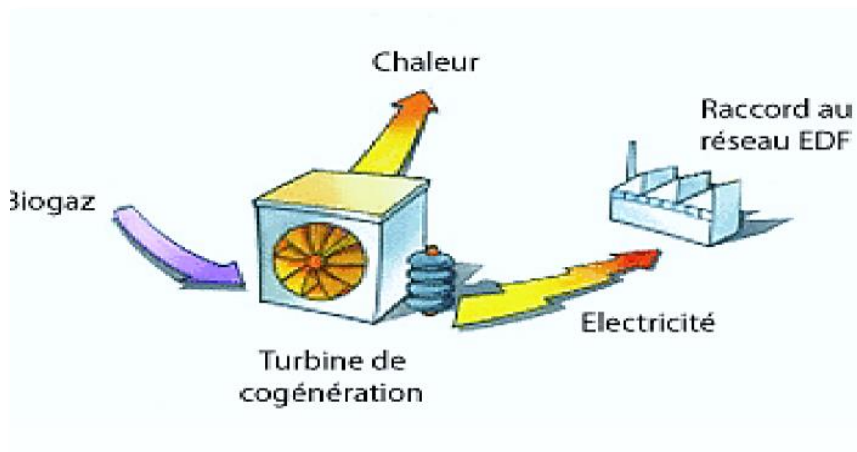


Figure II. 12. Les différentes voies de valorisation du biogaz

Le biogaz peut être utilisé selon plusieurs modes de valorisation. On distingue principalement trois voies

IX.1. Valorisation thermique

La chaleur de combustion du biogaz peut servir pour la production d'eau chaude, de vapeur à moyenne ou haute pression, ou bien dans les fours de procédés. La pression nécessaire pour l'alimentation des appareils au gaz est généralement faible : 20 à 100 mbar ; d'une manière

générale, les valorisations thermiques nécessitent des débouchés de proximité des consommateurs externes au site de production (industries, réseau de chaleur...) ; Sur les stations, une partie du biogaz produit est en général utilisé pour maintenir le digesteur à la température de fermentation (37 ou 55 °C). Cette consommation interne du procédé représente environ 15 à 30% de la production .[26]

IX.2. Valorisation électrique (avec ou sans cogénération)

Le biogaz peut alimenter un moteur à gaz (ou une turbine), qui produit de l'électricité .La cogénération produit aussi de l'électricité et de la chaleur. La chaleur peut être utilisée pour le chauffage des digesteurs et le reste peut servir à tout autre usage : séchage du digestat, séchage de foin, production d'eau chaude, alimentation d'un chauffage domestique. Dans le cas de l'utilisation d'un moteur à biogaz, il nécessitera en principe une désulfuration et une déshydratation, dont les performances dépendront des spécifications des motoristes. Dans le cas de l'utilisation d'une turbine à vapeur, on peut se contenter d'un traitement par simple filtre, de façon à enlever les particules en suspension dans le biogaz. La chaudière sera munie de tubes de fumée dont le matériau pourra résister aux, fumées de biogaz, éventuellement à forte teneur en dioxyde de soufre, chlorures ou fluorures .[26]

IX.3. Le biogaz carburant

Assez répandue en Suède, la valorisation du biogaz sous forme de carburant automobile a été utilisée seulement en quelques installations pilotes.

Le pouvoir calorifique d'un combustible est la quantité de chaleur dégagée par la combustion complète d'une unité de quantité de combustible. Le PCI est le pouvoir calorifique inférieur lorsque l'eau produite par cette combustion reste à un état de vapeur. Le PCI du méthane à 0°C à pression atmosphérique est de 9,94 kWh/m³. Pour le biogaz, le PCI sera proportionnel à sa teneur en méthane (par exemple, pour un biogaz contenant 70% de méthane, le PCI sera de $9,94 \times 0,7 = 6,96 \text{ kWh/m}^3$).[26]

X. Conclusion

Étant donné que certains systèmes naturels spécialisés, tels que le rumen du bétail et l'intestin postérieur de certains insectes, présentent des taux de production de méthane très élevés, il est recommandé d'étudier ces systèmes pour une application dans la gestion des déchets anaérobies. Compte tenu de leur succès évolutif et des millions d'années d'expérience, ces systèmes peuvent être considérés comme des «écotechnologies» éprouvées.[11]

Chapitre II : la digestion anaérobie :condition opératoires ;dimensionnement et valorisation énergétiques

Dans le contexte actuel de l'augmentation de la production de déchets, la digestion anaérobie et la valorisation du biogaz ainsi produit, apparaissent comme des solutions d'avenir pour le traitement des déchets dans un esprit de développement durable.[7]

I. Introduction

Les déchets alimentaires sont produits en grande quantité et constituent un potentiel de ressource organique très important. La digestion de ce type de déchet permettra de réduire leur potentiel nuisible et les valoriser en produits d'intérêt.

Malgré le gisement assez important de ce type de déchet, ils ne font l'objet d'aucune collecte ou valorisation spécifique pour l'instant dans notre pays, classés comme déchets organiques, ils sont collectés et déchargés dans les centres d'enfouissement techniques et les décharges publiques.

Les déchets ménagers sont constitués majoritairement des déchets de cuisine, cette part de déchets possède un fort potentiel fermentescible qui pourrait être mieux valorisé par des processus biologiques tels que le compostage ou la méthanisation.

Pour mieux connaître les caractéristiques de déchets de cuisine, qui pourraient permettre de mieux comprendre leur comportement lors de la valorisation par digestion anaérobie et de mieux appréhender les caractéristiques qui peuvent amener aux inhibitions du procédé, une caractérisation et une quantification de ce déchet a été réalisée en **2018**, en prenant en considération le flux de variation de la composition de ce déchet pendant toute l'année universitaire.

Les déchets collectés ont été minutieusement analysés pendant les deux dernières années (**2018-2019**) [30] [31] afin de s'informer sur :

- La composition physicochimique et biochimique du déchet
- La compréhension de leur comportement lors la valorisation par digestion anaérobie en utilisant les études en batch (BMP test)
- La sélection du prétraitement adéquat placé en amont de l'étape de digestion anaérobie

Le dimensionnement de la chaîne de traitement par digestion des déchets de cuisine des restaurants de l'université Constantine 03 prendra en considération les points présentés dans la **Figure III.1**.

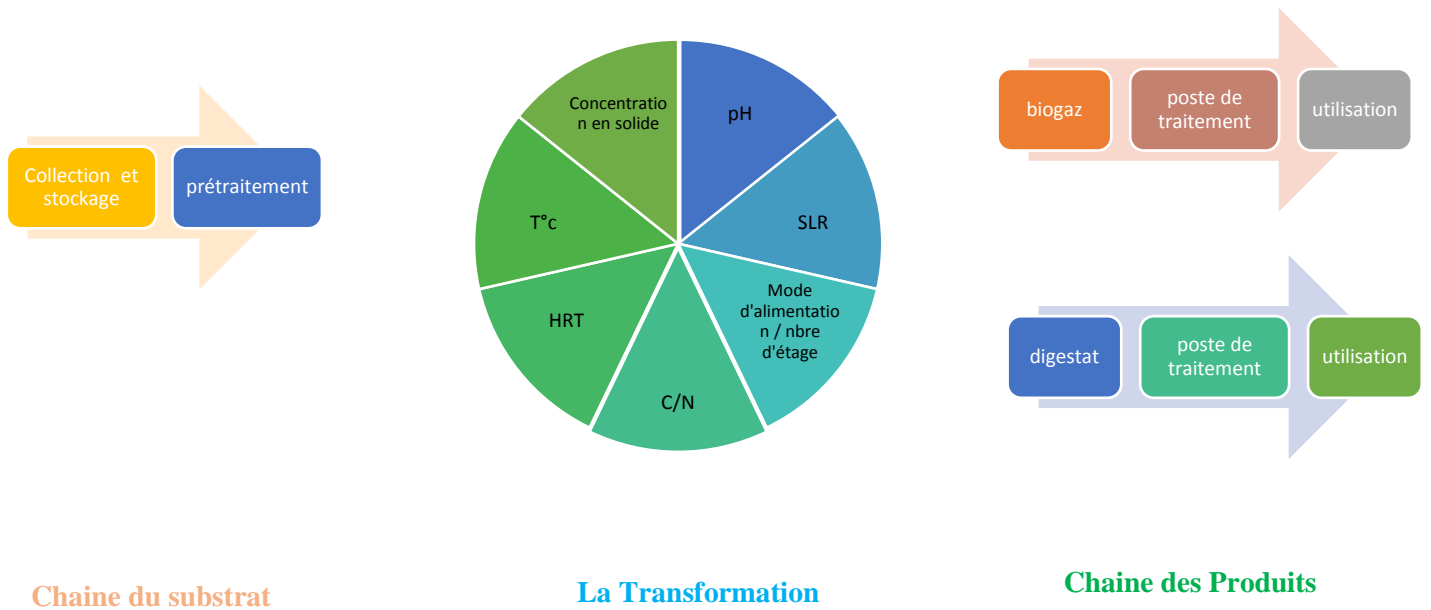


Figure III.1 Les points indispensables à prendre en considération dans la chaine de digestion des déchets

II. Présentation du déchet

Le déchet concerné dans la présente étude est un déchet de cuisine issu des restaurants universitaires, l'université ciblée est celle de **Salah Bounider Constantine 3**.

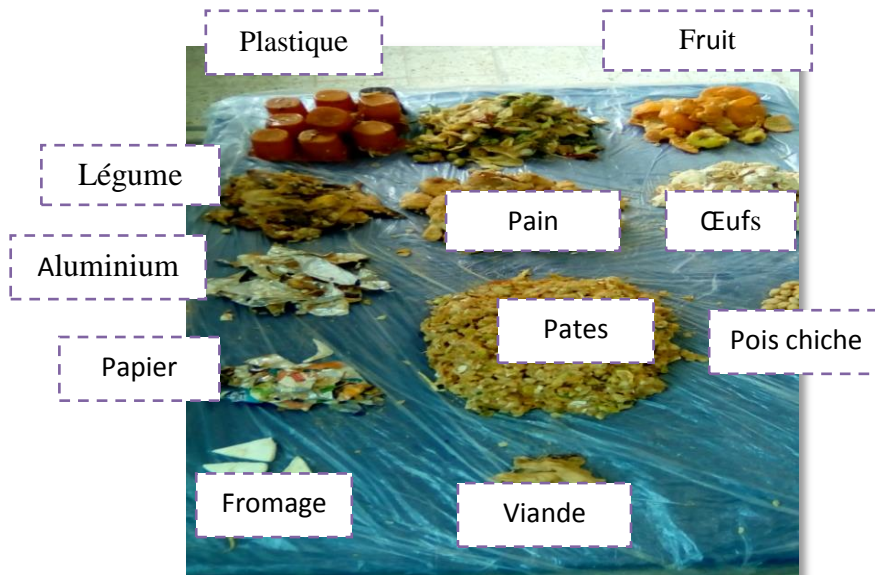


Figure III.2 Les fractions alimentaires constituant les déchets de cuisines de l'université Constantine 03 (2018) [30]

Ce déchet constitue une grande source qui doit être bien exploité pour satisfaire et couvrir les besoins énergétiques de l'université, l'avantage principale dans cette université est que les locaux des résidents (et donc de restauration) sont très proches des écoles supérieures et des facultés, ceci facilitera d'une part la collecte du déchet et d'autre part la distribution de l'énergie produite aux différents locaux des différents bâtiments de l'université et satisfaire le besoin énergétique des différents utilisateurs.

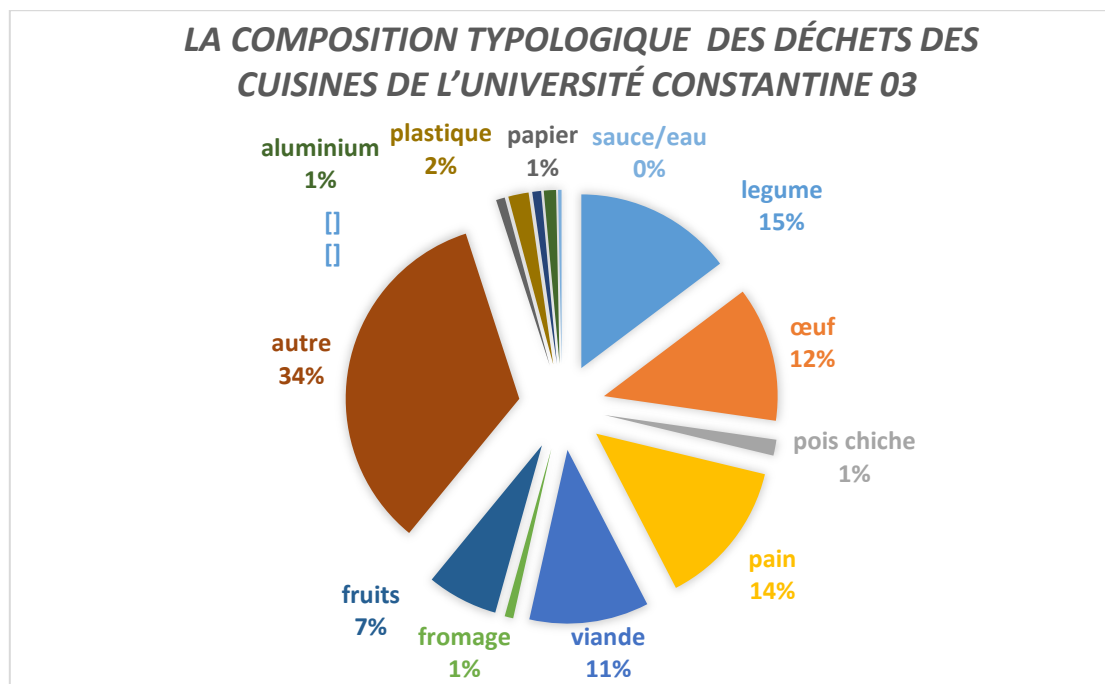


Figure III.3 La composition typologique des déchets de cuisines de l'université Constantine 03 (2018) [30]

III. Quantification du gisement de la matière première et mode de gestion

Les déchets de l'université Constantine 03 sont constitués majoritairement des déchets de cuisine, une quantification du gisement de cette catégorie de déchet a été réalisée en 2018, le gisement annuel a été de **737.444 tonnes**, dont la grande part est générée au diner **51,42 %** du gisement total, cette quantification a été réalisée en considérant seulement 10 sur 12 restaurants des cités universitaires plus le restaurant central, cette quantité a certainement connu un accroissement depuis 2018, à cause de l'augmentation du nombre des étudiants et principalement ceux résidents dans cette université.

Selon le diagramme de flux de quantification, **94.86 %** de ce gisement ne peuvent être recyclables mais plutôt exploités pour une valorisation énergétique ou un compostage, les

5.14 % peuvent être orientés vers un recyclage approprié (**Figure III.4**). Le tri à la source de ce déchet doit être réalisé afin de permettre l'orientation adéquate.

La quantification des gisements a été réalisée hebdomadairement, puis mensuellement et annuellement en prenant en considération le programme de fonctionnement des différents restaurants, les jours ouvrables, les jours fériés et le programme en période des vacances hivernales, de printemps et estivales (**Tableau III.1 et III.2**).

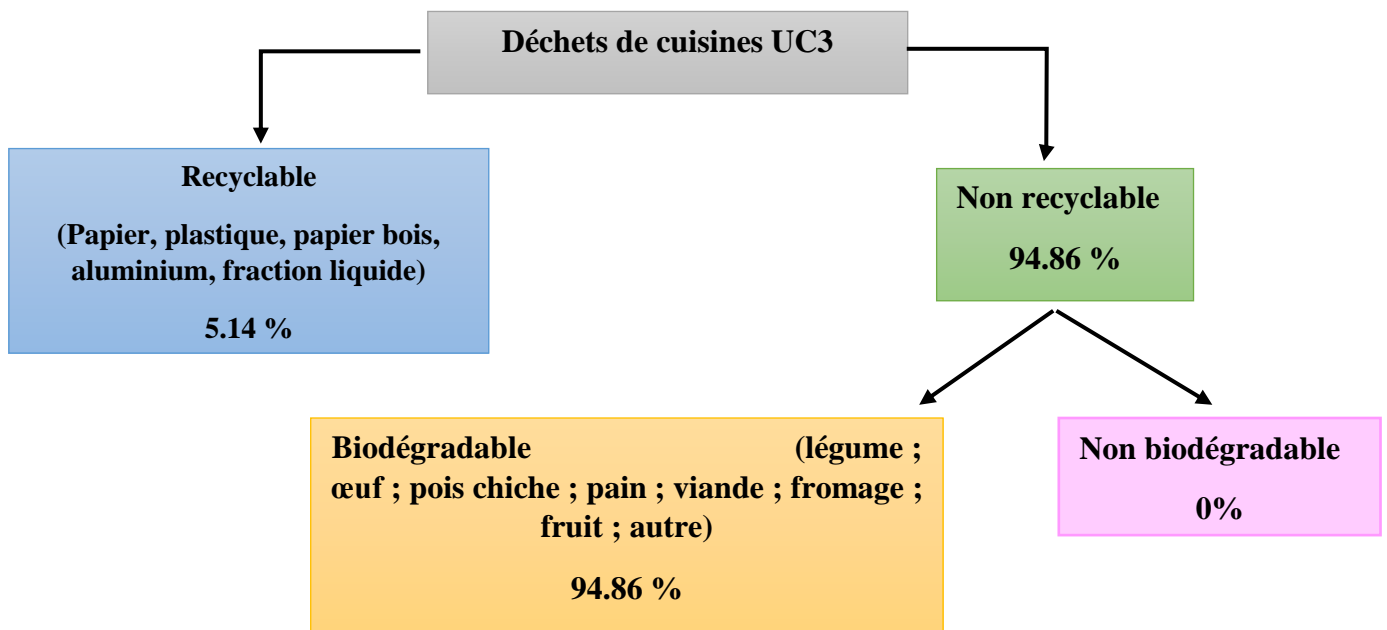


Figure III.4 Diagramme de flux de quantification de la matière première

Il faut noter que la composition typologique journalière est différente et sera en fonction du menu des restaurants universitaires, il faut aussi signaler que le gisement journalier chute pendant le weekend (**Tableau III.1 et III.2**).

699.53 tonnes de déchets de cuisines sont générées annuellement et peuvent alimenter le procédé de digestion anaérobie par contre **37.9 tonnes** de déchets peuvent être recyclés sous différentes voies.

Assurer une alimentation régulière au procédés de DA sera le premier défi à surmonter, les périodes de baisse du gisement doivent être prises en considération lors du pré-dimensionnement, et sera un point à discuter pour le maintien d'un fonctionnement adéquat du digesteur.

Tableau III.1 Estimation quantitative du tonnage des déchets non recyclables des restaurants universitaires de l'UC3 (quantification 2018)

	Journalière	Hebdomadaire	Mensuelle	Annuelle
Quantité de déchet non recyclable (Kg)	Jour de semaine 3540.47	24013,21	77729,50	699539,90
	Pendant le weekend 3155.34			

Tableau III.2 Estimation quantitative du tonnage des déchets recyclables des restaurants universitaires de l'UC3 (quantification 2018)

	Journalière	Hebdomadaire	Mensuelle	Annuelle
Quantité de déchet recyclable (Kg)	Jour de semaine 191.84	1301,15	2467,61	37904,65
	Pendant le weekend 170.97			

IV. Estimation du caractère humide ou sec du déchet pour la sélection du type de digesteur

La fraction liquide (sous forme de sauce) a été quantifiée dans le déchet représentatif des DC, cette fraction représente un taux quantitatif de **0.32 %**, en plus l'humidité dans les différentes fractions du déchet a varié entre **54.22** et **86.25 %**, l'humidité a été aussi estimée dans le déchet représentatif et elle s'estime à **68.81 %**, le pourcentage de la matière sèche s'estime à **31.53%**

Selon le taux de matière sèche, deux types de technologie de digestion sont distingués : les **procédés par voie humide** utilisé pour les déchets en suspension dans une phase liquide ou la teneur en matière sèche est $< 30\%$, et les **procédés par voie sèche** destinés aux déchets conditionnés sous la forme d'une pulpe ou la teneur en matière sèche est comprises entre 30 et 50%[1], les différents procédés utilisés dans chaque catégorie sont regroupés dans le Tableau **III.3** (ces limites de classification change d'une référence à une autre).

Tableau III.3 Comparaison de différents types de digesteur. [25]

<i>Technologie</i>	<i>Type de digesteur</i>	<i>Type de matière première</i>	<i>HRT(jour)</i>	<i>Rendement de biogaz</i>	<i>Niveau technique</i>
Digestion par voie humide	Lagune couverte	Fumier mince	20 - 200	Pauvre	Faible
	Écoulement piston	Fumier mince	20 – 40	Pauvre	faible
	Mélange complet	Liquide et solide	20 – 80	Bon	Moyen
	Film fixé liquide	Liquide	1 – 20	Bon	Elevé
	UASB	Liquide	0.5 – 2	Bon	Elevé
Digestion par sèche	Batch	matière première	20 – 30	Bon	Moyen
	Vertical	première	20 - 40	Bon	Elevé
	Horizontal	Agricole et municipal	20 – 40	Bon	Elevé

UASB : Up-flow anaerobic sludge blanket : Couverture de boue anaérobie ascendante

Selon les caractéristiques du DC, il est presque entre les deux catégories, mais la voie sèche sera peut-être la plus proche en se référant à d'autres références ; si la voie humide est sélectionnée, la fraction liquide du DC ne doit pas être hôtée et un recyclage du lixiviat récupéré par pression ou aspiration du digestat doit être réalisé pour plus humidifier le déchet et introduire les microorganismes déjà acclimatés dans le digesteur sinon des ajouts d'eau doivent être effectués fréquemment.

La voie humide est préférée à celle de la voie sèche à cause de la possibilité d'un mélange adéquat du déchet, car par voie sèche le mélange du déchet pendant la méthanisation est complexe à cause de l'hétérogénéité du déchet, ceci peut induire une dégradation incomplète du déchet [27].

La méthanisation par voie sèche, spécialement dans les cas de procédés en batch sans agitation mécanique est une alternative appropriée pour la valorisation des déchets de cuisine appliquée à de petites structures (10 tonnes par an), car c'est des procédés moins consommateurs d'énergie, dans le cas de l'université Constantine 3, le gisement est assez

important, pour cela on va dimensionner le réacteur a cuve agité en continu CSTR (continuous stirred-tank reactor).

V. Caractéristiques physico-chimiques des déchets de cuisines de l'UC3

Une caractérisation en termes de paramètres de pollution de l'échantillon représentatif a été réalisée en **2018** et en **2019**, le stockage du déchet même en condition de réfrigération adéquate a réduit la fraction organique dans le déchet (**Tableau III.4**), Les déchets sont riches en composants biodégradables avec des teneurs de TVS entre 250 et 1044.45 g TS/Kg de déchet, des teneurs en DCO_T entre 1792 et 3685.5 g d'O₂/Kg de déchet.

Des problèmes potentiels dans la digestion anaérobie des déchets de cuisines peuvent être constatés principalement dues au faible pH initial (entre 4.1 et 4.9) et à la grande teneur en glucides simples (non estimée) dans ce type de déchet, Les glucides simples sont rapidement transformés en acides gras volatils (AGV) et peuvent diminuer encore plus le pH, limitant le développement des microorganismes méthanogènes et donc limitant la transformation de la matière organique en méthane [27].

La fraction azotée n'a pas été caractérisée dans le déchet pour pouvoir décider sur la disponibilité suffisante de cette fraction azoté en estimant le rapport C/N.

Tableau III.4 Caractérisation physico-chimique des déchets de cuisines de l'UC3

Les paramètres	Unité	Caractérisation 2018	Caractérisation 2019
Conductivité	μS/cm	2300	1401
Salinité	%	0.6	0.6
pH	-	4,9	4.1
TS	g TS/Kg de déchet	1224.2	271.33
TVS	g TVS/Kg de déchet	1044.45	250.67
DCO_T	g d'O ₂ /Kg de déchet	3685.5	1792
DCO_s	g d'O ₂ /Kg de déchet	1504.3	952
AGV	mg/L	3062	-
TA	mg/L de CaCO ₃	550	-
TAC	mg/L de CaCO ₃	3850	-
Ratio			
DCO_s/DCO_T	-	0.40	0.53
TVS / TS	-	0.85	0.92

Dans le dimensionnement du digesteur en se basera sur la caractérisation effectuée en **2018**, vue que celle de **2019** a montré une énorme perte en charge organique biodégradable à cause du stockage non adéquat du déchet.

VI. Estimation du potentiel méthanogène de déchets de cuisine à partir des BMP tests

Le potentiel de biodégradation de ce déchet de cuisine a été estimé initialement en condition aérobiose par les techniques de respirométrie pour des microorganismes acclimatés à ce type de substrat et des microorganismes non acclimatés, le déchet a présenté une bonne biodégradabilité quel que soit la forme du substrat testé (forme solide ou lixivié).

La digestion a été aussi antérieurement étudiée dans le laboratoire [30] [31], en utilisant les BMP Tests (Biochemical methane potential test) et en testant plusieurs conditions opératoires à citer :

- Les conditions de digestion (condition thermophile ou mésophile)
- Rapport inoculum / substrat
- Avec et non ajustement du pH en utilisant les déchets de papier

Les mesures de pression quotidiennes ont permis de quantifier la production de biogaz ainsi que la fraction du CH₄ dans chaque condition étudiée.

Les résultats de quantification dans les conditions optimales de dégradation pour les deux types de substrats considérés : le déchet seul et le déchet avec ajout de papier sont regroupés dans le **Tableau III.5**.

Tableau III.5 Estimation du potentiel méthanogène dans les différentes conditions optimales de digestion

Condition optimale	Rapport I/S	Valeurs du BMP test (ml/Kg TVS)	% d'abattement de la DCO _T	% d'abattement des TS	% d'abattement des TVS	% du Méthane
Mésophile	0.5	160	92.9	70	65.04	70
Thermophile (DC seule)	0.5	495.38	67.37	35.77	57.01	80
Thermophile (DC avec déchet de papier)	0.5	571.85	75.8	43.22	72.44	-

VII. Conditions optimales de prétraitement anaérobie définies à partir des BMP tests

La performance de la méthanisation est principalement liée à la composition biochimique des déchets de cuisine. Une forte hétérogénéité de la fraction biodégradable des déchets de cuisine a été constaté (Figure III.2) ceci peut nuire au performance de l'étape d'hydrolyse dans la DA.

L'incorporation de la matière est la phase la plus importante du procédé, plus la matière première est bien préparée plus les performances maximales du système sont mieux atteintes. Un prétraitement mécanique (broyage) a été appliqué pour réduire et homogénéiser la granulométrie (la taille des particules organiques) du déchet de cuisine et afin de surmonter les problèmes liés à l'étape d'hydrolyse, deux prétraitements ont été testés dans l'étude réalisée en 2019 sur le même déchet [31], le premier traitement thermique et le second traitement par microonde.

Le meilleur abattement de la charge sous forme de TS a été obtenu pour le prétraitement par microonde mais la meilleure production de biogaz a été obtenue pour un prétraitement thermique, Les résultats sont regroupés dans le **Tableau III.6**.

La capacité de méthanisation obtenue pour le DC prétraité thermiquement est proche de celle (**Annexe 02**)

Tableau III.6 Estimation du potentiel méthanogène dans les différentes conditions optimales de prétraitement

Condition optimale du prétraitement	Condition de digestion	Condition optimale du prétraitement	Rapport I/S	Les valeurs du BMP mL/gDCO _T	% d'abattement de la DCO _T	% d'abattement des TS	% d'abattement des TVS	% du Méthane
Mécanique - Thermique	Thermophile (DC seule)	T : 130°C Temps : 60 min	0.5	325.88	74.49	21	62	80
Mécanique - Micronde	Thermophile (DC seule)	Puissance : 1000 W Temps : 2 min	0.5	277.94	69.16	55	75	89.65

VIII. Mode d'alimentation et démarrage du traitement

L'alimentation du biodigester peut s'effectuer en mode continue ou en mode discontinue, pour une alimentation continue, un contenant de stockage pour régulariser les débits d'alimentation est nécessaire.

En mode discontinue le système est alimenté avec une quantité de déchet puis renfermer pendant le temps de séjour nécessaire, puis le système est de nouveau ouvert pour être alimenter, les systèmes discontinus sont considérés les moins couteux et les plus simples.

Les systèmes discontinus présentent une certaines limitations principalement dans la variation de la qualité de biogaz généré et une perte de ce dernier par échappement lors de la réouverture pour l'alimentation après chaque séquence [28].

Le processus de digestion peut s'effectuer en un seul ou plusieurs étages, qui ne partage pas nécessairement les mêmes conditions opératoires optimales, les procédés à un seul étage sont plus maitrisables du point de vue dimensionnement, technologie, construction, fonctionnement et principalement coût, les procédés à un seul étage sont généralement utilisés pour traiter les faibles gisements or ceux à plusieurs étages sont conçus pour des gisements supérieurs à **50000 tonnes /j**,

Dans le cas des gisements des DC de l'université Constantine 03, le dimensionnement du digesteur imposera le nombre des étages à utiliser, l'alimentation sera effectuée en mode continue. Un rapport initial de 0.5 entre l'inoculum et le substrat doit être imposé lors du démarrage du système.

IX. Dimensionnement du biodigesteur

Pour le dimensionnement du digesteur en se basera sur les données de la littérature, sur les résultats des tests en batch (BMP test) et en suit l'organigramme présenté dans la **Figure III.5**.

Le gisement journalier destiné à la méthanisation varie entre 3155.34 Kg/j et 3540 Kg/j, le calcul se basera sur la valeur maximale, ces gisements journaliers seront convertis soient en Kg de TS/j ou en Kg de TVS/j en utilisant les données du tableau de caractérisation du déchet (**Tableau III.4**), pour la conversion du gisement en débit volumique, il est impérativement nécessaire d'introduire la densité du DC dans le calcul, ce paramètre doit être déterminée avant stockage, la densité du DC dans son état broyé n'a pas été déterminée et n'a pas été mentionnée dans la littérature, elle s'estime à 220-300 Kg/m³ pour les déchets ménagers (**Annexe01**).

Puisque l'aspect du DC de cuisine après broyage et homogénéisation semble à celle d'une boue activée des stations d'épuration (Aspect pâteux), la densité de cette dernière sera utilisée et qui est de **1000 Kg/m³**(**Annexe01**).

Ces conversions sont nécessaires afin de pouvoir utiliser les données de la littérature (les données de la littérature sont présentées dans les lignes en bleu des Tableaux).

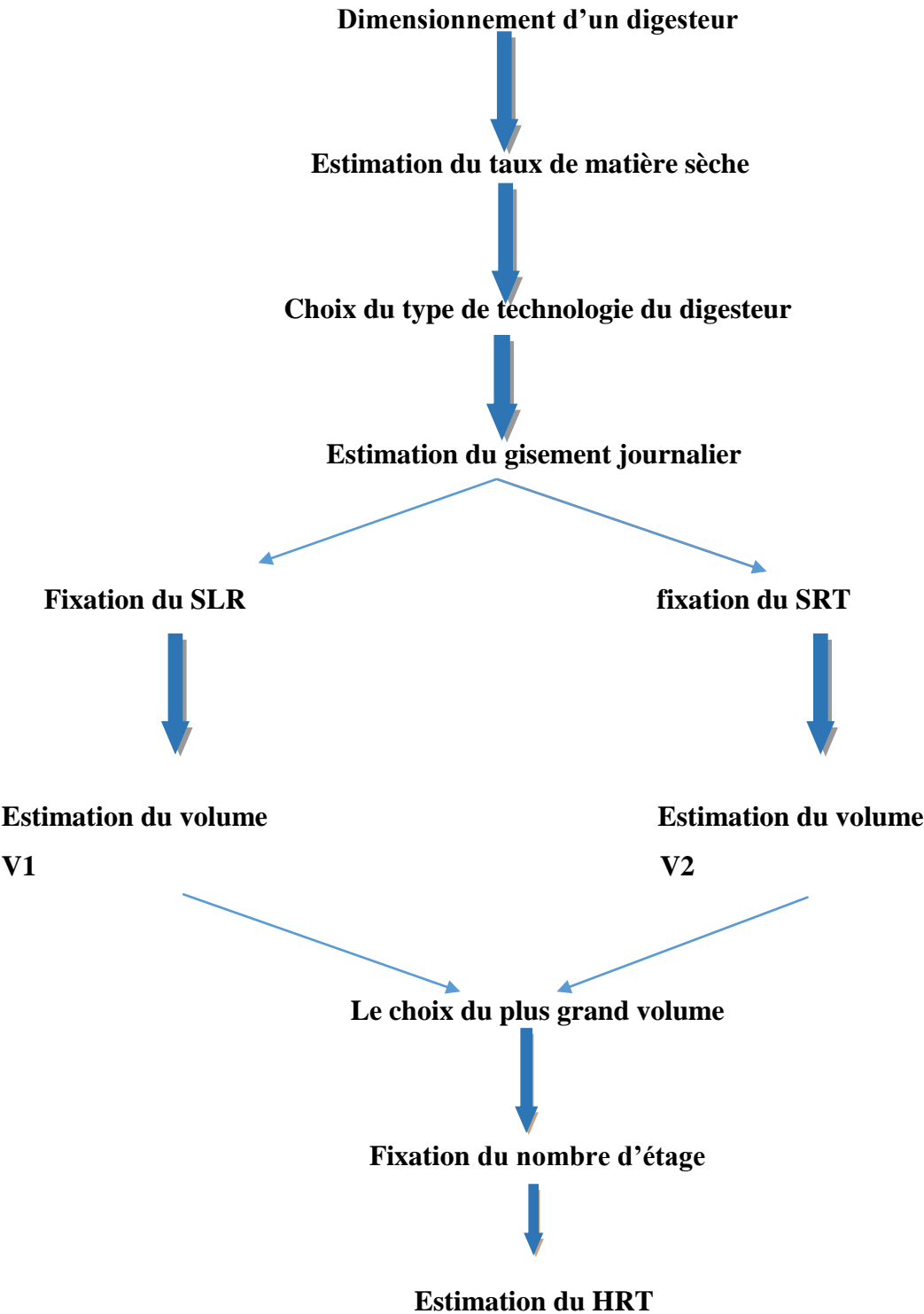


Figure III.5 Organigramme suivie pour le dimensionnement du biodigesteur

Le dimensionnement se basera soit sur la fixation du taux de charge des solides (SLR) ou sur la fixation du temps de rétention des solides (SRT) qui correspondent au type de technologie

du digesteur sélectionné, les données qui seront utilisées dans le dimensionnement concernent un digesteur de type CSTR (continuous stirred-tank reactor) sont regroupés dans le **Tableau III.7**[28]

Tableau III.7 Considérations importantes pour le fonctionnement du digesteur anaérobie.[23]

Composant	Remarques
Inoculat de semence	Boues ou biomasse digérées par voie anaérobie provenant d'un digesteur traitant les flux de déchets
Démarrage	Taux d'alimentation à 20% de la capacité nominale de chargement des solides volatils pour le premier 20 jours ; augmentation progressive du taux de chargement entre 30 et 40 jours ; temps de démarrage 30–40 jours (semences disponibles) ou 60–90 jours (sans semences disponibles)
Paramètres de surveillance importants	pH, alcalinité, acides organiques volatils et taux de production de biogaz
HRT(ou SRT)	15 à 30 jours (digesteur à haut débit) ; 30 à 60 jours (digesteur à faible débit)
Alcalinité	1 500 à 3 000 mg / L sous forme de CaCO ₃
Rapport AGV / Alcalinité (alcalinité)	0,1–0,2 pour un digesteur sain
Taux de chargement des solides volatils	1,6–4,8 kg / m ³ · jour
Taux de production de biogaz	0,75–1,12 m ³ / kg TVS _{enlevé}
Composition du biogaz	55–70% CH ₄ et 25–35% CO ₂

Les résultats du dimensionnement du digesteur sont regroupés dans le **Tableau III.8**, étant donné que le volume estimé sur la base de la fixation du **SLR** est beaucoup plus élevé que celui estimé sur la base de la fixation du **SRT**, en sélectionnera le plus grand volume afin de minimiser le lessivage de la biomasse donc **SLR** régit la conception du digesteur.

Le volume nécessaire pour la prise en charge du gisement journalier des déchets de cuisines de l'université 03 est assez important, si l'opération se réalise en un seul digesteur (770.38 m³) , le HRT relative sera de 217.62 j qui est un temps très important , l'opération doit donc s'effectuer au minimum dans 4 digesteur partageant les mêmes conditions opératoires , le

temps de séjour HRT qui est égale au SRT puisque aucun recyclage ne sera effectué s'estime à **55 jours**, en se référant à la cinétique de dégradation de ce déchet dans les conditions thermophiles et après prétraitement thermique à 130°C pendant 1 heure de temps, l'état stationnaire dans les tests en batch n'a été atteint que après **49 jours**(Figure III.6) (réf mémoire 2019), le dimensionnement de ce digesteur en 4 digesteur permettra d'atteindre les meilleurs rendements de méthanisation.

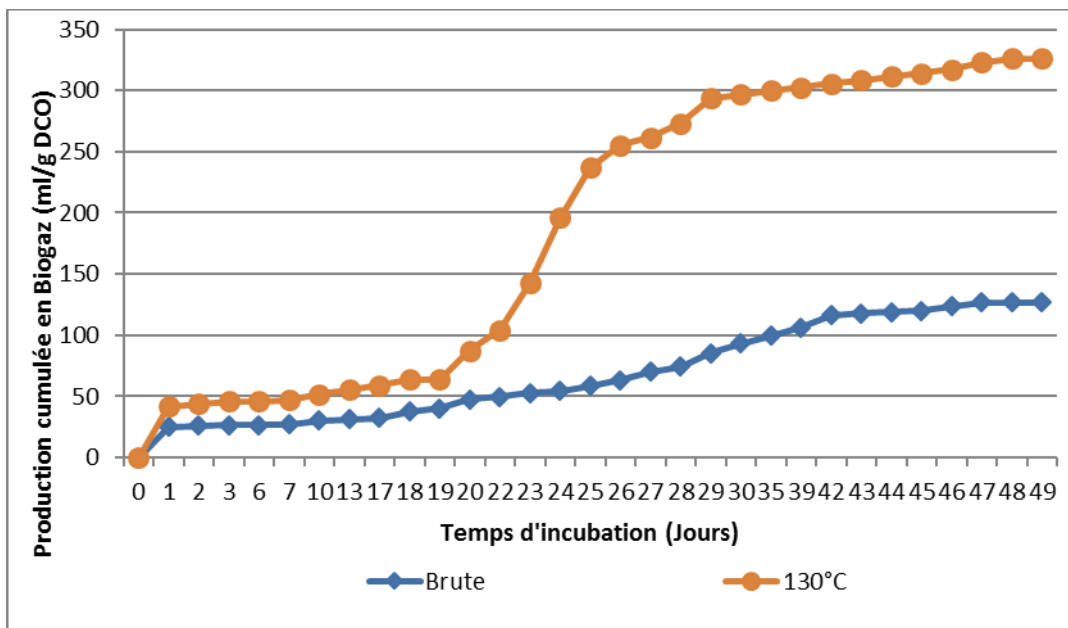


Figure III.6 Production cumulée du biogaz spécifique en mL/g DCO pour le DC brute et DC prétraité thermiquement [31]

Tableau III.8. Résultats de dimensionnement du digesteur

Paramètres	Estimation quantitative	Equation utilisée
Gisement journalier DC (Kg déchet /j)	3540.47	Donnée des statistiques
Gisement journalier DC (Kg TS/j)	4334.24	Gisement (Kg déchet/j) x TS (KgTS/Kg Déchet)
Gisement journalier DC (Kg TVS/j)	3697.84	Gisement (Kg déchet/j) x TVS(KgTVS/Kg Déchet)
Densité de DC (Kg/m ³)	1000	Selon les données de la littérature
Gisement journalier DC (m ³ /j)	3.54	Gisement journalier DC (Kg déchet /j)/ Densité de DC
Valeurs des SRT selon la littérature (j)	15-30	Selon les données de la

Chapitre III : DIMENSIONNEMENT DU BIO DIGESTEUR POUR LA VALORISATION ENERGETIQUE DES DECHETS DE CUISINES

		littérature
Estimation de V1 (pour la valeur maximale du SRT) (m ³)	106.2	SRT x Gisement journalier DC (m ³ /j)
.Valeurs de SLR selon la littérature (Kg TVS/m ³ .j)	1,6–4,8	Selon les données de la littérature
Estimation de V2 (pour la valeur maximale du SRT) (m ³)	770.38	Gisement (KgTVS/j) /SLR
Choix entre V1 et V2 (valeur maximale) (m ³)	770.38	La plus grande valeur
Nombre de digesteur	04	-
Volume de chaque digesteur (m ³)	192.59	V _{Sélectionné} /4
HRT (j) / digesteur	55	V _{Sélectionné} /Gisement (m ³ /j)

Si en considère que le digesteur est de forme cylindrique, la suite du dimensionnement de chaque digesteur est regroupée dans le **Tableau III.9**.

Tableau III.9. Spécificités géométriques de chaque digesteur

Paramètres	Estimation quantitative	Equation utilisée
V de chaque digesteur (m ³)	192.59	-
HRT (j)/digesteur	55	-
Rapport D: H	2 :1	Selon les données de la littérature
Diamètre	7.89	$V = \frac{1}{8} \pi .D^3$
Hauteur	3.95	D = 2 H

X. Récupération du biogaz

Plusieurs techniques sont déployées pour la récupération du biogaz, mais principalement cette récupération peut être effectuée par voie interne ou externe, en cas de récupération interne, des dômes mobiles ou fixées peuvent être utilisées, en cas de récupération interne avec une dôme fixée, **25%** du volume sont utilisés pour le stockage du biogaz [28].Les résultats de dimensionnement sont regroupés dans le **Tableau III.10**.

Tableau III.10 Résultats de dimensionnement des compartiments de récupération du biogaz

Paramètres	Estimation quantitative	Equation utilisée
Volume nécessaire pour la méthanisation (m3)/ digesteur	192.59	-
Fraction nécessaire pour le stockage du biogaz (%)	25	Selon les données de la littérature
Volume nécessaires pour stockage du biogaz (m3)/digesteur	48.147	$0.25 \times V_{\text{digesteur}}$
Volume total du digesteur (m3)	$240.73 \approx 241$	$V_{\text{digesteur}} + V_{\text{stockage biogaz}}$

XII. Epuration du biogaz en sortie du digesteur

Le biogaz produit à partir des DC sort du digesteur avec une composition majoritaire en méthane (**80 %**), dans les conditions optimales de prétraitement (130°C) et de fonctionnement (55°C) et le reste (**20%**), peut-être du dioxyde de carbone de petites quantités d'eau, d'hydrogène sulfuré, d'azote, d'oxygène et de composés organiques. Pour pouvoir valoriser le biogaz, il faut éliminer l'eau par plusieurs techniques à citer, les composés organiques volatils (COV) et l'hydrogène sulfuré (H_2S) car ces gaz sont responsables de la dégradation des canalisations et des moteurs.

La présence d'eau dans le biogaz non seulement favorise les effets de corrosion des installations par les autres composés mais aussi diminue le pouvoir calorifique du biogaz lors de la combustion.

L'eau peut être éliminée par condensation en combinant une compression (7 bars) et un refroidissement (proche de 0°C). Ce procédé permet également d'éliminer les traces d'ammoniac présentes dans le biogaz. En effet, grâce à la forte solubilité de NH_3 dans l'eau, ce composé est éliminé dans l'effluent liquide produit lors de l'étape de condensation.[29]

Il existe plusieurs méthodes d'élimination de l'hydrogène sulfuré, telles que la désulfuration biologique, l'utilisation de charbon actif ou l'utilisation d'oxydes de fer. Les COV sont éliminés par adsorption sur des charbons actifs qui garnissent des colonnes placées en parallèles alternant des cycles d'adsorption/régénération (Thermal Swing Adsorption TSA).

La régénération se fait par traitement par la vapeur à haute température (250 °C) qui entraîne les COV et permet la réutilisation de la colonne.[29]

L'estimation de cette fraction autre que le méthane doit être précisément faite afin de dimensionner exactement les procédés de purification du méthane.

XIII. Production de la chaleur ou de l'électricité

Pour le dimensionnement de l'unité de valorisation du biogaz sous forme de chaleur ou électrique, les résultats du BMT test seront exploités.

a) Estimation quantitative de l'énergie valorisable

Elle se calcule à partir du PCI du méthane. Il est de **9,94 kWh/m³** de méthane dans des conditions normales de température et de pression (0°C et 01 atm). En considère que **5 %** de l'énergie est perdue à travers les parois du digesteur.

Le résultat de l'estimation quantitative de l'énergie valorisable sous forme de méthane est regroupé dans le **Tableau III.11**.

Tableau III.11 Estimation de la production du biogaz dans les conditions optimales de traitement et de prétraitement

<i>Paramètres</i>	<i>Quantité</i>	<i>Equation utilisée</i>
Gisement journalier des DC en Kg déchet /j	3540.47	Donnée des statistiques
Gisement journalier des DC en Kg DCO/j	13048.40	Gisement (Kg déchet/j) x DCO _T (KgO ₂ /Kg Déchet)
Production annuelle DC kg de déchet/ an	699310	Gisement annuel x 0.9486
Production annuelle DC kg de DCO/ an	2577307.005	Gisement (Kg déchet/an) x DCO _T (KgO ₂ /Kg Déchet)
Production de méthane dans les conditions optimales du traitement m ³ /kg DCO	0.326	Valeur déterminée dans des tests en batch
Production de biogaz m ³ /j	4253.77	Gisement journalier des DC en Kg DCO/j x productions du méthane en m ³ /Kg DCO
Production de biogaz m ³ /an	840202,083	Production annuelle DC Kg de DCO/ an x productions du méthane en m ³ /Kg DCO
Pourcentage du biogaz dans le	80%	Valeur déterminée dans des tests en

Chapitre III : DIMENSIONNEMENT DU BIO DIGESTEUR POUR LA VALORISATION ENERGETIQUE DES DECHETS DE CUISINES

méthane		batch
Production de méthane m ³ /j	3403.02	0.8 x Production de biogaz m ³ /j
Production de méthane m ³ /an	672161,666	0.8 x Production de biogaz m ³ /an
PCI du méthane	9,94 KWh/m ³	Selon les données de la littérature
Energie valorisable KWh /j	33826,018	PCI du méthane x Production de méthane m ³ /j
Energie valorisable KWh /an	6681286,96	PCI du méthane x Production de méthane m ³ /an
Perte d'énergie	5 %	Selon les données de la littérature
Energie valorisable en prenant en considération la perte KWh /j	32134,717	0.05 x Energie valorisable KWh /j
Energie valorisable en prenant en considération la perte /an	6347222,612	0.05 x Energie valorisable KWh /an

La proposition du moteur adéquat doit prendre en considération la puissance estimée, ainsi que le rendement optimal du moteur pour s'assurer que le moteur de transformation peut prendre en charge la production journalière du méthane pour une transformation en énergie électrique ou thermique.

b) Calcul de totalité de l'énergie pour l'autoconsommation du procédé

Une estimation de la fraction de l'énergie recyclée pour les besoins de la chaîne proposée (condition thermophile, prétraitement, brassage) et celle orientée vers les besoins d'électricité ou de chauffage de l'université Constantine 3 doit être réalisée.

Le chauffage du réacteur à la température thermophile (55°C) (condition optimale) peut être obtenu grâce à l'utilisation de méthane gazeux produit pendant le traitement anaérobie, exemple, utilisation d'un circuit d'eau chaude, le chauffage est aussi nécessaire pour appliquer le prétraitement thermique ou la température optimale déterminée dans les tests en batch est de 130°C pendant 01Heure et finalement une portion de l'énergie est utilisée pour le brassage du réacteur. La quantité d'énergie totale pour l'autoconsommation (EAC) utilisée pour alimenter les différents besoins énergétiques du procédé ne sera que la somme des différentes fractions d'énergie citée précédemment.

$$EAC_{\text{totale}} = EAC_{\text{thermophile}} + EAC_{\text{prétraitement}} + EAC_{\text{brassage}} \quad (\text{Eq III.1})$$

Pour l'estimation d'EAC_{thermophile} et EAC_{prétraitement}, on utilise la loi suivante :

$$EAC = Q \cdot C_p \cdot \Delta T \quad (\text{Eq III.2})$$

EAC : demande énergétique journalière (KWH/j)

Q : débit journalier introduit dans le digesteur ou lors du prétraitement

ΔT : différence entre la température du déchet et la température à fixer dans le digesteur ou lors du prétraitement

C_p : chaleur spécifique du déchet : quantité d'énergie à apporter pour élever d'un kelvin l'unité de masse du corps solide elle est en j/ Kg. K (mesurée expérimentalement par des calorimètres adiabatiques)

Par manque de données sur la chaleur spécifique de DC, on ne peut estimer exactement la demande énergétique par l'étape de méthanisation ou l'étape de prétraitement, si on considère que le procédé consomme 15 % de l'énergie produite pour les différents substrats cités précédemment, donc la fraction de l'énergie orientée vers la consommation sera celle estimée dans le **Tableau III.12**.

Tableau III.12 Estimation de la consommation énergétique

Type d'énergie	Estimation quantitative	Equation utilisée
Energie valorisable en prenant en considération la perte (KWh /j)	32134,717	
EAC_{totale} (KWh /j)	4820,207	0.15 x Energie valorisable
Energie nette utilisée (KWh /j)	27314,509	0.85x Energie valorisable

XIV. Estimation de la quantité du digestat

La quantité de digestat peut aussi être estimée en utilisant les tests en batch préalablement établis (BMPtest), l'estimation de cette quantité permettra de quantifier le volume nécessaire pour le stockage et le séchage. Le digestat est composé d'une quantité du déchet résiduel et de la biomasse produite pendant le processus, pour quantifier cette dernière il faut estimer la quantité de biomasse initialement introduite (rapport I/S de 0.5) et d'avoir une idée sur les taux de production des microorganismes dans ces conditions, donc seul la fraction résiduelle sera estimée.

Tableau III.13 Estimation de la quantité du digestat en considérant que le déchet

Paramètres	Estimation quantitative	Equation utilisée
Gisement journalier DC (Kg déchet /j)	3540.47	Donnée des statistiques
Gisement journalier DC (KgTS/j)	4334.24	Gisement (Kg déchet/j) x TS (Kg TS/Kg Déchet)
Pourcentage de réduction des TS dans les conditions optimales	21%	Selon les tests en batch
quantité réduite journalière (Kg TS/j)	910.19	0.21 x TS (Kg TS/Kg Déchet)
Gisement journalier du digestat (Kg TS/j) en considérant que le déchet	3424,05	-

Pour le dimensionnement de ce contenant de stockage d'autres paramètres seront pris en charge, et ce dimensionnement ne sera pas effectué dans la présente étude.

XV. Proposition de la chaine de traitement des déchets de cuisines

Plusieurs schémas peuvent être proposés pour l'implantation du digesteur industriel dans l'université, et dépendra principalement de la configuration du digesteur, du mode d'alimentation en matière première, des prétraitements utilisés, des conditions opératoires à fixer, du mode de récupération du biogaz, des procédés de purification et de traitement du biogaz, du type de valorisation énergétique ciblé....

Selon les conditions opératoires présentées antérieurement, la chaine de prise en charge des déchets des restaurants universitaires de l'université Constantine 03 est schématisée dans la **Figure III.7.**

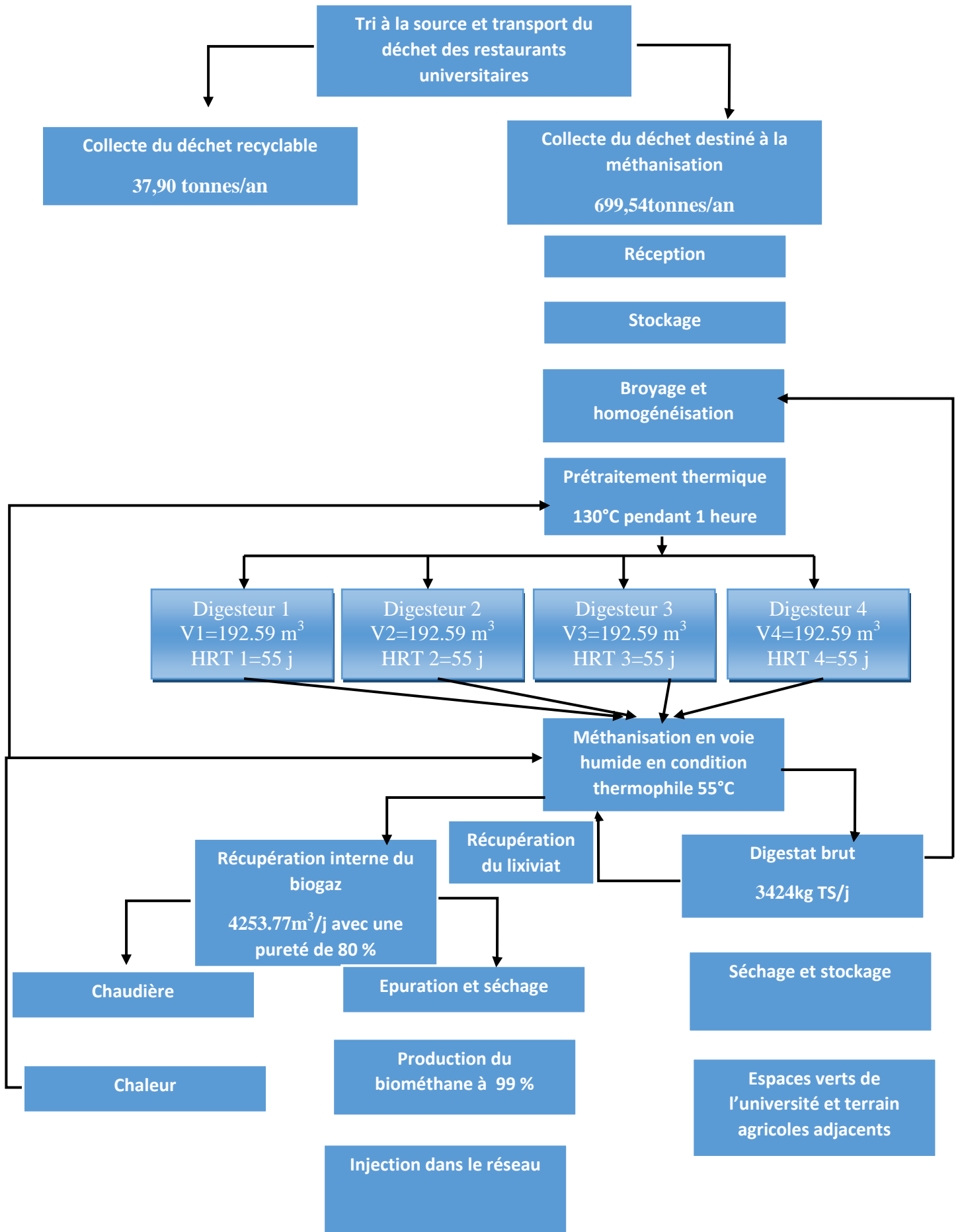


Figure III.7 Schéma proposé de la chaîne de méthanisation des déchets de cuisines de l'université Constantine 03

Remarques importantes

Comme il a été noté précédemment, une réduction du gisement de déchet peut être constatée pendant les weekends et sera plus intense pendant la période des vacances hivernales, du printemps et plus étendue en été, afin de dépasser ce problème, trois alternatives solutions peuvent être proposées, l'utilisation d'un contenant de stockage comme cité précédemment, l'introduction des bio déchets de cuisines collectés au niveau des 200 logements universitaires se localisant à proximité de l'université Constantine 03 et en cas de rupture très étendue, un recyclage du digestat sera la solution en respectant les mêmes conditions d'alimentation, la reprise de l'alimentation en DC après une longue période de rupture doit se faire progressivement afin d'éviter de choquer la flore microbienne présente dans le digesteur (20 %, 50 % puis 100% du débit d'alimentation)

XVI. Conclusion

Dans le présent chapitre, une proposition de la chaîne de traitement des déchets de cuisines de l'université Constantine 03 a été faite en se basant principalement sur les résultats des tests en batch préalablement réalisés, un dimensionnement de certains compartiments de la chaîne de traitement a été effectué en se basant sur certaines données de la littérature.

Il faut impérativement noter que d'autres caractérisations de ce déchet et du biogaz généré seront nécessaires afin d'établir un dimensionnement aussi exact que possible tels que la composition du biogaz, la densité du DC, la chaleur spécifique du DC

D'autres technologies de digestion peuvent être suggérées pour la prise en charge de ce déchet dans son état sec sans ajout de l'eau pour l'humidifier.

Le dimensionnement des autres compartiments de la chaîne de traitement et surtout des techniques de purification du biogaz produit doit être établi dans les prochaines études afin de s'assurer d'une utilisation rentable et sécurisée du méthane produit.

CONCLUSION GENERALE

Dans le contexte actuel de l'augmentation de la production de déchets, la digestion anaérobie et la valorisation du biogaz ainsi produit, apparaissent comme des solutions d'avenir pour le traitement des déchets dans un esprit de développement durable.

La présente étude a eu pour objectif le dimensionnement d'un bio digesteur pour la valorisation énergétique des déchets de cuisines de l'université Constantine 03. Ce déchet constitue une grande source qui doit être bien exploité pour satisfaire et couvrir les besoins énergétiques de l'université.

La proposition de la chaîne de traitement par DA c'est basé sur l'estimation quantitative du tonnage des déchets et la caractérisation réalisée en 2018 et sur la base des tests en batch réalisés en 2019.

Un digesteur de type cuve agitée en continu (CSTR) avec une récupération interne du biogaz a été dimensionné en prenant en considération les recommandations de la littérature et les résultats des BMT tests préalablement établis, une alimentation en continue sous un état humidifié du déchet a été proposée.

Plusieurs paramètres ont été déterminés en citant le SLR, SRT, HRT, le volume du digesteur, le volume de récupération du biogaz, le nombre de digesteur ainsi qu'une estimation de l'énergie valorisable et une tentative de l'estimation de la fraction de l'énergie recyclée pour les besoins de la chaîne proposée (condition thermophile, prétraitement, brassage) et celle orientée vers les besoins d'électricité ou de chauffage de l'université Constantine 3 a été réalisée.

Ce dimensionnement ne peut être validé que par l'estimation de certains paramètres supplémentaires caractérisant le déchet à citer la densité du DC dans sa forme broyée, la composition exacte du biogaz, la chaleur spécifique du DC....

Il faut noter que d'autres technologies de digestion peuvent être suggérées la valorisation énergétique du DC par voie sec, le dimensionnement et l'étude des techniques de purification du méthane à 99 % de pureté doivent être réalisés pour garantir une utilisation fructueuse du méthane produit.

Annexe 01 densité de quelques types de déchets

La densité apparente moyenne des déchets dépend du type de déchet et de plusieurs paramètres

Type de déchet	Densité (kg / m ³)
Déchet ménager	220-300
Déchets organiques	300
Papiers	280
Plastiques compactés	300
Métaux non ferreux	200
Pneus poids lourds	160
Textiles	100
Verre	400
Boue activée	1000

Annexe 02 potentiel méthanogène des déchets de cuisine [27]

Pays	Origine	Potentiel méthanogène (NLCH ₄ /kgTVS)	Référence
Chine	Restaurant universitaire	322	(Liu et al., 2013)
EEUU	Restaurants, hôtels et commerces	353	(El-Mashad& Zhang, 2010)
Suède	Ménager	395	(la Cour Jansen et al., 2004)
Chine	Restaurant universitaire	410	(Zhang et al., 2013)
EEUU	Restaurants, hôtels et commerces	440	(Zhang et al., 2007)
Royaume-Uni	Déchet de cuisine collecté à la source	501	(Tampio et al., 2014)
Irlande	Restaurant universitaire	528	(Browne et al., 2013)
Chine	Restaurant	540	(Wang & Zhao, 2009)
Chine	Cafeteria	540	(Dai et al., 2013)
France	Restaurant	571	(Peu et al., 2012)

Liste des Références

- [1] M. D. E. Fin, D. E. En, and V. U. E. D. E. L. Obtention, “Thème,” 2017.
- [2] Nikita Kwési AttindékounTOPANO, “Gestion des déchets solides ménagers dans la ville d’Abomey -Calavi (Bénin): Caractérisation et essais de valorisation par compostage .,” p. 194, 2012.
- [3] Mr.Sabri Hamzaoui .gestion et impact des déchets solides urbains sur l’université, Eltaref commune.thèse de magister .université Badji Mokhtar_ Annaba.
- [4] J. SOTAMENOU, “Le Compostage : Une Alternative Soutenable De Gestion Publique Des Dechets Solides Au Cameroun,” *Univ. Yaoundé II*, p. 364, 2010.
- [5] A. Damien, “Guide du traitement des déchets,” *Tech. Ingénierie*, p. 448, 2009.
- [6] H. CHENITI, “La gestion des dechets urbains solides : cas de la ville d’annaba.,” p. 136, 2014.
- [7] K. Derbal, “Digestion anaerobie des déchets solides mélangés avec les boues de station d’épuration,” p. 148, 2007.
- [8] B. Tahar, “Les bases de traitement des déchets solides,” *Support cours USTOMB*, p. 85, 2016.
- [9] Etude de la gestion et de la valorisation par compostage des déchets organiques générés par le restaurant universitaire aicha oum elmouminine (wilaya de constantine).
- [10] M. Djaafri *et al.*, “Amélioration de la digestion anaérobie des déchets ménagers (déchets de restaurant) en utilisant un prétraitement physique,” *Rev. des Energies Renouvelables*, pp. 93–98, 2014.
- [11] H. J. Gljzen, “Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach.,” *Water Sci. Technol.*, vol. 45, no. 10, pp. 321–328, 2002, doi: 10.2166/wst.2002.0364.
- [12] P. L. McCarty, “The development of anaerobic filter and its future,” *Water Sci. Technol.*, vol. 44, no. 8, pp. 149–156, 2001.
- [13] P. L. McCarty, H. J. Gljzen, K. Bayer, and A. Jungbauer, “Advances in biochemical engineering science,” *J. Biotechnol.*, vol. 45, no. 2, pp. 149–156, 2007, doi: 10.1016/j.jbiotec.2007.09.006.
- [14] B. Benyahia, “Modélisation et observation des bioprocédés à membrane : Application à la digestion anaérobie,” p. 155, 2012.
- [15] B. Ollivier, “DE BACTERIES THERMOPmLES,” 1987.
- [16] J. Lacour, “Valorisation de résidus agricoles et autres déchets organiques par digestion anaérobie en Haïti,” *L’Institut Natl. des Sci. Appliquées Lyon*, p. 217, 2012.
- [17] C. R. Nieto Orellana, “Valorisation par digestion anaérobie des déchets organiques ménagers de la ville de Cuenca , Équateur Master en Sciences et Gestion de l’ Environnement – finalité Energies Renouvelables (ULiège),” 2019.

- [18] A. Mottet, U. De Valladolid, and M. E. Paul, “Recherche d ’ indicateurs de biodegradabilité anaérobie et modélisation de la digestion anaérobie thermophile : applications aux boues secondaires d ’ épuration non traitées et prétraitées thermiquement To cite this version : HAL Id : tel-02824469 Discipl,” 2020.
- [19] Y. Suh and P. Rousseaux, “Article in press,” *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 35, no. 3, pp. 191–200, 2002.
- [20] M. H. Hwang, N. J. Jang, S. H. Hyun, and I. S. Kim, “Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fermentation: The role of pH,” *J. Biotechnol.*, vol. 111, no. 3, pp. 297–309, 2004, doi: 10.1016/j.jbiotec.2004.04.024.
- [21] T. Abbasi, S. M. Tauseef, and S. A. Abbasi, “Anaerobic digestion for global warming control and energy generation - An overview,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 16, no. 5, pp. 3228–3242, 2012, doi: 10.1016/j.rser.2012.02.046.
- [22] S. Moran, “Sludge treatment unit operation design,” *An Appl. Guid. to Water Effl. Treat. Plant Des.*, pp. 277–287, 2018, doi: 10.1016/b978-0-12-811309-7.00024-2.
- [23] S. K. Khanal, *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications*. 2009.
- [24] Josef C. Akunna. *Anaerobic waste- wastewater treatment and biogas plants a practical Handbook*. London. New York . edition Taylor and Francis Group.
- [25] A. N. Matheri, C. Mbohwa, M. Belaid, T. Seodigeng, and J. C. Ngila, “Design model selection and dimensioning of anaerobic digester for the OFMSW,” *Lect. Notes Eng. Comput. Sci.*, vol. 2226, pp. 846–851, 2016.
- [26] P. Géoresources, M. D. E. Fin, D. É. D. E. Master, D. E. S. L. Organiques, and P. L. Truche, “Mémoire de fin d’études de master,” pp. 2017–2018, 2018.
- [27] D. E. Rennes, D. De, D. E. Rennes, and O. Optimisation, “Etude de l ’ impact d ’ un prétraitement aérobie sur la digestion anaérobie de déchets,” 2016.
- [28] *Anaerobic Digestion of Biowaste in Developing Countries*. .
- [29] D. E. S. B. Urbaines, “LA DIGESTION ANAÉROBIE.”
- [30] mémoire 2018
- [31] mémoire 2019

Résumé

L'objectif de cette étude est le dimensionnement d'un biodigester pour la valorisation énergétique en condition thermophile , des déchets de cuisines prétraités thermique à 130°C pendant 60min et issus des restaurants des résidences universitaires

Un digesteur de type cuve agitée en continu (CSTR) a été dimensionné en prenant en considération les recommandations de la littérature et les résultats des BMT tests préalablement établis, le schéma de l'installation de digestion a été proposé et les différents compartiments ont été dimensionnés principalement le réacteur de digestion, l'estimation de l'énergie valorisable a été également établie.

Abstract

The objective of this study is the design of a biodigester for energy recovery in thermophilic conditions, kitchen waste thermally pretreated at 130 °C for 60min and from restaurants in university residences

A continuously stirred tank type digester (CSTR) was dimensioned taking into consideration the recommendations of the literature and the results of the BMT tests previously established, the diagram of the digestion installation was proposed and the various compartments were dimensioned. mainly the digestion reactor, the estimate of recoverable energy was also established.

المخلص

الهدف من هذه الدراسة هو تحديد حجم جهاز الهاضم الهوائي من أجل استعادة الطاقة في حالة محبة للحرارة، نفايات مطبخ مطاعم السكن الجامعي تعالج حرارياً عند 130 لمدة 60 دقيقة

تم اختيار هاضم هوائي بحرك باستمرار وفقاً لكتب ودراسات سابقة متخصصة في المجال. تم اقتراح الرسم التخطيطي لتكوين الهضم مع تقدير حجم المقصورات بشكل أساسي في مفاعل الهضم. كما تم تقدير الطاقة القابلة للاسترداد

