

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'enseignement Supérieure et de la Recherche Scientifique
Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou
Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques



Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Filière : Science Agronomique

Option: production végétale

Thème

**Etude préliminaire sur la valorisation du roseau
commun dans le processus de la biodigestion de la boue
de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou**

Réalisé par : M^{elle} BOUAZZOUNI NASSIMA & M^{elle} SADOUDI THANINA

Le 27/10/2021

Composition du Jury :

M ^f KADOUCHE. S	MCA	UMMTO	Président de jury
M ^f RAHMOUNE MA	MCB	UMMTO	Promoteur
M ^{me} ABDELLAOUI. K	MAA	UMBB	Co-promotrice
M ^{me} DAHOUMANE-LARBAOUI.A	MAA	UMMTO	Examinatrice

Année 2020/2021

Remerciements

Nous remercions le Dieu le Tout-Puissant pour nous avoir donné santé, sérénité et courage sans lesquels ce travail n'aurait pas été réalisé.

Nous tenons à remercier notre promoteur Monsieur **RAHMOUNE MA.**, maître de conférences classe B pour l'intérêt constant qu'il a porté à notre travail, pour son encadrement instructif, sa patience et ses conseils. Qu'il trouve ici nos sincères gratitude.

Nous tenons aussi tout particulièrement à témoigner nos profondes gratitude à Monsieur **LADJEL**, le directeur de la zone STEP Est de la wilaya de Tizi-Ouzou d'avoir accepté notre demande de stage, ainsi que Madame **OUAR**, chef de département d'exploitation et maintenance.

Nos vifs remerciements vont également à notre Co-promotrice Madame **ABDELLAOUI K.**, maître assistante classe A pour son aide, ses analyses perspicaces et sa disponibilité.

Nous adressons également nos sincères remerciements à Madame **DAHOUMANE A.**, et Monsieur **KADOUCHE S.**, pour avoir acceptés d'examiner et de présider ce travail.

Nous adressons également nos sincères remerciements à tous les personnels du laboratoire de chimie de Tamda, faculté des sciences biologiques, des sciences agronomiques et laboratoire de l'ONA de la STEP Est de Tizi-Ouzou.

Il nous reste pour terminer, l'agréable devoir de remercier toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail:

A mes chers parents pour tant d'innombrables sacrifices dans ma formation

Humaine et intellectuelle;

A toute ma famille.

A mon binôme Thanina «Nina ».

A mon promoteur Mr RAHMOUNE MA.

A tous les enseignants ayant contribué à ma formation.

NASSIMA

Dédicace

Je dédie ce modeste travail :

A mes parents, mes sœurs et mes frères ma source de bonheur.

A ma copine et binôme NASSIMA, à toutes mes amies sans particulier.

A mon promoteur Mr RAHMOUNE MA.

A celui que j'aime beaucoup et qui ma soutenu tout au long de ce travail : Mon mari

THANINA

Liste des abréviations

STEP : Station d'épuration

MVS : Matières volatils en suspension g/L

MV : Matières volatils

MO : Matières organique g/L

DBO : Demande biochimique en oxygène mg/L

DCO : Demande chimique en oxygène mg/L

MS : Matière sèche g/L

ONA : Office National D'assainissement

PH : Potentiel Hydrogène

AGV : Acides gras volatils

CH4: Méthane

CO2 : Dioxyde de carbone

H2S : Sulfure dihydrogène.

EUI : Eaux usées industriel

EUD : Eaux usées domestique

EUR : Eaux usées de ruissellement

MS : Matière sèche

MH : Gélose Mueller Hinton

MM : Matières minérales

ETM : Eléments traces métalliques

SS : Gélose Salmonella-Shigella

GN : Gélose nutritive

CTO : Composés traces organiques

COP21 : 21^{ème} conférence de paris sur les climats

Liste des figures

Figure 1 : Historique de la méthanisation	10
Figure 2 : Représentation des différentes étapes de la méthanisation	13
Figure 3 : Production de biogaz en fonction de la température.....	16
Figure 4 : Différentes géométrie de digesteur des boues d'épuration	18
Figure 5 : <i>Phragmite australis</i>	24
Figure 6 : Répartition mondiale du roseau commun (<i>Phragmite australis</i>)	26
Figure 7 : Situation géographique de la STEP Est de Tizi-Ouzou.....	29
Figure 8 : Quantités des boues produite et valorisée dans la STEP Est de Tizi-Ouzou durant les dernières années	30
Figure 9 : Destination finale des boues	31
Figure 10 : Schéma de digesteur	31
Figure 11 : Image de dispositif (photo originale)	32
Figure 12 : Boue utilisée (photo originale)	32
Figure 13 : Farine de roseau commun	33
Figure 14 : Lancement de l'expérience (photo originale)	33
Figure 15 : Mesure du pH.....	35
Figure 16 : Etapes de détermination de la MS.....	36
Figure 17 : Etapes de détermination de la teneur en matière organique	37
Figure 18 : Mesure de la DBO ₅	38
Figure 19 : Préparation des dilutions	40
Figure 20 : Variation du pH au cours de la digestion et cogestion anaérobie en fonction du temps	45
Figure 21 : Variation de la matière sèche en fonction du temps.....	46
Figure 22 : Evolution de la matière organique en fonction du temps.....	47
Figure 23 : Variation de la DBO ₅ au cours de la digestion et cogestion anaérobie	47
Figure 24 : Variation de la DCO au cours de la digestion et cogestion anaérobie	49
Figure 25 : Résultats de la culture sur le milieu Chapman	50

Liste des tableaux

Tableau 1 : Composition % du <i>Phragmite australis</i> selon la partie de la plante.....	27
Tableau 2 : Différentes installations des traitements de la STEP Est de T-O	29
Tableau 3 : Suivi de l'inflammabilité du biogaz.....	50

Sommaire

Introduction générale	1
------------------------------------	---

Chapitre I : Les boues des stations d'épuration

1. Définition et origine des boues des stations d'épurations	3
2. Nature et origine des eaux usées	3
3. Composition des boues résiduaires	4
3.1. Matière organique.	4
3.2.Eléments fertilisants et amendements	4
3.3.Eléments indésirables	5
3.4.Micro-organismes pathogènes	5
4. Différents types des boues	6
4.1.Boues primaires	6
4.2.Boues secondaires (boues activées).....	6
4.3.Boues mixtes.....	6
4.4.Boues physico-chimiques.....	6
5. Différentes filières de traitement des boues	6
5.1.Epaississement.....	7
5.2.Déshydratation.....	7
5.3.Stabilisation.....	7
5.4.Séchage.....	7
6. Filières d'élimination des boues résiduaires urbaine	7
6.1.Mise en décharge contrôlée.....	7
6.2.Incinération.....	8
6.3.Epandage directe sur le sol.....	8
7. Conclusion	8

Chapitre II : Valorisation énergétique des boues par le procédé de la méthanisation (digestion anaérobie)

1. Historique	9
2. Procédés de la méthanisation	10
3. Processus biologiques de la méthanisation	11
3.1.Phase de dégradation aérobie	11

3.2.Phase de dégradation anaérobie	12
3.2.1. Hydrolyse.....	14
3.2.2. Acidogenèse.....	14
3.2.3. Acétogenèse.....	14
3.2.4. Méthanogenèse.....	15
4. Paramètres influençant la méthanisation.....	15
4.1.Température.....	15
4.2.Potentiel hydrogène	16
4.3.Rapport C/ N	16
4.4.Agitation	17
4.5.Alimentation	17
5. Digesteurs : Technologie et géométries.....	18
6. Valorisation du biogaz.....	18
6.1.Valorisation thermique.....	19
6.2. Valorisation électrique	19
6.3.Injection dans le réseau de gaz naturel.....	19
6.4.Utilisation comme biocarburant pour véhicules et pour piles à combustible.....	19
7. Avantage de l'énergie biogaz	20
8. Inconvénients de l'énergie biogaz	20
9. Conclusion	21

Chapitre III: Généralité sur le roseau commun

1. Historique	22
1.1.Apparition et usages	22
1.2.Développement de l'utilisation du roseau commun	22
2. Généralités sur le Roseau commun	23
3. Définition et description	23
4. Propagation et croissance	24
5. Classification	25
6. Origine et répartition du roseau	25
6.1.Dans le monde	26
6.2.En Algérie	26

7. Composition du roseau	27
--------------------------------	----

PARTIE EXPEREMENTALE

Chapitre IV : Matériels et méthodes

1. Présentation de la station d'épuration d'Est de TIZI OUZOU (STEP).....	29
1.1.Composition de la STEP Est de TIZI OUZOU.....	29
1.2. Estimation de la production et la destination finale des boues de la STEP	30
2. Matériel d'étude	31
2.1.Description du digesteur	31
2.2.Substrat utilisé	32
2.2.1. Echantillon de boues.....	32
2.2.2. Charge végétale (la farine de roseau).....	32
3. Méthodes.....	33
3.1.Préparation et lancement de la fermentation.....	33
3.2.Matériels utilisés.....	34
3.3.Analyses physico-chimiques des boues	34
3.3.1. Mesure du pH.....	34
3.3.2. Détermination de taux de matière sèche (MS).....	35
3.3.3. Détermination de la teneur en matière organique.....	36
3.3.4.Détermination de demande biologique en oxygène (DBO5).....	37
3.3.5. Détermination de demande chimique en oxygène (DCO)	38
3.3.6. Rapport DCO/DBO ₅	39
3.4.Analyses microbiologiques.....	39
3.4.1. Préparation des dilutions	39
3.4.2. Isolement et ensemencement des microorganismes.....	39
3.5.Analyse du biogaz.....	41
3.5.1. Inflammabilité du biogaz.....	41

Chapitre VI: Résultats et discussion

1. Analyse physico-chimique	43
1.1.Evolution du pH en fonction du temps	43
1.2.Variation de la matière sèche	44

1.3.Matière organique	45
1.4.DBO₅ et la DCO	46
1.5.Rapport DCO/DBO₅	48
2. Analyse microbiologique	48
3. Analyse du biogaz	50
3.1.Quantité de biogaz produite	50
3.2.Inflammabilité du biogaz	50
CONCLUSION GENERALE	52
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	53

La croissance démographique qu'a connue le monde dans le courant du siècle dernier, ainsi que le développement industriel et l'accélération de l'urbanisation ont été accompagnés d'une demande accrue en énergie ; surtout le pétrole et le gaz, qui sont considérés comme les premières sources d'énergie. Face à cette demande en hausse, les réserves en combustibles fossiles tendent à disparaître et la pénurie du pétrole va progressivement s'installer (Belaidene, 2015).

Par ailleurs, la croissance des activités humaines génère une production de plus en plus de déchets de différentes sortes : déchets industriels, ordures ménagères, déchets agricoles, boues issues des stations d'épurations des eaux usées ...etc. Tous ces déchets ont bien sûr des impacts très néfastes sur l'environnement ainsi que sur la santé humaine (Belaidene, 2015).

La station d'épuration (STEP) Est de la ville de Tizi-Ouzou engendre pas moins de 60 % de boues mis en décharge, ce qui offre une opportunité de valorisation et de préservation de l'environnement (Ladjel et Abbou, 2016). Dans ce sens, il y a lieu de penser à un moyen qui nous permet de valoriser ces déchets afin de produire une énergie alternative et propre (Kalloum et *al.*, 2011).

L'une des méthodes de valorisation de ces déchets est la fermentation méthanique de la biomasse en vue de production de biogaz. Ce dernier peut être mis en valeur par différentes voies : production de chaleur et d'électricité, utilisation comme carburant ou injection directe dans le réseau du gaz naturel (Kalloum et *al.*, 2011, Farinet, 2010).

L'exploitation de ces déchets est ainsi très importante, pas uniquement du point de vue énergétique, mais aussi écologique et économique. Toutes les matières non digérées (appelées communément digestat) et récupérées à la fin du processus de digestion anaérobie sont riches en éléments nutritifs pour les plantes (N-P-K et microéléments) et peuvent donc être valorisées comme fertilisant sur les parcelles agricoles (Kalloum et *al.*, 2011, Farinet, 2010).

De plus, du fait des différentes réactions biologiques mises en jeu, la digestion anaérobie entraîne une diminution de la charge organique, donc polluante, du substrat initial. Elle est à ce titre une technique reconnue de dépollution, avec des performances variables selon la technique utilisée et le type de substrat (Farinet, 2010).

En particulier, les ressources végétales ont toujours été considérées comme des matériaux à grand potentiel non seulement pour fournir des sources d'énergie propres et abondantes, mais aussi ont de nombreux avantages tels que la minimisation des dommages environnementaux et la réduction des coûts de revient en portant une valeur économique (Kaewdiew et *al.*, 2019; Van Tran et *al.*, 2019, Appels et *al.*, 2011).

La cogestion (ou méthanisation combinée) est un procédé de traitement des déchets organique qui présente de nombreux intérêts. Elle constitue un maillon essentiel dans une chaîne de gestion des résidus organiques (Kalloum et *al.*, 2011). Elle consiste à digérer dans un même ouvrage des boues d'épuration et d'autres déchets ou sous-produits fermentescibles (El-Shinnawi et *al.*, 1989).

C'est dans cette optique que notre travail s'inscrit. En effet, nous avons utilisé un dispositif qui permet de réaliser une biodigestion à l'échelle de laboratoire en utilisant comme substrat une boue de la station d'épuration Est de la ville Tizi-Ouzou et la farine du roseau commun.

Ainsi notre modeste étude, qui est une ébauche, a comme objectif l'étude du potentiel d'utilisation du roseau commun dans le processus de cogestion anaérobie par l'analyse des paramètres physico-chimiques et microbiologiques du processus de cogestion.

Notre mémoire est organisé en deux grandes parties : une partie bibliographique et une partie expérimentale.

La première partie, qui est une synthèse bibliographique, est divisée en chapitres :

- le premier chapitre est consacré à la présentation des boues des stations d'épuration avec les différentes filières de traitement et les filières d'élimination ;
- dans le deuxième chapitre, la digestion anaérobie comme mode de traitement des boues est abordée, ses différents principes, et les conditions physico-chimiques nécessaires,
- le troisième chapitre consiste à présenter des généralités sur le roseau commun « *Phragmite australis* ».

La deuxième partie, comprend deux chapitres :

- le premier concerne une présentation du site de travail, le matériel et les méthodes utilisés au cours de la pratique en vue du suivi des paramètres physico-chimiques, microbiologiques et l'obtention du méthane à l'échelle de laboratoire ;
- le deuxième présente les différents résultats ainsi que leurs interprétations.

En fin, notre travail est terminé par une conclusion générale, des perspectives de recherches et des recommandations.

Chapitre I : Boues des stations d'épuration

Quelque soit le procédé d'épuration des eaux usées urbaines ou industrielles adopté, leur traitement s'accompagne d'une production de quantité de boue non négligeable dont il faut s'en débarrasser. Plusieurs filières existent pour leur élimination, mais le choix doit être tributaire du coût d'installation, de l'origine des boues, de la valeur ajoutée du produit qui en résulte et de l'impact que pourrait avoir la filière retenue sur l'environnement (AMIR, 2005).

1. Définition et origine des boues des stations d'épurations

Les boues d'épurations sont des résidus du traitement des effluents liquides par des stations d'épurations (STEP) (Rostron, 2001). Ces boues se composent de matières organiques non dégradées, de matières minérales, de micro-organismes (surtout des bactéries dégradatives issues de "biomasses épuratrices") et d'eau (à 99%) (Zechmeister, 2003).

Les boues d'épuration sont caractérisées par leur taux de matière sèche et leur taux de matière organique (Rostron, 2001). Sont aussi des boues résiduaire qui résultent de traitement des eaux usées.

On distingue les boues urbaines et les boues industrielles. Les premières sont produites dans les stations d'épurations traitant les effluents dits "urbains", c'est à dire majoritairement des eaux usées d'origine domestique. Les secondes sont issues du traitement d'eaux usées industrielles (Amadou, 2007).

2. Nature et origine des eaux usées

Une eau résiduaire est une eau contenant des rejets d'activités humaines, industrielle et agricoles qui peut provoquer ou accroître la pollution du milieu naturel dans lequel elle est rejetée. Cette pollution peut être provoquée par des matières en suspension, colloïdales ou en solution organique ou minérale.

Le premier critère de choix d'un procédé d'épuration est donné par la connaissance de la nature de la matière polluante contenue dans les effluents. On distingue quatre grandes catégories d'eaux usées (Amir, 2005).

- **Eaux usées industrielles (EUI)**

Ce sont des eaux contenant des matières organiques telles que les effluents d'abattoir ou de fermentation, et inorganiques comme les composés toxiques, les métaux lourds, etc. (Ait Ayane et *al.*, 2009).

- **Eaux usées domestiques (EUD)**

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau potable dans la majeure partie des cas pour satisfaire tous les usages ménagers (Baumont, 2005).

Elles constituent l'essentiel de la pollution et se composent des eaux de cuisine, qui contiennent des matières minérales en suspension et des produits détergents ; des eaux de buanderie, contenant principalement des détergents ; des eaux de salle de bains, chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement de matières grasses hydrocarbonées ; des eaux de vannes, qui proviennent des sanitaires, très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphorés et en microorganismes (Baumont, 2005).

- **Eaux usées de ruissellement (EUR)**

Les eaux pluviales peuvent constituer une source de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie entraîne des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (Bountoux, 1993).

- **Eaux usées d'origine agricole** où les effluents renferment diverses substances d'origine agricole ou animale (Amir, 2005).

3. Composition des boues résiduaires

La composition des boues varie en fonction de l'origine des eaux usées, de la période de l'année et du type de traitement et de conditionnement pratiqué dans la station d'épuration (Werther et Ogada, 1999 ; Jarde et *al.*, 2003 ; Singh et *al.*, 2004).

3.1.Matière organique

Les boues sont constituées de matières particulières éliminées par gravité dans les boues primaires, des lipides (6 à 19 % de la matière organique), des polysaccharides, des protéines et des acides aminés (jusqu'à 33 % de la matière organique), de la lignine, ainsi que des produits de métabolisation et des corps microbiens résultant des traitements biologiques (ADEME, 2001 ; Jarde et *al.*, 2003).

3.2.Eléments fertilisants et amendements

Les boues et autres produits résiduaires organiques sont riches en éléments fertilisants utilisables par les cultures. Remplacer tout ou partie des engrais minéraux classiquement utilisés par ce type de produits permet de faire des économies non négligeables sans pénaliser son rendement. C'est aussi un geste pour l'environnement : bien utilisés, avec ou sans

complément de fumure minérale, ces engrais organiques ne présentent pas de risque pour les eaux ou les sols (Samra, 2010).

Selon la dose appliquée, les boues peuvent couvrir, en partie ou en totalité, les besoins des cultures en azote, en phosphore, en magnésium, calcium et en soufre ou peuvent aussi corriger des carences à l'exception de celle en potassium. Les éléments en traces tels que le cuivre, le zinc, le chrome et le nickel présents dans les boues sont aussi indispensables au développement des végétaux et des animaux (Warman et al., 2005).

3.3.Eléments indésirables

Les boues issues d'une station d'épuration (STEP) contiennent également deux (2) sortes d'élément indésirable de différente nature et composition :

- **Eléments traces métalliques (ETM)**

Les boues de STEP contiennent également des métaux en très faible quantité et un certain nombre d'entre eux sont essentiels à l'alimentation des plantes, on parle alors d'éléments traces métalliques (ETM) (Bechac, et al.,1984).

Leur présence dans les boues d'épuration est due au déversement dans le réseau d'assainissement de contaminants liés aux activités humaines (produits médicamenteux et de nettoyage, cosmétiques, produits liquides rejetés par les activités commerciales et industrielles) ou aux activités urbaines (corrosion des conduites d'eau, ruissellements des eaux de pluie sur les toitures et les routes). Les boues ne sont pas les seules responsables de la présence d'ETM dans les sols, en peut citer : Zn, Pb, Cu, Cr, Si, Cd (Bechac et al., 1984).

- **Composés traces organiques (CTO)**

Les composés traces organiques sont des produits chimiques (hydrocarbures, détergents, restes de peinture et de solvant, produits de nettoyage ou de désinfection) qui sont plus ou moins dégradés par l'activité microbologique du sol. Cependant, au même titre que les ETM, les CTO peuvent devenir toxiques pour les micro-organismes des sols à haute dose, or ces derniers sont indispensables à la fertilité des sols (Bechac et al., 1984).

3.4.Micro-organismes pathogènes

Les micro-organismes jouent un rôle déterminant du processus d'épuration aussi bien en station que dans le sol. Ils sont présents en abondance dans les boues d'épuration. Mais seule une infime partie est susceptible de présenter un risque infectieux les pathogènes (virus, bactéries, champignons, helminthes) (Amadou, 2007 et Amir, 2005).

4. Différents types des boues

4.1. Boues primaires

Les boues primaires sont issues d'un traitement des effluents par décantation des eaux usées. Ces eaux transitent en effet par un bassin de décantation pour extraire les matières les plus lourdes. Ces dépôts récupérés au fond du bassin présentent une concentration élevée en matières minérales et inorganiques. Ces dernières continuent ensuite leur parcours d'épuration vers les bassins d'aération (Marillys, 2008).

Le résultat de la décantation montre que les effluents contiennent généralement un taux de matière minérale élevé (Rostron, 2001).

4.2. Boues secondaires (boues activées)

Les boues biologiques sont issues d'un traitement bactérien (dit « biologique ») qui consiste en une oxygénation intense du milieu par des aérateurs ou des supprimeurs. Ces boues sont principalement constituées de déchets, de microorganismes aérobies et sont riches en matières organiques (Marillys, 2008).

4.3. Boues mixtes

Les boues mixtes sont constituées d'un mélange de boues primaires et de boues secondaires (Marillys M., 2008).

4.4. Boues physico-chimiques

Ce sont les boues pour lesquelles on utilise un réactif pour éliminer les matières organiques qui n'ont pas pu être neutralisées lors du traitement primaire (Marillys, 2008). Sont proches des boues primaires, mais contiennent en plus certains produits flocculant (Rostron, 2001).

5. Différentes filières de traitement des boues

La quasi-totalité des procédés d'épuration des eaux usées urbaines ou industrielles, qu'ils soient biologiques ou physico-chimiques, conduit à la concentration des polluants sous forme de résidu secondaire : Les boues se présentent sous forme liquide (95% d'eau en moyenne) avec une forte charge en matière organique hautement fermentescible ainsi que des matières minérales (Jardé, 2002).

Ces caractéristiques sont problématiques quelle que soit la destination des boues et imposent la mise en place d'une filière de traitement (Jardé, 2002).

Les procédés de traitement des boues peuvent varier suivant leurs natures et la taille de la station d'épuration. Trois grands types de traitement sont à distinguer et qui vont être traités dans ce qui suit.

5.1. Epaissement

L'épaississement vise à augmenter la siccité des boues (teneur en matière sèche) sans pour autant modifier le caractère liquide de la boue. Cet épaississement peut se faire simplement par voie gravitaire dans un concentrateur ou par des moyens mécaniques (égouttage, flottation ou centrifugation) (Jardé, 2002).

Ce premier traitement permet d'augmenter le taux de siccité des boues (entre 6 et 8 %) afin d'obtenir des boues de qualité pour optimiser les traitements suivant (Marillys, 2008).

5.2.Déshydratation

Ce traitement permet d'augmenter la siccité de la boue pour en faire une boue pâteuse ou une boue solide (Marillys, 2008).

5.3.Stabilisation

Les traitements utilisés sont de types biologiques, chimiques ou thermiques. Ils s'appliquent aux boues fraîches issues des traitements primaires, aux boues issues des traitements secondaires, ou à l'ensemble des boues (Jardé, 2002).

5.4.Séchage

Élimine l'eau en grande partie ou en totalité par évaporation, soit par voie naturelle (lits de séchage), soit par voie thermique. La technique des lits de séchage se réalise à l'air libre sur des boues liquides et combine évaporation naturelle et drainage de l'eau libre à travers une couche filtrante de sable et de graviers. Le séchage thermique permet une élimination de la quasi-totalité de l'eau (siccité d'environ 95%) (Jardé, 2002).

6. Filières d'élimination des boues résiduaires urbaine

6.1.Mise en décharge contrôlée

Consiste en un enfouissement des boues (souvent mélangées avec les ordures ménagères) en tenant en compte de certaines conditions : compactage des résidus, site étanche, récupération et traitement des jus de décharges, équipement et gestion du site (Jardé, 2005).

Les boues doivent être préalablement stabilisées et déshydratées (humidité maximale de 70 %). Cette solution a perdu progressivement de son intérêt et se retrouve actuellement interdite pour des raisons financières (procédure de fermeture...) et pour des problèmes environnementaux tels que les odeurs nauséabondes, pullulation de moustiques, entraînement d'éléments fertilisants (nitrates, phosphates) et de produits toxiques par les eaux superficielles et contamination des nappes d'eaux souterraines (Jardé, 2002).

Les décharges ne doivent plus accepter que des déchets qui ne peuvent plus être raisonnablement valorisés ou à caractère non dépolluables ou dangereux appelés aussi déchets ultimes (Jardé, 2002).

6.2. Incinération

Elle réalise la destruction de la matière organique des déchets par combustion à haute température (+ de 500 °C) produisant des fumées et des matières minérales résiduelles nommées cendres. Dans l'objectif d'une valorisation énergétique des déchets, la chaleur produite est récupérée sous forme de vapeur ou d'électricité pour le fonctionnement du four lui même, pour le chauffage urbain ou industriel (Prevot, 2000). Les résidus de l'incinération sont utilisables pour les travaux publics (Werther et Ogada, 1999).

6.3. Epandage directe sur le sol

Il se fait sur terres agricoles et représente 55 à 65% du tonnage des boues. Il s'agit de la voie privilégiée pour le recyclage des boues d'épuration, en raison de l'intérêt agronomique de celles-ci (Jardé, 2002).

Cette pratique courante ne concerne pas que les boues d'épuration, mais plusieurs centaines de millions de tonnes ou de mètres cubes de matières diverses. Ces matières entretiennent la fertilité des sols quand elles sont correctement appliquées, diminuant alors les besoins d'engrais commerciaux. En agriculture, les boues sont utilisées comme un engrais, c'est-à-dire comme produit capable de fournir aux cultures des éléments nutritifs nécessaires à leur croissance et à leur développement. Compte tenu des multiples procédés épuratoires utilisés dans les différentes stations, les boues sont susceptibles de présenter une diversité de composition selon le type de traitement utilisé, le type d'effluent entrant ou encore la taille de la station (Werther et Ogada, 1999).

7. Conclusion

Les eaux usées par leur différente provenance sont à l'origine de la formation de la boue qui est classée selon son origine et leurs caractéristiques. L'élimination nécessite un traitement préalable avant leur rejet définitif ou leur utilisation dans différents domaines tels que l'agriculture et production énergétique (Zerguini et Bouloufa, 2018).

**Chapitre II: Valorisation énergétique des
boues par le procédé de la méthanisation
(digestion anaérobie)**

En perspective d'un monde futur plus respectueux de l'environnement, les gouvernements font aujourd'hui le pari de la bioéconomie. Tout en réduisant la dépendance aux ressources fossiles, plusieurs scénarios pris lors de la COP21 ont été développés. Ces derniers permettent d'envisager des trajectoires de mutation vers des modèles alimentaires, agricoles et environnementaux durables et plus soutenables (Marx et Nait Mazi, 2020).

Parmi les récents usages des ressources en biomasse, la méthanisation connaît un fort développement en raison du potentiel qu'elle représente pour la décarbonation du secteur de l'énergie. Comme pour toute solution pouvant contribuer à la transition écologique et solidaire, une attention particulière doit être portée aux conditions d'un développement durable de la méthanisation (Marx et Nait Mazi, 2020).

Dans ce chapitre nous nous intéressons à la méthode d'élimination de la matière organique de la boue par conversion biochimique. Méthode considérée comme étant l'un des procédés les plus efficaces et les plus respectueux de l'environnement (Ladjel et Abbou, 2014). Il s'agit du procédé de digestion en conditions anaérobiques, appelé aussi méthanisation, qui permet de réduire la charge polluante de la matière organique dans la boue, tout en produisant du biogaz utilisable dans différentes applications domestiques (Ladjel et Abbou, 2014).

1. Historique

La digestion en conditions anaérobique est une réaction présente, probablement, bien avant l'apparition massive de l'oxygène sur terre ; c'est l'un des plus anciens processus métaboliques ayant été adoptée par l'Homme (Lusk, 1998). En effet, des études historiques indiquent l'utilisation du biogaz par les Assyriens dix siècles avant J.C (Alder, 2009).

La redécouverte de la méthanisation remonte précisément à 1776 après J.C, lorsqu'A. Volta, un physicien italien, remarque la présence d'un gaz émis par les vases en putréfaction d'un marais (le lac Maggiore au nord de l'Italie). En étudiant ce gaz, le physicien en question a pu mettre en évidence sa combustibilité et l'appela ainsi « gaz des marais ». En 1787 Lavoisier lui préféra le terme de « gaz hydrogène carboné » et ce n'est qu'en 1865 que le terme méthane fut proposé et confirmé en 1892 par un congrès international de nomenclature chimique (C.I.N.C) (Moeletta, 2011).

Sir Humphry Davy, a étudié la fermentation anaérobie du fumier en 1808 et la première installation de méthanisation a été construite en 1859 dans une colonie britannique à Bombay

en Inde. Toutefois, les développements modernes de la méthanisation sont issus des travaux d'Imhoff sur les boues urbaines (Alder, 2009).

Plus tard, les premiers systèmes de digestion discontinue de fumier et des rejets d'élevage ont été développés en Algérie à partir de 1939 par Isman et Ducellier. Elle a, néanmoins, reculé rapidement les années cinquante avec l'arrivée des sources énergétiques fossiles moins coûteuses et facilement disponibles (Alder, 2009). Ces techniques ont été oubliées jusqu'aux années soixante (choc pétrolier) où il fallait les redécouvrir pour trouver d'autres sources d'énergie (Addou, 2009).

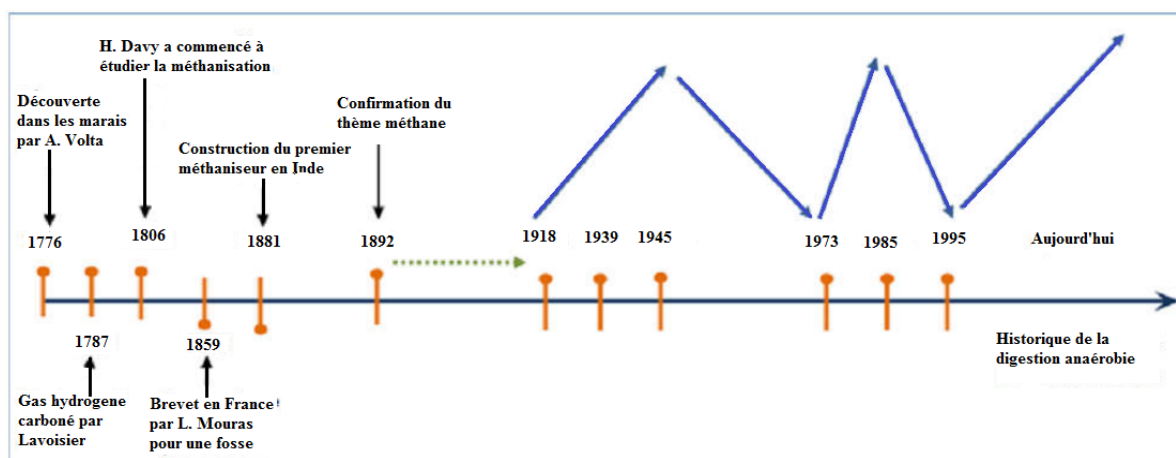


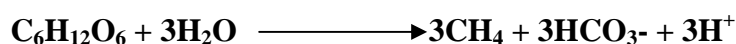
Figure 1: Historique de la méthanisation (Boutouta I., 2013).

Ce n'est qu'à partir des dernières années du vingtième siècle que la méthanisation est adoptée et préconisée comme étant l'une des techniques les plus efficaces pour le traitement des charges polluantes des boues (Moletta, 2009).

Nous présentons dans la (figure 1) quelques éléments de l'histoire de la méthanisation, depuis sa redécouverte et sa formalisation par Alessandro Volta en 1776 jusqu'à nos jours. (Almansour, 2011; Boulenger & Gallouin, 2009 et Boutouta, 2013).

2. Procédés de méthanisation

La méthanisation, ou digestion en anaérobie, est un processus endothermique (Bastide, 2015) basé sur la dégradation de la matière organique par des micro-organismes en absence d'oxygène et de lumière dans des cuves hermétiques (digesteurs) (Dahou, 2018). La réaction chimique totale de ce phénomène peut s'écrire ainsi:



Cette transformation de la matière donne des produits résultant de la dégradation et peuvent être classés en deux catégories, le biogaz et le digestat. Pour le biogaz, il s'agit de composé majoritairement de méthane (CH_4 , 50 à 70%), de dioxyde de carbone (CO_2 , 20 à 50%) et d'eau (H_2O). Quelques gaz en traces peuvent également être présents comme le NH_3 , N_2 et H_2S (Manzekele, 2008).

Pour le digestat, il s'agit de produit liquide ou solide composé de matières organiques non dégradées et de minéraux, qui peut être utilisé comme amendement des terres agricoles (Manzekele, 2008).

La co-digestion est à opposer à la mono-digestion, elle correspond à l'alimentation d'un réacteur par au moins deux substrats différents. Le mélange se fait généralement, par une répartition en fonction de l'apport de MV des substrats respectifs, il peut toutefois être réalisé en fonction d'autres paramètres, tels que le rapport C/N ou la MS (Cavinato et al., 2010). La co-digestion apparaît comme un moyen de stabilisation du processus de méthanisation, et permet également, d'optimiser les bilans économiques et environnementaux (Cavinato et al., 2010).

3. Processus biologique de la méthanisation

La méthanisation est assurée grâce à l'action de certains groupes de microorganismes microbiens en interaction constituant un réseau trophique. On distingue classiquement deux phases successives: la phase de dégradation aérobie et la phase de dégradation anaérobie (Ladjel et Abbou, 2014).

3.1. Phase de dégradation aérobie

D'après Khodja et Aboubekr (2014), La phase de dégradation aérobie des déchets est en général très limitée lors d'une méthanisation hors sol (essentiellement lors de la collecte et du transport). Elle intervient par contre de manière significative dans le cadre d'un enfouissement en installation de stockage. Les déchets sont alors au contact de l'air et de son oxygène pendant la période qui s'étale du dépôt jusqu'à l'ajout d'une nouvelle couche de déchet ou de la fermeture de l'alvéole par une couverture imperméable.

Cette interaction déchets-oxygène va initier une phase de dégradation aérobie des déchets qui va durer pendant les premiers jours d'exploitation de l'alvéole. Cette phase s'accompagne d'une production de dioxyde de carbone et de vapeur d'eau. Il a été estimé que 5 à 15% de la

matière biodégradable pouvait être consommée lors de cette dégradation aérobie (Anthony, 2011).

Selon les mêmes chercheurs, l'augmentation de la température pendant la phase de décomposition aérobie permet la croissance ultérieure des populations microbiennes anaérobies.

La température a aussi une influence positive sur le démarrage de la biodégradation du massif de déchets et sur l'installation d'une méthanogène stable, et elle permet également, en métabolisant une partie des déchets facilement biodégradables, d'éviter une hydrolyse et une acidogénèse trop rapide et intense qui peut entraîner un relargage important d'AGV et par conséquent bloquer les phases ultérieures de la dégradation anaérobie.

3.2.Phase de dégradation anaérobie

La phase de dégradation anaérobie des déchets prend place dès que le système est pourvu d'oxygène et conduit à la production de deux effluents distincts mais interdépendants qui sont le lixiviat et le biogaz. Ce dernier est composé principalement de dioxyde de carbone (CO_2) et de méthane (CH_4) (Ademe, 1999).

La méthanisation des matières organiques s'effectue en quatre étapes principales sous l'action de différents groupes de micro-organismes (Ademe, 1999). Il s'agit donc de : l'hydrolyse, l'acidogène, l'acétogénèse et la méthanogène.

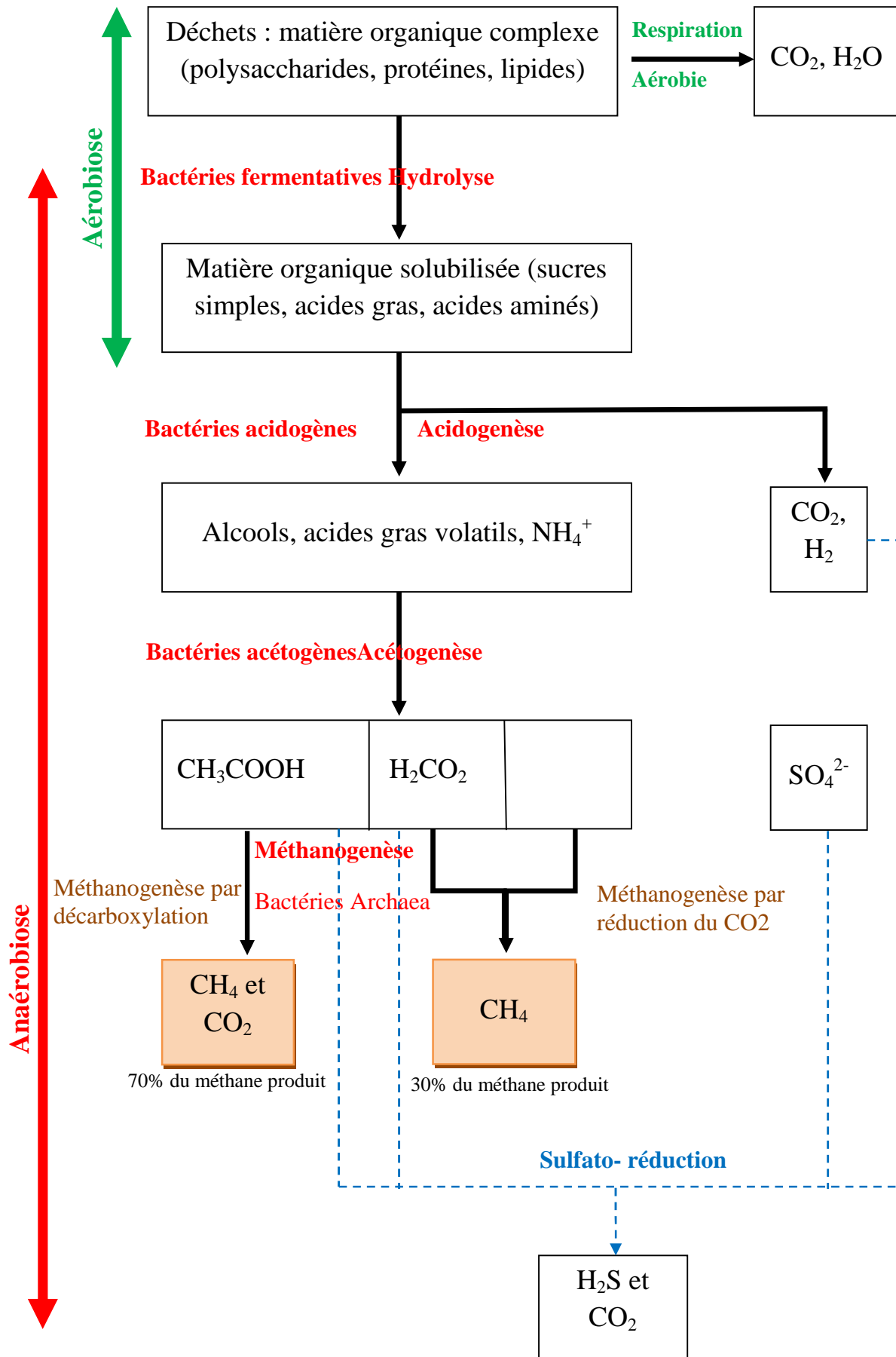


Figure 2 : Représentation des différentes étapes de la méthanisation (Ladjel et Abbou, 2014).

3.2.1. Hydrolyse

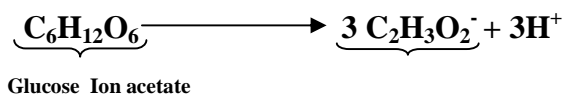
Selon Delfosse (2010), les bactéries hydrolytiques dégradent la matière organique fraîche (les polymères) en fragments solubles (monomères). Ces bactéries produisent des exoenzymes qui vont dégrader les polymères de la matière organique. La vitesse de dégradation dépend des substrats.

De par la complexité des composés à dégrader, les jeux d'hydrolases secrétées par les bactéries sont très variés d'un substrat à un autre. Cette étape est limitante dans la majorité des procédés, en aérobie (Henze et *al.*, 2006) comme en anaérobie (Girault et *al.*, 2012). L'hydrolyse peut être affectée par la présence de produits non biodégradables qui peuvent rendre inaccessibles certains produits biologiquement dégradables. C'est notamment le cas de la lignine que l'on retrouve très largement dans le monde végétal et qui sert de barrière à la dégradation des molécules organiques par les microorganismes.

Les principales espèces qui sont impliquées dans cette étape d'hydrolyse sont celles des genres *Clostridium*, *Bacillus*, *Ruminococcus*, *Enterobacteroides*, *Propionibacterium* et *Butivibrio* (Ladjel et Abbou, 2014).

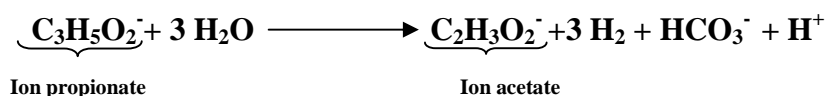
3.2.2. Acidogénèse

Cette phase, également appelée phase fermentative, transforme les différents monomères issus de l'hydrolyse en acides organiques à courte chaîne (2 à 6 carbones) ou en composés neutres (éthanol) (Buffiere et *al.*, 2009). Il apparaît alors des acétates, des alcools tels l'éthanol, de l'ammoniaque et des acides gras volatils (AGV) comportant de 2 à 5 atomes de carbone.



3.2.3. Acétogénèse

Dans cette étape, une grande partie des acides gras volatils (AGV) et des alcools sont assimilés par les bactéries acétogènes autotrophes pour former l'acide acétique (CH_3COOH). Une autre partie est convertie en hydrogène et dioxyde de carbone.



Cette étape est représentée par l'activité de trois groupes bactériens : les homoacétogènes des genres *Clostridium*, *Acetobacterium*, *Sporomusa*, *Acetogenium*, *Acetoanaerobicum*,

Pelobacter Butyribacterium, Eubacterium, les syntrophes des genres *Syntrophobacter, Syntrophomonas, Syntrophus* et les sulfato-réductrices des genres *Desulfovibrio, Desulfobacter, Desulfotomaculum, Desulfomonas* (Ladjel et Abbou, 2014 ; Hickey et al., 1991).

3.2.4. Méthanogénèse

Elle représente la dernière étape de la méthanisation où le méthane apparaît. Les bactéries méthanogènes interviennent pour élaborer le méthane à partir de l'hydrogène, du gaz carbonique et des acétates suivant les deux réactions suivantes (Damien, 2004).

1- De réduction du CO₂ :



2- De décarboxylation de l'acide acétique :



Les bactéries méthanogènes hydrogénophiles les plus représentées sont celles des genres *Methanobacterium, Methanococcus* et *Methanobrevibacter* (AEURMC, 2012).

4. Paramètres influençant la méthanisation

Les différentes étapes du processus de méthanisation se déroulent en même temps dans le méthaniseur. Celui-ci doit être régulièrement contrôlé, car de nombreux paramètres du milieu doivent être réunis pour assurer une transformation efficace à vitesse optimale de la matière organique (température, pH, taux de charge organique, nutriments, mixage...etc.) (Kherbouche, 2007).

4.1. Température

La digestion anaérobie de la matière organique ne produit pas de chaleur significative. Il est donc nécessaire de chauffer les digesteurs dans le but d'avoir une température qui serait compatible avec l'activité des bactéries. L'activité méthanogène des micro-organismes est liée à la température. (Ademe, 2010). Il existe trois plages optimales de températures pour la méthanisation :

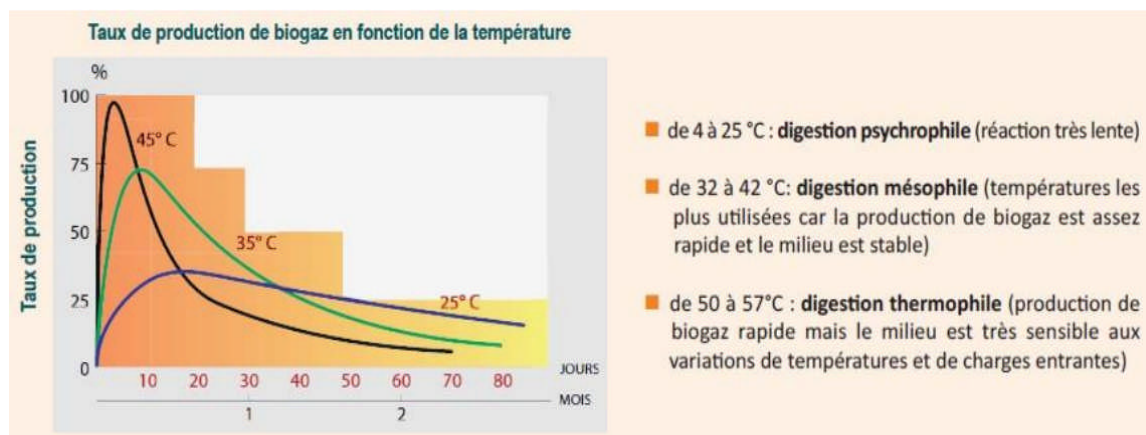


Figure 3 : Production de biogaz en fonction de la température (Ademe, 2010).

Des variations journalières de 1°C peuvent perturber la digestion thermophile alors que la digestion mésophile résiste à des variations de 2 à 3°C. Dans tous les cas, les changements de températures sont à éviter car les bactéries hydrolytiques et acidogènes résistent mieux aux variations que les autres groupes de bactéries, il y a donc un risque d'accumulation d'acides dans le digesteur, donc un arrêt de la réaction (Ademe, 2010).

4.2. Potentiel hydrogène pH

La vitesse de production du biogaz décroît très rapidement en dehors d'une zone de pH située entre 6 et 8 (Gourdon, 2002). Comme pour la température, les groupes de bactéries ont des domaines de pH où leur croissance est optimale (Ademe, 2010).

Quand le pH dans le digesteur se situe entre 7 et 7,5, ceci correspond aux plages favorables à l'acétogénèse et à la méthanogénèse (Souza et al., 2012). La chute du pH en dessous de 5,0 est mortelle pour ces organismes (Ostrem, 2004) et même des valeurs proches de 6,0 causent souvent un arrêt du procédé (United-Tech, 2017).

4.3. Rapport C/N

Le rapport carbone/azote (C/N) est une mesure de la quantité relative de l'azote et du carbone organique présent dans la charge. Si le rapport C/N est très élevé, les déchets utilisés comme substrat auront une carence en azote, élément nécessaire pour le développement des communautés bactériennes. En conséquence, la production de gaz sera faible (Johan, 2013).

Si le rapport C/N est très faible, l'azote est libéré et s'accumule sous forme d'ammoniac. Ce qui permettra d'accroître la valeur du pH de la matière ; Toutefois, un pH supérieur à 8,5

sera toxique sur les communautés bactériennes méthanogènes. Un rapport C/N de 20-30 est considéré comme optimal pour un digesteur anaérobie (Johan, 2013).

4.4. Agitation

Le brassage du contenu des digesteurs a pour rôle d'assurer de nombreuses fonctions au sein du processus de digestion anaérobie :

- favorise l'homogénéisation du réacteur qui permet une répartition uniforme de la température et du pH dans le milieu (Karim et *al.*, 2005);
- évite la sédimentation au fond du digesteur ou la formation d'une croûte en surface (Karim et *al.*, 2005);
- aide à la réduction de la taille des particules et finalement de faciliter la libération du biogaz de l'ordre de 10 à 30 % par rapport à un digesteur non agité (Karim et *al.*, 2005) ;
- facilite aussi les interactions entre le substrat et les bactéries épuratrices (Karim et *al.*, 2005);
- permet également de casser la couche de solide produits qui peuvent flotter à la surface de la solution qui empêche ainsi l'échappement de certains gaz comme l'AGV, CO₂, H₂, H₂S, qui par leur présence acidifie le milieu et/ou inhibe l'activité de certaines bactéries y compris les bactéries méthanogènes (Aitlahyane et *al.*, 2020).

Par contre, différentes études montrent que l'agitation d'un réacteur lors de sa phase de démarrage aurait un effet néfaste sur le processus de digestion anaérobie (Karim et *al.*, 2005 ; Hoffmann et *al.*, 2008) : car, le processus serait moins stable, le pH plus faible du fait d'une quantité plus importante d'acides gras volatiles.

4.5. Alimentation

Les facteurs liés à l'alimentation d'un digesteur anaérobie influencent à plusieurs niveaux son fonctionnement. En effet, selon le taux de charge organique (OLR) ainsi que le temps de rétention hydraulique (HRT) appliqué au digesteur, ou encore la nature des différents substrats utilisés, la production de biogaz se fera plus ou moins rapidement (Anderson et *al.*, 2003). De même, ces différents facteurs liés à l'alimentation du digesteur influencent la

quantité de méthane produite, la composition mais également le risque d'inhibition de la flore microbienne impliquée dans le processus de digestion anaérobie (Gunnerson et Stuckey, 1986).

5. Digesteurs : Technologie et géométries

Les digesteurs sont fabriqués à base de technologie simple. Les réacteurs à boues libres consistent en la mise en œuvre d'une biomasse libre dans un réacteur infiniment mélangé s'apparentant à la technologie aérobie des boues activées (Corse, 2012).

Les réacteurs à boues libres peuvent se différencier par leurs géométries (Figure 4). En France par exemple, 70% des installations sont équipées de digesteur cylindrique et le reste avec des digesteurs de type continental. Dans le reste de l'Europe, on trouve fréquemment des digesteurs de type ovoïde (Corse, 2012).

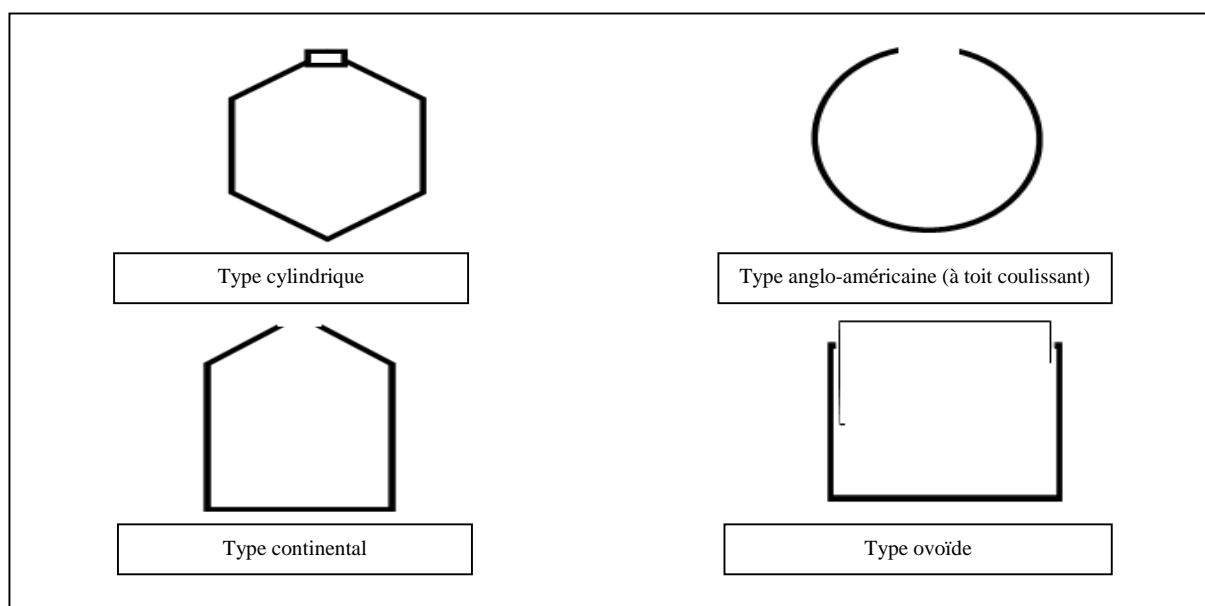


Figure 4 : Différents géométries de digesteur de boues d'épuration (Corse, 2012)

6. Valorisation du biogaz

Ils existent plusieurs modes de valorisation énergétique du biogaz, ainsi que sa réutilisation et régénération.

6.1. Valorisation thermique

La valorisation thermique consiste à récupérer l'énergie sous forme de chaleur et de vapeur à moyenne ou haute pression consommée à proximité car peu transportable. Il s'agit du

mode de valorisation le plus simple et le moins coûteux, mais offrant peu de débouchés (Saber, 2013).

Dans les stations d'épurations, 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 (Ademe, 2010).

6.2. Valorisation électrique

La production électrique progresse rapidement, grâce au développement de la cogénération. Cette dernière consiste à récupérer l'énergie thermique de combustion, en plus de l'énergie mécanique du moteur ou de la turbine lors d'une valorisation électrique du biogaz. Cette énergie est utilisée pour le chauffage des digesteurs et le reste peut servir à d'autre usage : séchage du digestat, production d'eau chaude, alimentation d'un chauffage domestique (Bertolini, 2005).

6.3. Injection dans le réseau de gaz naturel

Lorsqu'une unité de méthanisation se trouve à proximité d'une canalisation de gaz naturel, l'injection du biogaz dans le réseau peut être envisageable. La composition finale du biogaz injectable, ainsi que sa pression dépendent des spécifications imposées par le réseau (Saber, 2013).

Le biogaz doit répondre aux normes appliquées sur le gaz naturel. Toutes les impuretés présentes dans le biogaz (CO₂, H₂O, H₂S, composés organohalogénés, etc.), doivent être réduites à des teneurs très faibles (Saber, 2013).

6.4. Utilisation comme biocarburant pour véhicules et pour piles à combustible

Assez répandue en Suède, la valorisation du biogaz sous forme de carburant automobile ne fait l'objet par exemple en France, pays pourtant développé, que de quelques installations pilotes en cours d'optimisation : Lille, Sonzay (près de Tours) et Chambéry (Sigot, 2014). Elle est destinée pour l'instant à l'alimentation des flottes captives de véhicules des collectivités locales : collecte des ordures ménagères, transport en commun. Son intérêt est à la fois économique et environnemental, compte tenu de la qualité des rejets des moteurs à gaz (Saber, 2013), (Ladjel et Abbou, 2014).

7. Avantage de l'énergie biogaz

Le biogaz issu de la méthanisation des boues résiduaire présente de nombreux avantages particulièrement prometteurs pour l'avenir sur le plan économique, social et environnemental (Bastide, 2015).

Le gaz vert, est une énergie 100% renouvelable. Il contribue donc à la réduction de la pollution et des émissions de gaz à effet de serre et au développement des énergies renouvelables (Bastide, 2015; Abderezzak, 2011).

Le biogaz, en contribuant à l'émergence d'une économie circulaire dans laquelle les déchets deviennent une source d'énergie renouvelable, participe pleinement à la transition énergétique. Il est donc conseillé d'utiliser ce dernier car, il a un pouvoir réchauffant 23 fois plus élevés que celui du CO₂, minimise le coût général d'importation des sources énergétiques fossiles (pétrole, gaz ...) et réduit le coût du KWh thermique produit par ce biogaz (Bastide, 2015; Abderezzak, 2011).

En revanche, la construction des fermenteurs, les centrales de tri et de collecte des déchets, ouvre et crée de nouvelles embauches pour les citoyens (Bastide, 2015; Abderezzak, 2011).

8. Inconvénients de l'énergie biogaz

Le biogaz, en tant que gaz vert, présente de nombreux impacts positifs. Pourtant, il n'échappe pas à certaines critiques (Bastide, 2015).

Relativement récent, le biogaz peut susciter des interrogations. En effet, il y a actuellement une faible disponibilité du volume de production. Cela est dû au manque d'investissements et de capitaux pour investir dans la production de biométhane, de même qu'aux coûts conséquents de fonctionnement et d'entretien d'une unité de méthanisation (Bastide, 2015; Abderezzak, 2011).

De plus, la méthanisation engendre une dégradation plus lente que pour les procédés aérobies, ainsi elle reste une technique très prometteuse et encore ignorée du public. Cependant, devant les avantages que présente le biogaz, les recherches d'amélioration continuent de persévérer (Bastide, 2015; Abderezzak, 2011).

9. Conclusion

Les boues représentent une nuisance environnementale à prendre en charge pour la préservation durable de l'environnement. L'atténuation de ses effets peut être prise-en charge par le traitement de ces déchets par un procédé de bioconversion « digestion anaérobie »,

appelée aussi méthanisation, et la valorisation des produits résultant de ce traitement tel que ; le biogaz utilisée comme énergie et le digestat comme fertilisant.

La méthanisation demeure un processus complexe, se déroulant en quatre principale phases : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et en fin la méthanogènes. Chacune des phases fait intervenir un groupe de bactéries particulier évoluant dans des conditions bien spécifiques à chacun de ces groupes. Le suivi d'autant paramètres au cours du processus de la digestion anaérobie permet de mettre en évidence le déroulement de ce processus.

Le biogaz produit a plusieurs modes de valorisation énergétique ainsi qu'il présente de nombreux avantages particulièrement prometteurs pour l'avenir sur le plan économique, social et environnemental.

**Chapitre III : Généralité sur le roseau
commun *Phragmite australis***

1. HISTORIQUE

1.1.Apparition et usages

Le roseau commun (*Phragmites australis*), appartient à la famille des graminées et est considéré comme une plante invasive. Tout commence à la Préhistoire où l'homme utilisait le roseau comme revêtement des toits et sols, brise-vent et barrière mais également pour se chauffer. Des fragments de *Phragmites australis* de 40 000 ans ont été retrouvés dans le Sud-ouest des Etats-Unis démontrant le caractère natif de celui-ci dans cette région (Swearingen et Saltonstall, 2012).

Le toit d'un temple Maya fabriqué en roseau commun a été daté au Carbone 14 et son âge a été évalué à 1400 ans. Le roseau commun était également utilisé sous forme de flèches pour la chasse mais également sous la forme d'instruments de musique et autres objets de cérémonie (Swearingen et Saltonstall, 2012).

1.2.Développement de l'utilisation du roseau commun

Jusqu'au XX^{ème} siècle, par difficulté de transport de la matière première (tiges de roseau), la plante a été utilisée à des fins domestiques comme évoqué précédemment, de façon artisanale comme agricole pour la litière du bétail. Bien qu'il possède un nombre important d'usages et soit très abondant, le roseau commun n'accède pas au rang de plante utile, bien au contraire, il est déjà considéré comme nuisible de par son caractère invasif (Swearingen et Saltonstall, 2012).

Les chinois ont commencé dans les années 40 à cultiver le roseau dans le but de reconstituer les réserves des sols jusqu'alors épuisées par la culture du riz, mais ensuite cela les a amenés à utiliser le roseau récolté pour la fabrication de papier et autres dérivés.(Swearingen et Saltonstall, 2012). Le roseau est employé aussi dans la fabrication de produits de vannerie comme les nattes, les paniers, les chapeaux et les sacs (Köbbing et *al.*, 2014).

Les connaissances et techniques rassemblées par le « projet international *Phragmites* », lancé par le Tchèque Kvet et constitué de plusieurs États comme la Russie et la Roumanie, permettent de lancer un programme de conservation et de mise en valeur du roseau dans le Delta du Danube dans le but de rentabiliser les roselières sans nuire à la faune et à la flore.(Dykyjova et Kvet, 1978).

Le roseau, longtemps vu comme une mauvaise herbe, est désormais étudiée comme une source importante d'énergie par le processus de combustion et la fabrication des biocarburants. En effet, les phragmites récoltés en automne et en hiver sont transformés en brique ou en bottes afin d'être brûlés. D'autre part, la génération de l'énergie à partir du roseau peut être autrement obtenue par la production de biocarburant (bio éthanol, bio diesel et bio hydrogène) utilisés par les véhicules (Cavalaglio et *al.*, 2015). L'éthanol est obtenu par une fermentation des sucres fermentescibles contenus dans le roseau (Köbbing et *al.*, 2014).

Plus récemment, le roseau *Phragmites* a été étudié pour ses propriétés de phytoremédiation dans les zones humides (Baley C., 2006). En effet, son pouvoir absorbant a été démontré pour certains métaux : Al (96 %), Cu (91 %), Pb (88 %) et Zn (85 %) (Morari et *al.*, 2015).

2. Généralités sur le Roseau commun

C'est une espèce cosmopolite de plante herbacée vivace, qui a évolué indépendamment pendant des milliers d'années (Bihaki, 2021). Le *Phragmites australis* est à la fois léger et robuste, utile et envahissant. Il est capable de supprimer les massettes dans certaines régions du globe mais il est utilisé pour la phytoépuration et il transforme tout type de boue polluée en terreau. De plus, il maintient bien les rives et considéré aussi comme une bonne plante filtrante (Jérôme, 2020).

Ces espèces se développent en large population, constituant un élément important des écosystèmes des zones submergées (Lavoie, 2008).

3. Définition et description

Le roseau commun nommé le *Phragmite australis* est une plante vasculaire d'une famille des graminées (Lavoie, 2008), c'est aussi une espèce héliophyte. Il peut se rencontrer jusqu'à 1000m d'altitude (Chetouane, 1982).



Figure 5: *Phragmites australis* (Packer et *al.*, 2017).

Cette poacée (graminée) qui peut atteindre de 3 à 5 m de hauteur, est une plante semi-aquatique, stolonifère à l'enracinement profond et rhizomateuse. Elle possède des feuilles faisant de 20 à 50 cm de long par 2 à 3 cm de large et de couleur vert glauque. Ses longues tiges sont fines, lises, non ligneuses, non ramifiées et pourvues de nœuds ornés d'un plumeau argenté. (Bihaki, 2021).

L'inflorescence sous forme d'une panicule pourpre, mûrit vers la fin de l'été, d'une couleur brun-violet pourpre virant au jaune paille, utilisable en bouquet sec. On appelle aussi ces colonies les roselières (Lavoie, 2008). Sa numération chromosomique est $2n=36, 48, 54, 96$.

4. Propagation et croissance

Le roseau *Phragmites australis* est une plante annuelle possédant deux modes de multiplication: végétative (rhizomes) et sexuée (par semences).

Les graines du roseau, contenues dans les fleurons, sont dispersées par le vent mais également transportées par certains oiseaux (OBVHCN, 2021). Elles ont la capacité de flotter, ce qui leur permet, après leur chute, de rester à la surface de l'eau pendant plusieurs mois et de circuler afin de coloniser un autre endroit. Chaque inflorescence produit jusqu'à 1000 graines (Shaltout et *al.*, 2006) dont la fertilité est comprise entre 0,1 et 59,6 % (Ishai et Kadono, 2002). Lorsqu'une graine s'ancre dans le sol (2 à 3 mm d'eau) et germe, une jeune tige de 20 à 40 cm sort de terre en trois mois.

Lorsque la roselière est déjà constituée, la multiplication végétative est plus efficace. En effet, le réseau de rhizomes souterrains permet d'apporter tous les nutriments pour la production de nouvelles pousses. Les stolons permettent également à la plante de se multiplier (Packer et *al.*, 2017).

Le *Phragmites* pousse majoritairement là où le courant est moins rapide et dans des fonds limoneux et boueux (Shaltout et *al.*, 2006). Son développement devient difficile lorsque les courants dépassent 0,20 m/s (Swearingen; Saltonstall, 2012).

Le roseau commun possède une capacité remarquable à évoluer dans des eaux chargées en métaux lourds et une adaptabilité à l'environnement qui l'entoure, comme des eaux à pH fortement variable (Guo et *al.*, 2003), faisant de cette plante une espèce invasive et facilement acclimatée. Il est tolérant aux conditions salines mais ses performances diminuent avec l'augmentation du taux de sel (Packer et *al.*, 2017).

5. Classification

Nom scientifique : *Phragmites australis*

- Règne Plantae
- Sous-règne Tracheobiontea
- Division Magnoliophyta
- Classe Liliopsida
- Sous-classe Commelinidae
- Ordre Cyperales
- Famille Poaceae
- Genre Phragmites
- Espèce Phragmites australis

6. Origine et répartition du roseau

Le roseau commun (*Phragmites australis*) est une graminée qui vient d'Eurasie. Il s'est propagé d'abord le long du fleuve St- Laurent, puis dans les terres aidé par le développement du réseau routier au Québec. C'est à ce moment que l'on a vraiment observé le caractère envahissant de cette plante exotique (Saltonstall, 2002).

6.1. Dans le monde

Comme déjà signaler, le roseau commun est une espèce cosmopolite, c'est-à-dire qu'on la retrouve presque dans toutes les régions du monde. Ces colonies sont présentes en Afrique, en Asie, en Amérique...etc (Saltonstall, 2002).

On la retrouve presque sous toutes les altitudes, elle a la particularité de pouvoir se développer dans les zones humides, des étangs aux marais mais également dans certains fossés bordant les routes. Il peut aussi bien évoluer dans des eaux douces ou saumâtres (Packer et al., 2017).

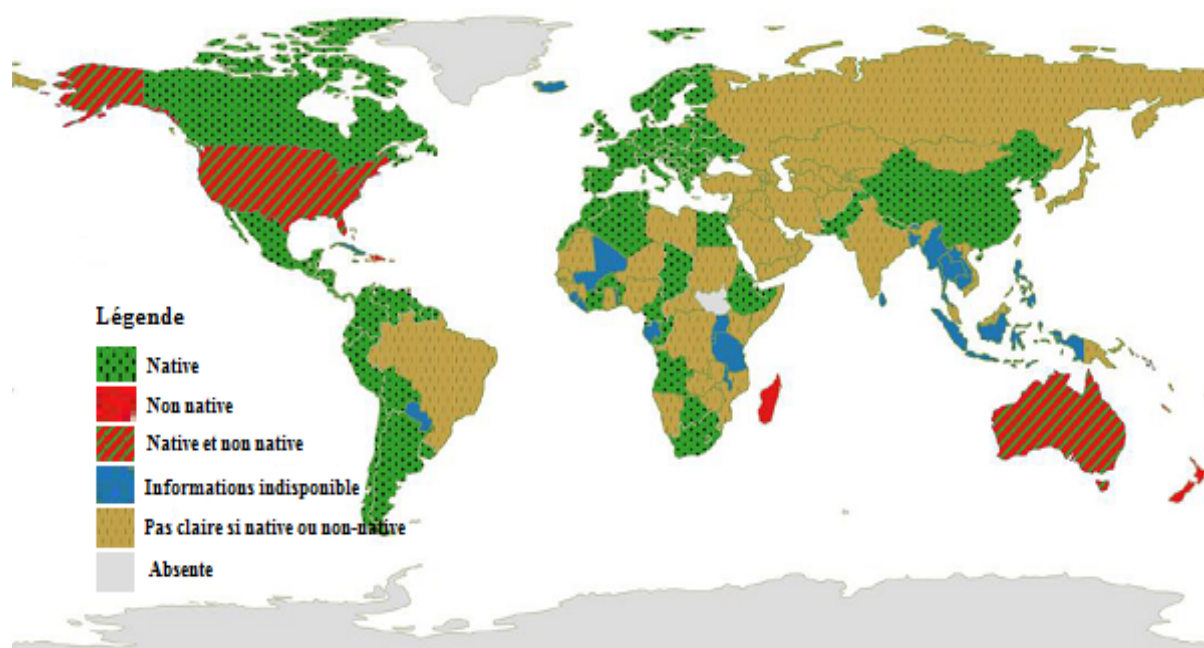


Figure 6 : Répartition mondiale du roseau commun (*Phragmites australis*) (Packer et al., 2017).

6.2. En Algérie

L'Afrique du Nord héberge une grande diversité de zones humides. Au sein de ce vaste ensemble, l'Algérie, dont le territoire appartient au domaine paléarctique occidental (au sud de la Méditerranée) et connue pour sa riche biodiversité, héberge presque tous les habitats du domaine et détient un patrimoine très varié d'espèces inféodées aux zones humides (Saheb, 2009).

Le roseau commun, espèce héliophyte se trouve au nord, est, ouest et au centre de l'Algérie, loin du désert en raison du manque d'eau et de la température élevée (Saheb, 2009).

7. Composition du roseau

Le roseau possède une composition chimique variable selon son lieu de croissance, c'est-à-dire dépendante du climat et de la qualité du sol. De plus, la composition chimique varie selon la partie du roseau analysée (Packer et *al.*, 2017).

Tableau 1 : Composition (%) du *Phragmites australis* selon la partie de la plante (Packer et *al.*, 2017) et (Sapuan et El-Shekeil, 2013) et (Giang et *al.*, 2019).

	Entre-nœuds	N œ u d s	Gaine de feuilles
L i g n i n e	[18,29- 20,45]	[22,56- 24,43]	[18,90-19,97]
C e l l u l o s e	[31,95-42,30]	[49,87- 55,00]	[43,41-46,50]
H é m i c e l l u l o s e	[19,75- 29,03]	[22,13- 31,20]	[19,45-19,48]
C e n d r e	[02,81- 05,01]	[03,95- 07,00]	[11,20-11,32]
Composés hydrosolubles	[02,85- 03,22]	[05,44- 05,77]	[08,42-11,67]



Chapitre IV : Matériels et méthodes

Notre étude expérimentale a été réalisée au laboratoire de chimie du Socle SNV de l'Université Mouloud Mammeri (Tamda), et au laboratoire commun de microbiologie de la Faculté des Sciences Biologiques et Agronomiques, au laboratoire d'analyse au niveau de la STEP EST de Tizi-Ouzou (ONA).

1. Présentation de la station d'épuration d'Est de TIZI OUZOU (STEP)

La station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou a été conçue au début des années 90 et a été mise en marche en Juillet 2000. Elle est localisée à 3Km de l'Est de la ville de Tizi-Ouzou, sur la rive gauche d'Oued Sebaou à 200 m en amont du Pont de Bougie.

Cette station utilise le procédé d'épuration à boues activées. Sa capacité est de 120 000 équivalents habitants (eq / hab). Elle traite les eaux usées urbaines et domestiques afin de protéger le milieu récepteur des pollutions causées par les rejets de ces dernières.

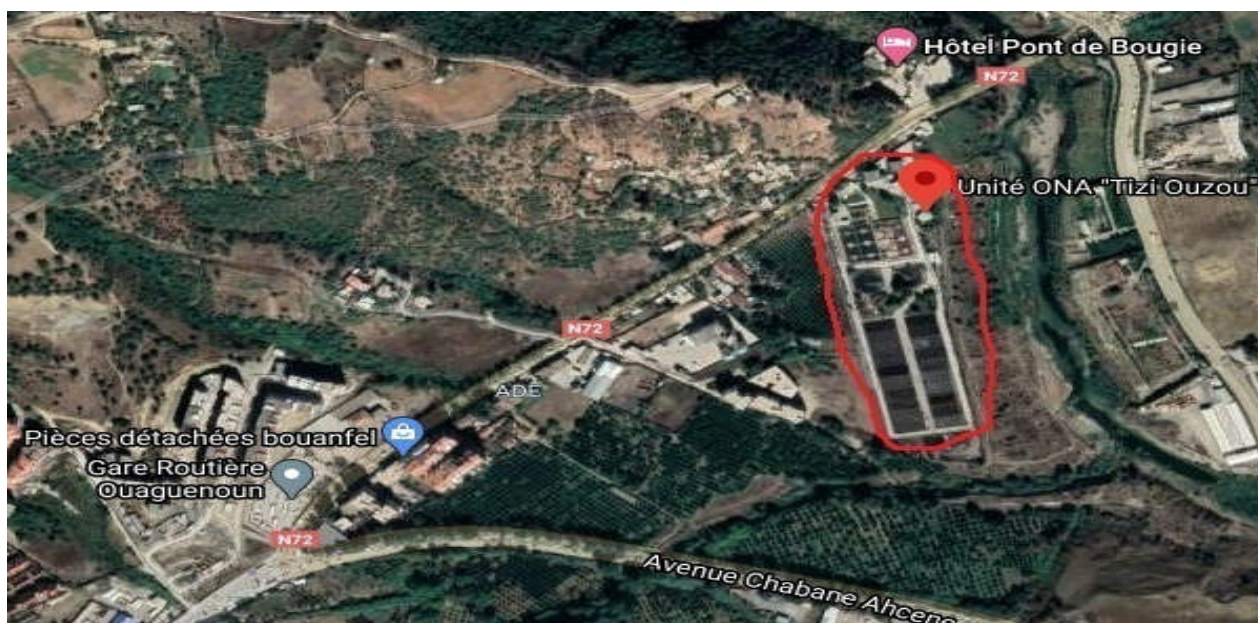


Figure 7 : Situation géographique de la STEP Est de Tizi- Ouzou

1.1.Composition de la STEP Est de Tizi- Ouzou

La composition de la STEP Est de Tizi-Ouzou est présentée par le tableau suivant :

Tableau 2 : Différentes installations des traitements de la STEP Est de T-O

Les	Nom de l'installation	Nombre
-----	-----------------------	--------

Prétraitement	Dégrilleur Dégrillage grossier (manuel) Dégrillage fin (mécanisé et manuel)	1
	Déssableur- Déshuileur	2
Traitement secondaire	Bassin d'aération	2
Clarification	Décanteur	2
Stabilisation	Bassin de stabilisation	2
Epaississement	Epaississeur	1
Déshydratation	Lit de séchage	20

1.2. Estimation de la production et la destination finale des boues de la STEP

La quantité de boues produites et valorisée dans la STEP Est de Tizi-Ouzou durant les dernières années est présentée par la figure 7.

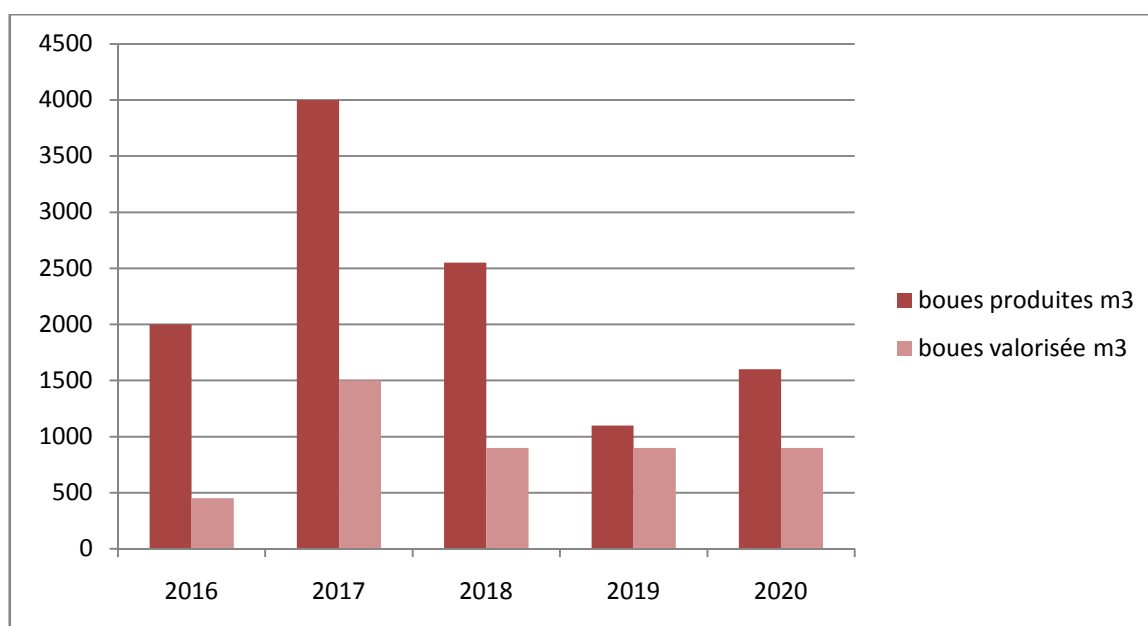


Figure 8: Quantités des boues produites et valorisée dans la STEP Est de Tizi-Ouzou durant les dernières années (Derbal et *al.*, 2011)

Actuellement, dans la STEP Est de Tizi-Ouzou il existe trois filières d'élimination des boues.

La figure 8 montre le pourcentage des boues destinée pour chaque filière.

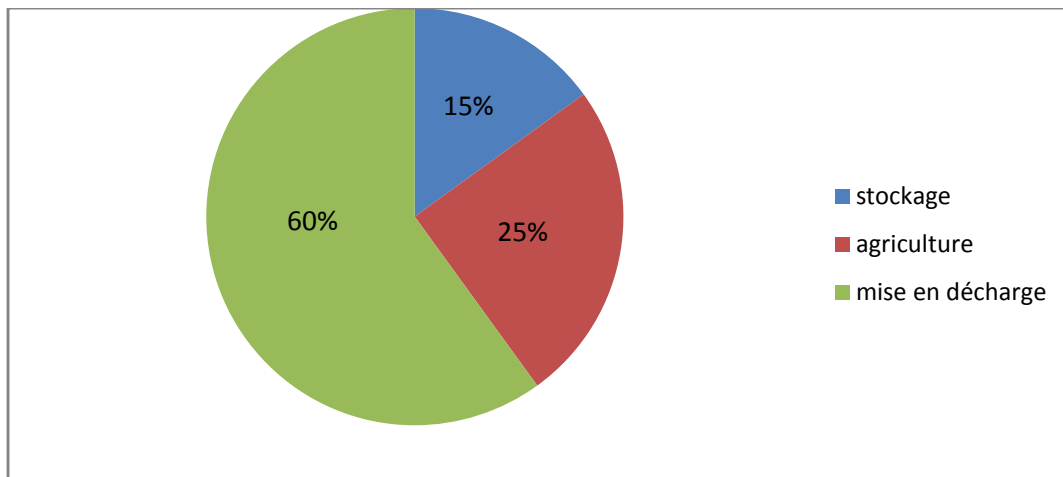


Figure 9 : Destination final des boues

2. Matériel d'étude

2.1. Description du bio-digesteur

Le bio-digesteur utilisé est un dispositif de 5 litre en plastique d'une forme cylindrique est muni de trois trous, tel que montré sur schéma sur la figure 10 et l'image dans la figure 11. Nous avons fixé au premier un entonnoir pour l'entrée des boues, le deuxième pour le prélèvement des échantillons liquides à l'aide d'une seringue afin de mesurer le pH et l'autre pour assurer l'échappement du gaz produit et l'acheminement dans une chambre à air pour la récupération du biogaz.

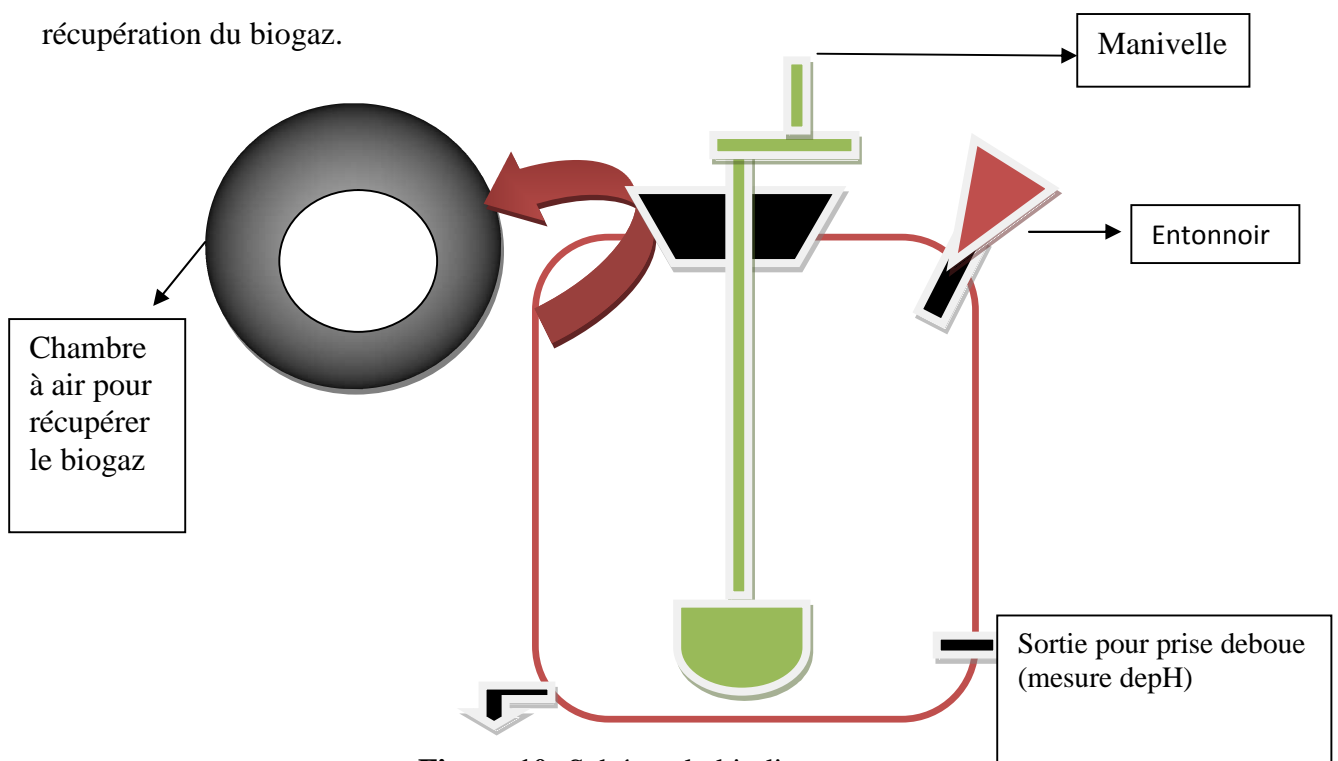


Figure 10: Schéma du biodigesteur



Figure 11: Image du dispositif (photo originale, 2021).

2.2. Le substrat utilisé

2.2.1. l'échantillon de boue

L'échantillon de boue est obtenue de la station d'épuration d'Est de Tizi-Ouzou (ONA) a été prélevée le 23/05/2021 du stade d'épaississement de la boue activée. Cette boue de consistance liquide est recueillie le jour même du lancement de l'expérience pour éviter toute dégradation de la matière organique avant utilisation.



Figure 12: Boue utilisée (photo originale, 2021)

2.2.2. Charge végétale (farine de roseau)

La récolte du roseau est faite d'une manière rudimentaire le mois de Mai 2021 à la région d'Oued Aissi à Tizi-Ouzou. Après la récolte, les tiges du roseau commun sont lavées avec de l'eau et laissées séchées à l'air libre quelque jours (48h). Ces derniers sont coupées en petits

morceaux et broyer à l'aide d'un Moulin METAL8 de la marque SEB (moulin à café SEB). A la fin on obtient une farine de différente dimension.



Figure 13: Farine de roseau commun

Dans notre expérience, des analyses physico-chimique, microbiologique et l'analyse de biogaz ont été réalisé.

3. Méthodes

3.1. Préparation et lancement de la fermentation

Nous avons rempli les deux digesteurs avec l'eau puis on les vidés pour faire évacuer l'aire contenu à l'intérieure, on a ensuite introduit la boue épaisse avec un volume de 3L dans l'un de ces digesteur (D_1) alors que dans (D_2), nous avons introduit 3L de boue épaisse avec 0.66g de la poudre de roseau par l'entonnoir, puis nous avons directement fermé le trou avec un bouchant en liège. Enfin, nous avons mis le digesteur dans un bain marie qui est rempli d'eau distillé à une température $T= 35^\circ$ pendant 33 jours.



Figure 14: Lancement de l'expérience (photo originale, 2021)

3.2. Analyses physico-chimiques des boues

3.2.1. Mesure du pH

Au cours de la fermentation anaérobie on a suivi la variation du pH des deux échantillons (boue et boue avec la charge végétative) qui représente un bon indicateur du bon déroulement de processus.

Le pH est la mesure de l'acidité ou de la basicité d'une solution. Il est un facteur important dans le processus de méthanisation. Il doit se situer dans un intervalle compris entre 6 et 8. Un pH ne se situant pas dans cette fourchette de mesure entraînerait un déséquilibre d'ordre chimique, mais également d'ordre biologique au sein de la population bactérienne, et par conséquent un dysfonctionnement total au niveau du processus (Emillian, 2004 ; Moletta, 2008).

Pour mesurer et déterminer le pH nous avons suivi les étapes suivantes:

- Allumer le pH mètre ;
- Prendre une quantité 1mL de chaque échantillon (D_1 et D_2) puis ajuster avec de l'eau distillée jusqu'à 10 mL dans un bécher ;
- Rincer l'électrode avec de l'eau distillée et sécher avec un papier hygiénique ;
- Plonger l'électrode de pH dans l'échantillon analysé ;
- Attendre la stabilisation de la valeur pour faire la lecture ;
- Rincer l'électrode avec de l'eau distillée et sécher pour réaliser la mesure suivante.



Figure 15 : Mesure du pH (photo originale, 2021)

3.2.2. Détermination de taux de matière sèche (MS)

La matière sèche est constituée de matières minérales (MM) et de matières organiques (MO), ces derniers appelés matière volatiles sèches (MVS). La détermination de taux de matière volatil est une certes une évaluation grossière de la matière organique, toutefois, le

suivi de ce taux permet de connaître la stabilité d'une boue d'épuration. Plus le taux de MVS est faible, plus la boue est facile à épaissir ou à déshydrater (Amir, 2005).

La boue est constituée d'eau et de matière sèche (MS). Le pourcentage en MS représente la Siccité.

Boue = eau + matière sèches

100% = humidité% + siccité

Nous avons procédé comme suit :

- Peser deux papier filtre plissé p_0 ;
- Placer les papiers filtre dans l'entonnoir ;
- Mouiller le filtre avec de l'eau distillée pour assurer l'adhérence à l'entonnoir ;
- Placer l'entonnoir sur une éprouvette un erlenmeyer ;
- Verser une quantité de chaque échantillon 100 ml et laisser filtrer ;
- Après filtration et dans chaque coupelle on met le papier filtre ;
- Sécher à l'étuve à 105°C jusqu'à obtention d'un poids constant ;
- Mettre à refroidir dans le dessiccateur puis peser le poids de chaque filtre p_1 .

$$\text{MS}\% = \frac{P_1 - P_0}{V} \times 100$$



Figure 16 : Les étapes de détermination de la MS (photos originale, 2021)

3.2.3. Détermination de la teneur en matière organique

Pour la détermination de la teneur en matière organique ou le taux des MVS on a suivi les étapes suivantes :

- préparer deux échantillons homogénéisés.

- Peser deux coupelles en porcelaine à vide P_0 et les remplir avec 10 mL de boue (p_1).
- Mettre les dans une étuve à 105°C jusqu'à séchage et peser la P_2 .
- Après séchage, mettre les dans le four à 505°C pendant 2 heures et peser la P_3 .

Le taux de MVS est donné par la formule suivante :

$$\text{MVS} = ((P_2 - P_3) / (P_2 - P_0)) \times 100$$



Figure 17 : Les étapes de détermination de la teneur en matière organique (photos originale, 2021).

3.2.4. Détermination de demande biologique en oxygène (DBO5)

C'est la quantité d'oxygène consommée par les matières biodégradables présentes dans une eau usée et qui se dégradent au cours du temps par le processus biochimiques naturels, elle représente une fraction des matières organiques biodégradables contenues dans les eaux usées. La norme établie est de 5 jours et donne une valeur par défaut (Moletta, 2008).

Mode opératoire

A l'ONA nous avons procéder comme suit:

- Mettre en marche l'incubateur DBO tout en réglant le thermostat à 20°C ;
- Préparer les flacons de DBO, il faut les rincer à l'eau distillée puis avec l'eau à analyser ;
- Introduire une quantité appropriée des échantillons à analyser ;
- Introduire un barreau magnétique dans chaque flacon ;

- Placer dans l'incubateur pendant une heure pour permettre aux échantillons d'atteindre la température de 20°C ;
- Placer les oxytops sur les flacons ;
- Programmer les oxytops tout en choisissant l'échelle qui correspond au volume d'échantillon choisit ;
- Les échantillons sont ainsi laissés dans le DBO mètre à température constante 20°C et dans l'obscurité pendant 5 jours ;
- Après 5 jours, on procède à la lecture du résultat directement sur l'oxytop.



(A)



(B)



(C)

A : La mise des échantillons dans des flacons

B : Ajouté un agitateur

C : Fermeture des flacons par les Oxytops.

Figure 18: Mesure de la DBO₅ (photo originale, 2021)

3.2.5. Détermination de demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est une mesure de toutes les substances consommatrices d'oxygène. Il s'agit de celles qui peuvent pas être éliminées par le traitement des eaux usées, mais aussi celles qui ne se prêtent pas à un traitement biologique (Moletta, 2008).

Mode opératoire

On prépare les deux échantillons témoin avec 10ml de solution de l'hydrogénophthalate de potassium (à l'ONA):

- Mettre 10 mL d'eau distillée dans un flacon ;
- Ajouter 10 mL de boue ;

- Rajoute au flacon 5 mL de dichromate de potassium +15 mL d'acide sulfurique sulfate d'argent ;
- Ajouter ensuite un régulateur d'ébullition dans le tube ;
- Mettre ce dernier dans le réacteur à DCO pendant 2heure à 150°C ;
- Après refroidissement on ajoute 45 mL d'eau distillée ;
- Ajouter 2 à 3 goutte d'indicateur coloré ;
- Puis en titre le tout avec le sulfure de fer et d'ammonium ;
- Puis on procède au calcul en utilisant la formule suivante :

$$DCO = 8000. C (V1-V2)/V0$$

$$DCO = 8000. C (V1-V2)/V0$$

Là où :

C : est la concentration en quantité de matière, exprimée en moles par litre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

V0 : est le volume, en millimètres, de la prise d'essai avant dilution.

V1 : est le volume, en millimètres, de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

V2 : est le volume, en millimètres, de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

8000: est la masse molaire, en milligrammes par litre de un demi d'O₂.

3.2.6. Rapport DCO/DBO₅

Comme nous l'avons déjà signalé, la DCO est une mesure des matières organiques biodégradables et non biodégradables, et la DBO₅ une mesure des matières organiques biodégradables.

Pour vérifier l'efficacité des bactéries dans la dégradation de la pollution, on calcule le rapport entre la DCO et la DBO₅, appelé rapport de biodégradabilité (Emillian, 2004).

- Si DCO/DBO₅ est supérieur à 3, la pollution est peu ou pas biodégradable ;
- Si DCO/DBO₅ inférieur à 2.5 indique une bonne biodégradabilité (Emillian, 2004).

3.3. Analyses microbiologiques

L'évaluation microbiologique de ces boues porte sur la recherche et le dénombrement de certaines bactéries pathogènes tels que Salmonella- Shigella et les Staphylocoques.

3.3.1. Préparation des dilutions

Pour déterminer le nombre de bactéries de chaque échantillon, on a ajouté à 9 mL d'eau distillé stérile une quantité de 1 mL de la solution mère des digesteurs D₁ et D₂. On Obtient ainsi une dilution mère de 10⁻¹ à partir de laquelle on réalise des dilutions décimales Jusqu'à 10⁻⁵ et pour chaque transfert on utilise un emboué stérile distinct. Il faut agiter toutes les dilutions immédiatement avant d'effectuer le transfert afin d'assurer que les micro-organismes présents sont distribués d'une façon uniforme.



Figure 19 : préparation des dilutions (photo originale, 2021).

3.3.2. Isolement et ensemencement des microorganismes


Nous avons prélevé 0.1ml des dilutions préparé (10⁻³, 10⁻⁴) que nous avons ensemencé par étalement sur la surface de boîte de pétri contenant le milieu solide (GN), la gélose Salmonella-Shigella (gélose SS), la gélose Chapman et la gélose Mueller Hinton (MH), à l'aide d'une pipette râteau et incubé à 37°C pendant 48h.

La technique d'ensemencement complet vise à favoriser la multiplication des bactéries sur un milieu nutritif lorsqu'elles proviennent d'un milieu à faible concentration.

3.4. Analyse du biogaz

3.4.1. Inflammabilité du biogaz

Le test d'inflammabilité de biogaz, donne une idée sur le rendement énergétique de l'échantillon utilisé. Chaque fois, après la mesure de volume de biogaz, on passe à un test d'inflammabilité de ce dernier. Le biogaz est retiré à l'aide d'une seringue et subi à une flamme discontinue d'un briquet.



**Chapitre VI : Résultats et leurs
discussions**

Dans ce chapitre seront discutés les résultats obtenus de l'analyse physico-chimique, microbiologique de la boue en biodigestion et cogestion, et l'analyse du biogaz produit lors de notre expérience. Cette dernière a duré 33 jours.

1. Analyse physico-chimique

1.1. Evolution du pH en fonction du temps

La mesure de l'évolution du pH en fonction du temps de la digestion et cogestion anaérobie est donnée sur la figure 20 et le tableau 1 en annexe (Les résultats d'analyse du pH en fonction du temps).

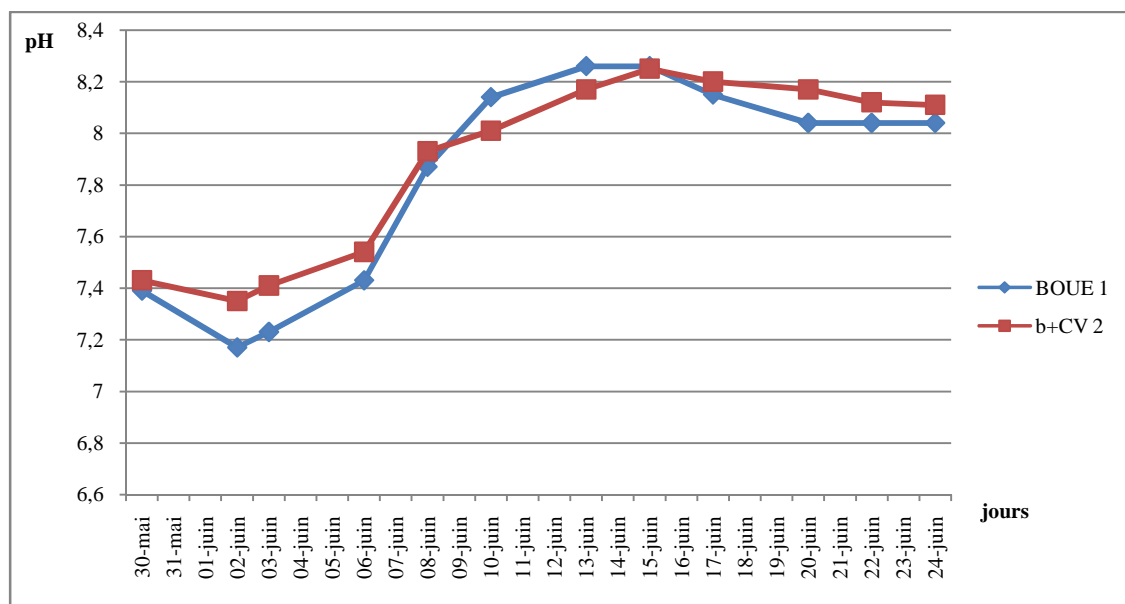


Figure 20 : Variation du pH au cours de la digestion et cogestion anaérobie en fonction du temps

D'après la figure 20, on remarque que les valeurs du pH sont comprises entre 7.17 et 8.26 au cours de la monodigestion de notre boue, alors que la cogestion (boue + farine de roseau) montre des valeurs d'un pH qui varie entre 7.35 et 8.17. Ces valeurs sont comprises dans l'intervalle du pH optimal pour les bactéries anaérobies qui est de 6,5 à 8. On peut noter trois phases distinctes notées par différents auteurs (Souza *et al.*, 2012; Ademe, 2010; Gourdon, 2002 et United-Tech, 2017). Ces mêmes observations ont été rapportées par (Wolf D *et al.*, 2011; Monou *et al.*, 2009) dans leurs travaux qui ont concerné la stabilisation des boues des stations d'épuration urbaines.

- la première phase dure 5 jours, et correspond à une chute du pH dans les deux digesteurs de la valeur 7.4 à la valeur 7.17 et 7.35 dans D₁ et D₂ respectivement. Ceci

est peut être dû à la dégradation de la matière organique par les enzymes des bactéries fermentaires et formation des acides gras volatils qui acidifient le milieu, c'est l'acidogénèse;

- dans la deuxième phase qui dure 14 jours, on note une augmentation du pH de 7.17 à 8.26 dans D₁, et de 7.35 à 8.25 dans D₂. Ceci est à l'origine de la consommation des acides gras volatils par les bactéries pour former d'autres produits tels que l'acide acétique, c'est l'acétogénèse;
- la dernière phase est une phase de stabilisation, qui est enregistrée à partir du 20^{ème} jour jusqu'à la fin de l'expérience dans les deux digesteurs D₁ et D₂. Durant cette phase tous les métabolites préalablement produits passent dans la phase gazeuse, ce qui laisse les propriétés acides du milieu invariables. C'est la phase méthanogénèse.

La farine du roseau est une biomasse attractive des bactéries lignocellulosiques et hemicellulosiques qui dégradent la MO rapidement et donnent des AGV avec de grande quantité. Mais, puisque il y a beaucoup de bactéries acétogènes qui se nourrissent des produits de la phase acidogène, l'accumulation des AGV est plus réduite dans le milieu. Ceci se répercute sur le pH dans D₂ qui montre une baisse plus faible par rapport à D₁. Cette observation et analyse est en concordance avec celles de certains travaux (Kennedy et *al.*, 1985; Moletta, 1999 et Giang et *al.*, 2019).

1.2.Variation de la matière sèche

La variation de la matière sèche pendant la digestion et cogestion anaérobie est représentée sur la figure 21.

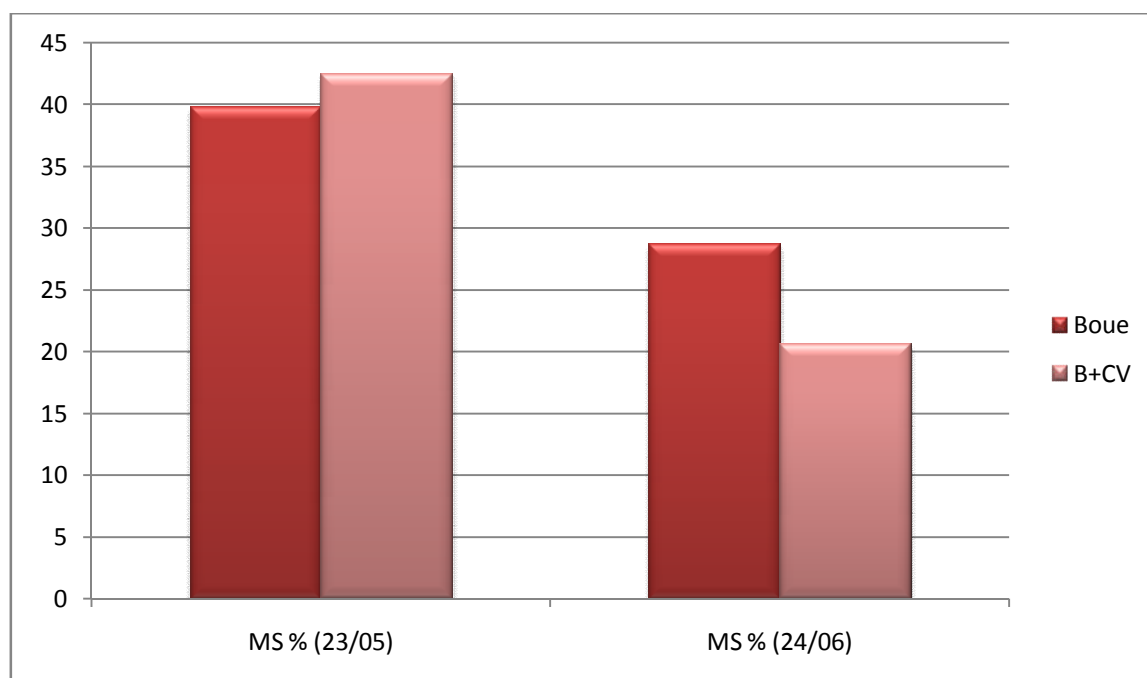


Figure 21 : La variation de la matière sèche en fonction du temps.

La figure 21, montre qu'au début de notre expérience, le taux de MS était de 39.80 % dans D₁ et 42.56% dans D₂. Après que nos échantillons ont subi une digestion anaérobie, la teneur initiale dans D₁ a diminué de 32.50%, alors que la cogestion a marqué un abattement de 51.40%.

Cette variation décroissante peut être liée à la dégradation de la matière organique par les microorganismes au cours des différentes étapes de la méthanisation (AEAG., 2001).

Toutefois, nous constatons une forte réduction des MS dans D₂ relativement au biodigester non chargé, ceci peut s'expliquer par le nombre important de bactéries stimulé par l'ajout de la farine du roseau qui engendre une dégradation accélérée et significative des éléments biodégradables. Cette constatation et analyse sont d'autant plus défendables car confortées par les travaux des autres auteurs (Giang et *al.*, 2019).

1.3.Matière organique

L'évolution de la matière organique est donnée sur la figure 22.

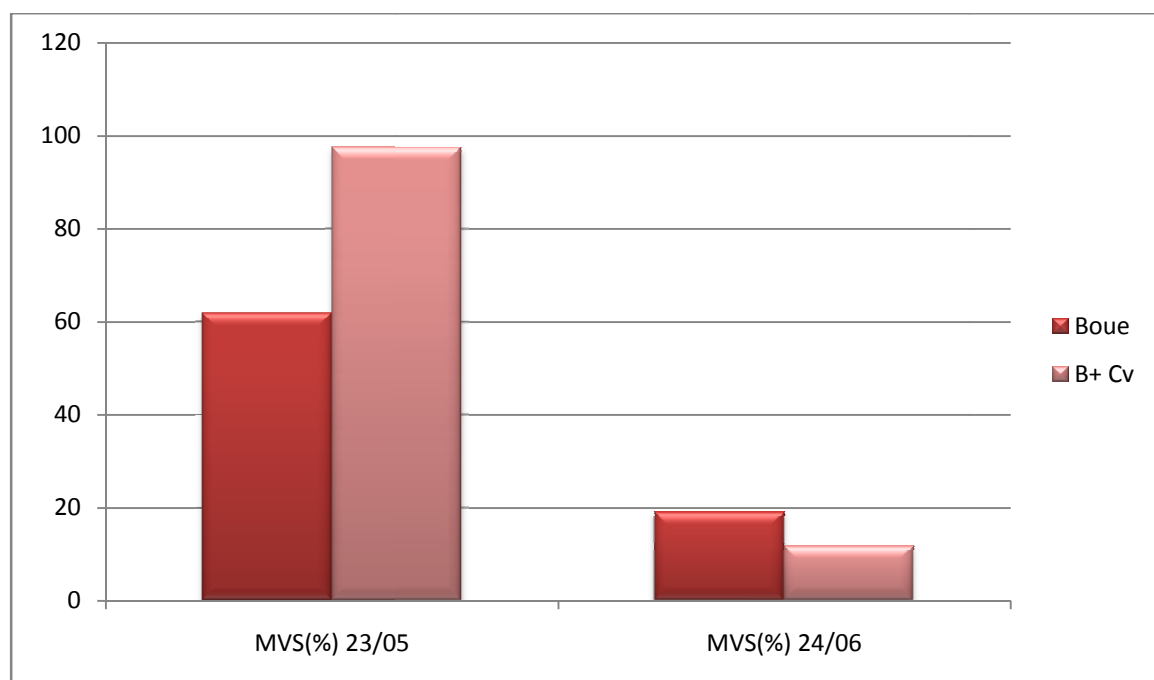


Figure22 : Evolution de la matière organique en fonction du temps

La teneur initiale en MO (MVS%) de nos échantillons de boue est de 61.92 g/l dans D₁ et 97,569 g/l dans D₂, c'est une quantité très importante. D'après la figure 22, nous constatons une réduction de 42.79 % et 50.09 % de MO dans D₁ et D₂ respectivement. Ceci peut être dû à la dégradation de cette dernière par les micro-organismes présents dans la boue au cours de la dégradation anaérobie.

Nous remarquons ainsi qu'il y a une différence entre l'abattement des MVS dans la boue chargée et non chargée, et ceci nous pouvons l'attribuer au fait que la présence du roseau engendre d'avantage la reproduction massive des bactéries qui dégradent la MO (Giang *et al.*, 2019; Komulainen *et al.*, 2008).

1.4. DBO₅ et DCO

La réduction des polluants biodégradable (DBO₅) dans la boue est illustrée dans la figure 23, et celle des polluants biodégradables et peu ou moins biodégradable (DCO) dans la boue est illustrée dans la figure 24.

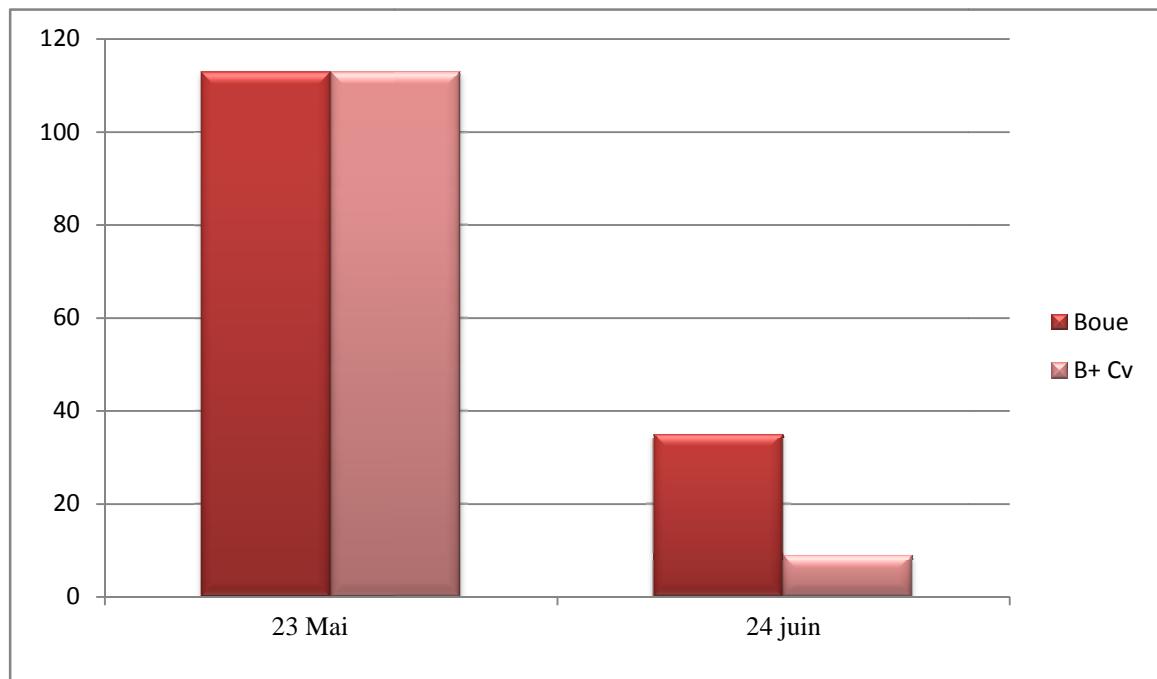


Figure 23 : Variation de la DBO₅ au cours de la digestion et cogestion anaérobie

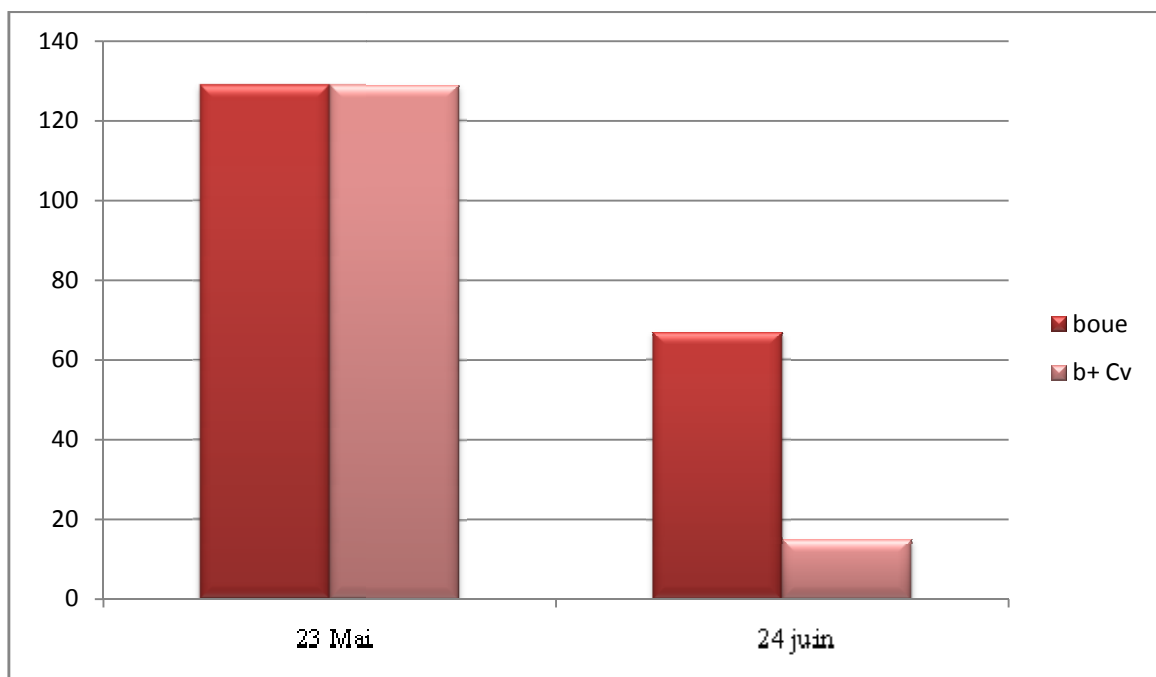


Figure 24 : Variation de la DCO au cours de la digestion et cogestion anaérobie

Les figures 23 et 24, illustrent les variations des paramètres de la DCO et la DBO₅, au début et à la fin de la monodigestion et la cogestion. Il s'avère, d'après ces figures, un abattement important des deux paramètres que d'autres auteurs ont déjà signalés (Prasad et *al.*, 2010; Tomei et *al.*, 2008). À la fin de la digestion anaérobie on constate une diminution

jusqu'à 30.97% et 7.96 % dans D₁ et D₂ respectivement pour la DBO₅, et pour la DCO nous remarquons 51.93% et 11.62% dans D₁ et D₂ respectivement.

La diminution de ces deux paramètres à la fin du processus peut être expliquée par la diminution du taux de micro-organismes dans les digesteurs due à la dégradation quasi-totale de matière organique et aussi une consommation rapide des acides gras volatils, c'est la phase méthanogénèse (Prasad et al., 2010; Tomei et al., 2008).

Nous remarquons aussi, et ce qui est important dans notre travail, qu'il y a une baisse plus importante des deux paramètres dans D₂ que dans D₁. Nous pouvons attribuer ceci à la présence de la farine de roseau qui contribue à favoriser le développement des micro-organismes cellulolytiques appauvrissant le milieu en éléments nutritifs (Prasad et al, 2010; Giang et al, 2019; Tomei et al, 2008).

1.5.Rapport DCO/DBO₅

Le rapport DCO/DBO₅ est aussi appelé le rapport de la biodégradabilité car il renseigne sur l'efficacité des bactéries dans la dégradation de la pollution.

Le rapport DCO/DBO₅ détermine la possibilité et le rendement de dégradation, et c'est un indicateur de traitement des boues (Emilian, 2004) :

- si DCO/DBO₅ > 3, la pollution est peu ou pas biodégradable ;
- si DCO/DBO₅ < 2.5, indique une bonne biodégradabilité;

D'après nos résultats, le rapport DCO/DBO₅ est égal à 1.91 dans D₁ et 1.6 dans D₂, à la fin de la méthanisation, et comme ces deux valeurs sont inférieures à 2,5 et par conséquent nous pouvons dire que l'effluent de boue et boue/la farine du roseau sont facilement biodégradable.

2. Analyse microbiologique

Les résultats du comptage bactérien, après ensemencement sur la gélose nutritive et milieu Muller Hinton, montre un nombre approximatif de $2,4 \cdot 10^7$ CFU/mL et $7,2 \cdot 10^7$ CFU/mL au début de la biodigestion au niveau de D₁ et $1,9 \cdot 10^7$ CFU/mL au niveau de D₂. A la fin de la bio-digestion, un accroissement considérable du nombre de bactéries a été observé au niveau des deux digesteurs. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par (Nwankwo et Okoyeuzu, 2020) qui ont produit un biogaz en utilisant des déchets en plastique et ont observé un accroissement des microorganismes.

De plus, une diversité morphologique des colonies microbiennes a été observée, ce qui montre une diversité des espèces dans les biodigesteurs. Ceci peut être attribué à la nature du substrat utilisé. Cette observation a été confirmée par (Idire et ses collaborateurs, 2016) qui ont produits du biogaz à partir de divers substrats provenant de déchets végétaux et animaux (Peau de banane, déchet d'une vigne tropicale (*Telfairia occidentalis*) et le lisier de porc).

Les observations des caractères culturels sur les différents milieux de culture utilisés montrent clairement l'existence de plusieurs types morphologiques. En début de la biodigestion le nombre de bactéries au niveau de D₁ sur milieu SS été de $4,1 \times 10^7$ CFU/mL. Ce nombre a été réduit jusqu'à atteindre un taux de $2,4 \times 10^7$ CFU/mL (soit un pourcentage de réduction de 41,46 %). Alors que dans le deuxième digesteur, le comptage n'a pas été possible car le nombre été très important à la fin de la cogestion.

Les espèces de bactéries probables capables de croître sur ce milieu sélectif sont du genre *Salmonella*, *Shigella* et *Yersinia*. Ces espèces sont pour la majorité pathogène et peuvent être présentes dans les boues utilisées.

L'ensemencement sur milieu Chapman a été utilisé lors de notre expérimentation pour vérifier la présence des bactéries halophytes (capables à croître dans un milieu riche en NaCl) en particulier les staphylocoques. Grâce à son indicateur coloré, le milieu Chapman détecte la consommation du Mannitol. Les colonies suspectes du staphylocoque doré sont celles qui présente le caractère Mannitol + et qui bien évidemment jaunissent le milieu Chapman. Ce constat a été observé lors de notre étude (Figure 25).

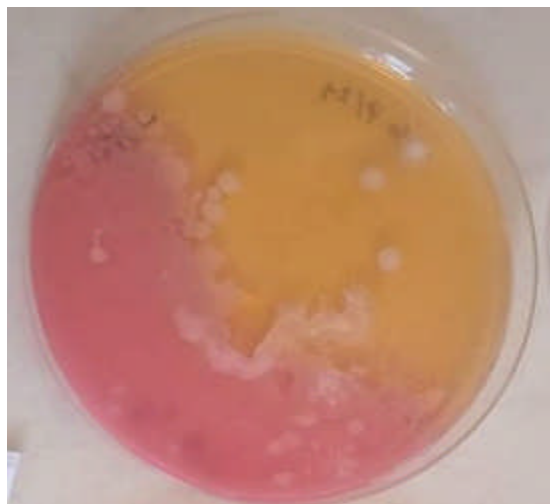


Figure 25: Résultats de la culture sur le milieu Chapman (photo originale, 2021)

Le nombre de ces bactéries halophytes semble diminuer pour atteindre un taux de 9×10^6 CFU/mL au niveau de D₁ en absence d'une charge végétale. Par contre au niveau de D₂ (en présence du roseau), on assiste à un accroissement du nombre de ce type bactérien à la fin de la cogestion.

D'après ces résultats, on peut déduire que la charge végétale joue un rôle important dans la balance des bactéries viables en cogestion ainsi que leurs nombre.

3. Analyse du biogaz

Mis à part une observation à l'œil nu et qui nous a montré que la quantité du biogaz issue de cogestion est plus importante, nous pouvons fournir aucune autre observation quantitative. L'analyse par chromatographie en phase gazeuse faisant défaut pour des raisons de programmation.

3.1. Quantité de biogaz produite

Les résultats de l'étude visant à étudier le rendement du biogaz ont montré que la chambre à air du dispositif D₂ était rempli avant celle du dispositif D₁. Ceci nous pouvons le relier au fait que la farine du roseau est un apport bénéfique pour la digestion anaérobie, ce qui a favorisé l'activité des bactéries méthanogènes et a augmenté la quantité de biogaz libéré. Chose conforté par les résultats qui sont similaires à ceux de (Pöllumajanduses, 2005; Jagadabhi et al., 2011; Kask, 2013; Costa-Ferreira et al, 2011) qui ont travaillé sur différents additifs tels que le roseau indigène non alimentaire et les déchets de maïs.

3.2. Inflammabilité du biogaz

La production du biogaz est l'objectif principal de la méthanisation, mais la qualité de ce biogaz joue aussi un rôle très important pour la valorisation de ce biogaz. Dans notre étude, la détermination de la qualité du biogaz produit est faite d'une manière traditionnelle, par le test d'inflammabilité. Selon la littérature, si le biogaz est inflammable ça veut dire que le pourcentage du méthane (CH₄) dépasse les 64% (Costa-Ferreira et al, 2011).

Tableau 3 : Suivi de l'inflammabilité du biogaz (Costa-Ferreira et al, 2011).

Temps (semaines)	Inflammabilité du biogaz formé
1	Faible inflammabilité
2	Inflammable
3	Inflammable
4	Inflammable

5	Inflammable
6	Faible inflammabilité

D'après nos résultats, nous pouvons constater que le biogaz produit est de bonne qualité et le pourcentage de méthane dans les deux digesteurs dépasse les 64%.



Conclusion générale

La valorisation du roseau commun est une opportunité sur le plan environnementale, énergétique et économique. Dans notre travail nous l'avons utilisé dans cogestion anaérobie d'un mélange à base de boue de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou et de la farine du roseau d'Oued-Aissi.

À l'issue du suivi des paramètres physico-chimiques et microbiologiques du procédé de cogestion du système boue/roseau commun nous pouvons conclure :

- les variations du pH n'ont pas affecté négativement le développement de la flore bactérienne responsable de la transformation de la matière organique dans la cogestion anaérobie.
- la réduction de la masse initiale de la boue traitée. Un taux de diminution de la matière sèche était enregistré 32.50% dans D₁ et 51.40% dans D₂. D'autre part, la digestion nous a permis de relever une réduction de la teneur en matière volatile sèche (MO) de 42.79 % et 50.09% dans D₁ et D₂ respectivement.
- l'étude nous a permis d'avoir un abattement important de la pollution organique initiale contenue dans les boues de lagunage chargé de la farine de roseau. La réduction était de l'ordre de 48.07% et 88.38% dans D₁ et D₂ respectivement pour la DCO et 69.03% et 92.04% dans D₁ et D₂ respectivement pour DBO₅.
- Selon la DBO₅ et DCO, cette dépollution a été suivie par une hygiénisation du produit de la digestion anaérobie par la destruction de la flore pathogène et une désodorisation.
- enfin la cogestion anaérobie a montré que nous pouvons aussi miser sur une valorisation énergétique du roseau.

Notre étude ne représente qu'un début à des études plus approfondies pour plus de performance. Nous pouvons ainsi pour améliorer notre travail, utiliser la CPG pour une meilleure analyse qualitative et quantitative du taux de méthane produit, et suivre par une étude de l'influence de la dimension de la farine du roseau et sa teneur dans la production du méthane.

Il est aussi important de vérifier de faire une étude comparative de l'apport au sol, comme engrais, du résidu de la digestion et de cogestion.



Références bibliographiques

- Ademe, (2001) : Les valeurs agronomiques des boues d'épuration.
- Ademe, (2010) : L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. La méthanisation comment se transforme la matière organique en énergie. Fiche Technique. Pp 6.
- AEAG, (2001) : La digestion anaérobie des boues urbaines, état des lieux, état de l'art. Toulouse, Agence de l'eau Adour Garonne.36.
- Agence de l'eau Rhône Méditerranéenne Corse, (2012) : Méthanisation des boues de stations : règle de l'art et état des lieux sur les bassins Rhône- Méditerranée Corse.
- Aitlahyane S., Ait yacine Z., Lekhlif B., Hanine H., (September 2020): Effect of agitation on the process of bi methanization of sludge from low-temperature wastewater treatment plants. Vol. 14(9), pp. 260-268
- Alder, (2009) : Traitement des déchets valorisation, élimination, P284. Paris
- Amadou H., (2007) : Modélisation de séchage solaire sous serre des boues de station d'épuration urbaine. Thèse de doctorat l'Université louis pasteur Strasbourg, 355p.
- Amir S., (2005) : Contribution à la valorisation de boues de stations d'épurations par compostage : devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost thèse, univ. Cadi ayyad, fac. sci. semlalia, Marrakech, 341p.
- Amir S., (2010): https://www.smra68.net/z_pdf/epandage-agricole-des-boues/boues-fertiliser-autrement.
- Anderson K., Sallis P., and Uyanik S., (2003) 24: Anaerobic treatment processes. In Handbook of Water and Wastewater Microbiology. Mara, D. and Horan, N. (eds). AcademicPress, London, 391-426.
- Appels L., LauwersJ., Degrve J., Helsen L., Lievens B.,Willems K., Dewil R., (2011): Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. Renewable and SustainableEnergyReviews, 15(9), 4295–4301.
- Baley C., (2006) : renforcement des polymères par des fibres végétales. Revue descomposites et des matériaux avancés vol. 16. N°1.hermès / Lavoisier.140P
- Bastide G., (2015, Fevrier) : Methanisation. 1.1.1.1, 1.1.1.3
- Bechac J.P., (1984) : traitement des usées. Paris, France, EdutionEyrolles, 281p.
- Bertolini G., (2005) : Économie des déchets. Éditions Technip, Paris.

- Bihaki A., (avril 2020) : Le roseau commun, *Phragmites australis*- Jardin fiche gerbeud.
- Blanc.A., (1967) : Problèmes d'aménagement dans le delta du Danube," Bulletin de l'Association de géographes français, vol. 44, no. 357. pp. 3–16.
- Boutouta I., (2013) : Valorisation énergétique des déchets solides urbains de la ville de Blida, mémoire de master Université de Blida, Blida, Algérie
- Buffiere P., Bayard R., Germain P., (2009): Freins et développements de la filière biogaz : les besoins en recherche et développement.
- Cavalaglio G., Cotana F., Pisello AL., Gelosia M., Ingles D., Pompili E., (2015): Sustainable Ethanol Production from Common Reed (*Phragmites australis*) through Simultaneous Saccharification and Fermentation. *Sustainability*. 7(9), 12149-12163.
- Chetouane M., (1982) : étude de la variabilité morphologique et biogéochimique de quelque population de phragmites communs du nord est algérien. Mémoire en biologie végétale intitulé. Université mouloud Mammeri.67P
- Costa-Ferreira M., Sousa J., M., et Lageiro M., (2011): Bioethanol production using native reeds from Portugal and Hungary – a collaborative study.
- Dahou M., (2018) : Recherche des conditions optimales de la production du biogaz à partir des boues de la station de lagunage de la ville d'Adrar. Thèse de Doctorat, Université Kasdi Merbah- Pp, 28.54.
- Damien A., (2004) : Guide du traitement des déchets' 3ème Edition, Dunod. Pp, 448. decharge conditions. 175p.
- Derbal K; Bencheikh-lehocine M; Meniai A-H, (2011). Pilot study of biogas production from organic solid waste in thermophilic phase, *Journal of Science Academy Transactions on Renewable Systems Engineering and Technology (SATRESET)*, 1:93-96.
- Dykyjova D., and Kvet J., (1978): *Pond littoral ecosystems-Structure and functioning*. Springer Berlin Heidel.
- El-Shinnawi M. M., El-Din M. N. A. El-Shimi, S. A., et Badawi, M. A, (1989): Biogas production from crop residues and aquatic weeds. *Resources, Conservation and Recycling*, 3(1), 33–45.
- Emilie J., (2002) : composition organique de boues résiduaires de stations d'épuration lorraines : caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation
- Emilie J., (2005) : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00007882/document>
- Farinet JL., 2010 : Transformation des déchets pour leur valorisation agricole. pp. 27

- Giang Van Tran, YuwaleeUnpaprom and Rameshprabu Ramaraj, (2019): Effects of Co-substrate Concentrations on the Anaerobic Co-Digestion of Common Reed and Cow Dung
- Girault R., Rousseau, P., Steyer J.P., Bernet N., Béline F, (2011): Combination of batch experiments with continuous reactor data for ADM1 calibration: application to anaerobic digestion of pig slurry. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 63, 2575–2582
- Gourdon R., (2002) : Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables, compostables. p. 153-200.
- Gunnerson C.G., and Stuckey D.C., (1986): Anaerobic digestion, principles and practices for biogas system. Washington, DC, World Bank (World Bank Technical Paper Number 49)
- Guo W., Wang R., Zhou S., Zhang S., and Zhang Z., (2003): Genetic diversity and clonal structure of *Phragmites australis* in the Yellow River delta of China,” *Biochem. Syst. Ecol.*, vol. 31, no. 10, pp. 1093–1109.
- Henze, M., Gujer W., Mino T., van Loosedrecht, M., (2006): Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3 [WWW Document].
- <http://www.fr> Source Google earth.
- https://www.memoireonline.com/11/12/6475/m_Contribution--la-valorisation-de-boues-de-station-d-epuration-par-l-appreciation-d-une-nouvelle29.html
- Idir S., Asikonket B., Tiku D., (2016): Potentials of banana peel, vegetable waste (*Telfairiaoccidentalis*) and Pig Dung substrates for biogas production.
- Ishaii J., and Y. Kadono, (2002): Factors influencing seed production of *Phragmitesaustralis*,” *Aquat. Bot.*, vol. 72, pp. 129–141.
- Jagadabhi P. S., Kaparaju P., Rintala, J., (2011): Twostage anaerobic digestion of tomato, cucumber, common reed and grass silage in leach-bed reactors and upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Bioresource Technology* 102, 4726–4733.
- Jarde E., Mansuy L., Faure P., (2003) :Characterisation of the macromolecular organic content of sewage sludges by thermally assisted hydrolysis and methylation-gas chromatography-mass spectrometer (THM-GC/MS). *J. Anal. Appl. Pyrol.*, 68-69, 331-350.

- Kaewdiew, J., Ramaraj, R., Koonaphapdeelert, S., Dussadee, N, (2019): Assessment of the biogas potential from agricultural waste in northern Thailand. Maejo International Journal of Energy and Environmental Communication, 1(1), 40–47.
- Kalloum S., (2006) : La digestion anaérobie des boues de la station d'épuration de la ville Adrar : une opportunité environnementale et énergétique. Thèse de magistère. École Normale supérieure de l'Enseignement technique D'Oran.295p
- Kask, Ü.,Kask, L., (2013): Pilliroogjasellekasutus. EestiLoodus 2/2013, Tallinn, 28-51 pp.
- Kennedy K.J., Muzar M., Copp G.H., (1985). Stability and performance of mesophilic anaerobic fixed film reactors during organic overloading, Biotech. Bioeng., 27: 86.
- Kherbouche D., Benyoucef B., (2007) : Valorisation énergétique de la biomasse : Production et Purification du biogaz obtenu à partir de la méthanisation sur sites Algériens. 13èmes Journées Internationales de Thermique. Albi, France du 28 au 30 Août 2007. <https://hal.archivesouvertes.fr/hal-00164155/document>
- Köbbing JF., Thevs N., Zerbe S., (2014): The utilisation of reed (*Phragmites australis*): a review. Mires and Peat. 13, 1-14.
- KollerEmilian, (2004) : Traitement des pollutions industrielles Dunod, PT424.
- Komiyama M., Misonou T., Takeuchi S., Umetsu K., and Taka J., (2006): Biogas as a reproducible energy source: Its steam reforming for electricity generation and for farm machine fuel. International Congress Series, 1293: 234- 237.
- Ladjel F., et Abbou S., (2014) : Perspectives de valorisation agricole et énergétique des boues issues des STEP en Algérie[en ligne].
- Ladjel F., et Abbou S., 2016 : Perspectives de valorisation agricole et énergétique des boues issues des STEP en Algérie.
- Lavoie C., (2008) : rapport préparé pour le comité interministériel du gouvernement du Québec sur le réseau commun et pour canards illimités.44P
- Legrand J., (2020) : Jérôme, au fil de l'eau producteur de plantes aquatique.
- Mad S., Chaguri MP., Castolini FR., Lucas JD., et Vidotti RM., (2012): Anaerobic biodegradation of concentrate obtained in the process of ultra filtration of effluents from tilapia processing unit. Revista Brasileira de Zootecnia 41(2):242-248.
- Marillys Macé, (2008) : <https://www.cieau.com/le-metier-de-leau/ressource-en-eau-eau-potable-eaux-usees/tout-savoir-boues-epuration>
- Marx I., Nait Mazi W., (Mars 2020) : Méthanisation agricole : quelles conditions de durabilité de la filière en France?.

- Mcinerney M. J, (1988): Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins. Vol. 2, pp. 373- 416.
- Moletta R., (2009) : L'eau, sa pollution et son traitement, France
- Moletta R., (2011) : « La méthanisation », Lavoisier.
- Moletta R.,(2008). La méthanisation, Technique et documentation - Editions Lavoisier,
- MolettaR., (1989) : Contrôle et conduite des digesteurs anaérobies. Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, 2(2), 265–293. <https://doi.org/10.7202/705031ar>.
- Monou M., Kythreotou N., Fatta D., Smith S., (2009): ‘Rapid Screening Procedure to Optimise the Anaerobic Co-Digestion of Industrial Biowastes and Agricultural Livestock Wastes in Cyprus’, Waste Management, Vol. 29, N°2, pp. 712 – 720.
- Morari. F, N. Dal Ferro, etCocco E., (2015): Municipal wastewater treatment with *Phragmitesaustralis* L. and *Typhalatifolia* L. for irrigation reuse. Boron and heavy metals,” Water. Air. Soil Pollut., vol. 226, no. 3.
- Nwankwo, Chibuzo Stanley etOkoyeuzu, Chigozie Francis, (2020): Modification of plastic tank for bio-digestion of food wastes for biogaz generation for cooking foods.
- OBVHCN, (2021) :Le roseau commun
- Ostrem KM. (2004): Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solides wastes. Mémoire de Maîtrise, Columbia University, Department of Earth and Environmental Engineering, New York.
- Packer. J. G, L. A. Meyerson, H. Skálová, P. Pyšek, and C. Kueffer, (2017): Biological Flora of the British Isles: *Phragmitesaustralis*,” J. Ecol., vol. 105, no. 4, pp. 1123–1162.
- Pöllumajanduseskasutatavatebiogaasiseadmetegaasitootlus, (2005): Translated from: Mecklenburger Biogas GesellschaftmbH, 21 p.
- Prasad K., Mara S., andIrini A., (2010): Optimization of Biogas Production from Wheat Straw Stillage in UASB Reactor, Applied Energy, Vol. 87, N°12, pp. 3779 – 3783.
- Ramaraj, R., Unpaprom, Y. &Dussadee N, (2016): Cultivation of green microalga, *chlorella vulgaris* for biogas purification. International Journal of New Technology and Research, 2, 117–122.
- Rostron J., (2001): <https://www.futura sciences. com/ planete/ definitions/ developpement- durable-boue- epuration-7637>
- Saber M. (2013) : Les procédés de digestion anaérobie pour la production du Biogaz. Bulletin des Energies Renouvelables. N°28. Pp, 3.
- Saheb, (2009) : Écologie de la reproduction de l'Échasse blanche *Himantopus himantopus* et de l'Avocette élégante *Recurvirostra avosetta* dans les

- hautes plaines de l'Est-Algérien. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar, Annaba, 147 p
- Saltonstall, Kristin, (2002): Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America [archive]. PNAS 99(4):2445-2449.
 - Sapuan S.M. et El-Shekeil Y.A., (2013): "Natural Fiber Reinforced Polymer Composites: a Green Alternative," *Int. Conf. Mech. Ind. Mater. Eng.*, pp. 16–22.
 - Shaltout K. H., Al-sodany Y., et Eid E.M., (2006): Biology of Common Reed *Phragmites* Review and Inquiry," no. 7.
 - Sigot L., (2014) : Épuration fine des biogaz en vue d'une valorisation énergétique en pile à combustible de type SOFC – Adsorption de l'octaméthylcyclotétrasiloxane et du sulfure d'hydrogène. Thèse de doctorat. L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Pp, 232.
 - Singh K. P., Mohan D., Sinha S., Dalwani R., (2004): Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage treatment plants on health, agricultural, and environmental quality in the wastewaters disposal area .*Chemosphere* .55, 227-255.
 - Swearingen J., and Saltonstall K., (2012): *Phragmites* field guide: distinguishing native and exotic forms of common reed in the United States," in USDA - Natural Resources Conservation Service, no. 56, p. 23.
 - Tomei M.C., Braguglia G., et Mininni G., (2008): '*Anaerobic Degradation Kinetics of Particulate Organic Matter in Untreated and Sonicated Sewage Sludge: Role of the Inoculum*', *Bioresources Technology*, Vol. 99, N°14, pp. 6119 – 6126.
 - United-Tech, Inc. (2017): Anaerobic Digestion. In United-Tech. BZT Waste Digester, <http://www.united-tech.com/wd-anaerobicdigestion.html>
 - Van Tran, G., Unpaprom, Y. & Ramaraj, R. (2019): Methane productivity evaluation of an invasive wetland plant, common reed. *Biomass Conversion and Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-019-00451-z>.
 - Warman, (2005): The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a pigwash sandy loam soil in Nova Scotia.
 - Werther J., Ogada T., (1999): Sewage sludge combustion .*Progress in Energy and Combustion Science* .25, 55- 116

- Wolf D., Von Canstein H., and Schröder C., (2011): 'Optimisation of Biogas Production by Infrared Spectroscopy-Based Process Control', Journal of Natural Gas Science and Engineering, Vol. 3, N°5, pp. 625 – 632.
- Wu W.M., Hickey R.F., Zeikus J.G., (1991): Characterization of metabolic performance of methanogenic granules treating brewery wastewater: role of sulfate-reducing bacteria. Applied Environmental Microbiology, vol. 57, n° 12, pp. 3438-3449.
- Zechmeister H.G., (2003) : <https://www.actu-environnement.com/ae/dossiers/traitement-des-boues/origine-nature-boues.php4>
- Zerguini S., et Bouloufa k., (2018) : Analyse des boues de la station d'épuration de Souk El Tenine en vue d'une valorisation agricole.

La liste de verrerie et tous les matériels utilisés:

- Deux digesteurs
- Bain-marie
- Béchers
- Pipettes
- Eprouvettes de 1000 mL
- Papiers absorbants
- Coupelles
- Flacons colorimétriques
- Barreaux magnétiques
- pH mètre
- Réacteur DCO
- DBO mètre
- Entonnoirs
- Eprouvettes
- Dessiccateur
- Etuve
- Four à moufle
- Papiers filtre
- Erlenmeyer de 250 mL
- Coupelles
- Balance de précision
- Incubateur DBO
- Oxytops
- Deux régulateurs d'ébullition
- Pipettes pasteur
- Boîtes de pétri
- 2 Bec benzène
- Tubes à essai
- Etuve
- Coton
- Eau physiologique

- Moulin METAL8
- Coton
- Seringue
- Briquet.

Réactif

- Dichromate de potassium
- Acide sulfurique sulfate d'argent.
- Sulfure de fer et d'ammonium.
- Eau distillé
- Gélose salmonella-shigella (SS)
- Gélose chapman
- Gélose muellerhinton (MH)
- Gélose nutritive (GN)
- Ethanol C₂H₆O
-

Tableau 1 : moyenne des trois résultats d'analyse d'évolution du pH renvoie à la figure 22.

Date	pH	
	D ₁	D ₂
30/ Mai	7.39	7.43
02/ Juin	7.17	7.35
03 / Juin	7.23	7.41
06/ Juin	7.43	7.54
08/ Juin	7.87	7.93
10/ Juin	8.14	9.01
13/ Juin	8.26	8.17
15/ Juin	8.26	8.25
17/ Juin	8.15	8.2
20/ Juin	8.04	8.17
22/ Juin	8.04	8.12
24/ Juin	8.04	8.11

Résumé

La croissance des activités humaines génère une production importante de déchets urbains rarement traités et valorisés dans notre pays. Aussi, beaucoup de ressources renouvelables en Algérie tels que les charges et fibres végétales sont non exploitées comme les pays développés, qui les utilisent dans différents domaines tels que les matériaux, l'énergie, la construction automobile, etc. Notre travail a pour objectif la valorisation d'une source végétale locale qui est le roseau commun dans le procédé de cogestion anaérobie avec la boue de la station d'épuration EST de la ville de Tizi-Ouzou.

Les paramètres physico-chimiques et microbiologiques de la cogestion du mélange boue/roseau ont été évalués. La biodigestion s'est faite dans un biodigester de 5 L isotherme à une température de 35 °C et un temps de résidence de 33 jours. La biodégradation du substrat a indiqué que l'élimination de la demande d'oxydation chimique (DCO) était de 41.06% dans le biodigester avec boue uniquement (D₁) et de 88.37% dans le biodigester avec mélange boue/roseau (D₂) suivi d'une réduction importante de la flore pathogène. L'utilisation des matières volatiles sèches était de 69.10 % et 87.87% dans D₁ et D₂ respectivement. La teneur en méthane et le rendement total les plus élevées en biogaz étaient notés dans le digesteur contenant la charge végétale.

Par conséquent, les résultats de cette étude ont suggéré que l'alimentation du digesteur en roseau a influencé positivement le processus de fermentation et de production du biogaz.

Abstract

The growth of human activities generates a significant production of urban waste rarely treated and valued in our country. Also, many renewable resources in Algeria such as plant fillers and fibers are not exploited like the developed countries, which use them in different fields such as materials, energy, automobile construction, etc. Our work aims to enhance the value of a local plant source which is the common reed in the anaerobic co-management process with the sludge from the EST wastewater treatment plant in the city of Tizi-Ouzou.

The physico-chemical and microbiological parameters of the co-management of the sludge / reed mixture were evaluated. Biodigestion was carried out in an isothermal 5 L biodigester at a temperature of 35 °C and a residence time of 33 days. The biodegradation of the substrate indicated that the elimination of chemical oxidation demand (COD) was 41.06% in the biodigester with mud only (D₁) and 88.37% in the biodigester with mud / reed mixture (D₂) followed by a significant reduction in pathogenic flora. The use of dry volatiles was 69.10% and 87.87% in D₁ and D₂ respectively. The highest methane content and total biogas yield were noted in the digester containing the plant feed.

Therefore, the results of this study suggested that feeding the reed digester positively influenced the fermentation process and biogas production.