



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET
POPULAIRE



Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique
Université de Blida 1

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
DEPARTEMENT DES BIOTECHNOLOGIES

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MASTER

Option :

BIOTECHNOLOGIE MICROBIENNE

THEME

Compostage et lixiviation, voies de valorisation pour
un développement durable

Présentée par : **M^{elle} MEDJAHHER Malak sahar.**

M^{elle} BOUCHERIT Chahla.

Soutenu le : 07 /09/2020

Jury:

Présidente : Dr.Mohamed Mahmoud F. MCB U Blida1

Examinatrice : Djellout H. MA U Blida 1

Promotrice : Pr. Krimi Z. Professeur U Blida 1

Promotion : 2019/2020

Remerciements

Nous tenons à exprimer en premier, notre profonde gratitude et nos vifs remerciements à Madame KRIMI Z., Professeur à l'université de Blida 01 pour ses conseils, son aide et sa disponibilité qui ont permis à la concrétisation de ce travail.

Nos sincères remerciements aux jury : la Présidente Dr.Mohamed Mahmoud F. maitre de conférence de classe B à l'université de Blida1 et l'examinatrice : Mme.Djellout de l'Université de Blida 1.

Ainsi que toute l'équipe du laboratoire de protection et de valorisation des ressources agrobiologiques.

Nos vifs remerciements à tous les Enseignants de l'option de Biotechnologie microbienne, ainsi que tous ceux qui nous ont aidé et soutenue pendant notre cursus.

Dédicace

On dédie ce mémoire ;

- *À nos grand-parents maternels et paternels ;*
- *À nos très chers parents qui ont été toujours à nos côtés pour, nous soutenir et nous donner le courage afin de terminer nos études ;*
- *À nos frères et sœurs ;*
- *À tous nos cousines et cousins ;*
- *À nos oncles et tantes paternels et maternels ;*
- *Au reste de nos familles ;*
- *À nos enseignants qui nous ont éclairé la route du savoir ;*
- *À nos amies et nos collègues.*

Sommaire

Résumé

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

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique sur le traitement des déchets, le compostage et la valorisation des sous-produits.....

1. Décharge et traitement des déchets.....	4
2. Les différents types de traitement des déchets.....	8
3. Lixiviat et lixiviation.....	18
4. Valorisation des sous-produits du compostage.....	33
5. Les sociétés de traitement des déchets en Algérie	34

Chapitre 2 : Ebauche expérimentale

1. Etude de la microflore totale.....	36
2. Etude de la qualité microbiologique du lixiviat	37
3. Test de pathogénicité	37
4. Action du lixiviat sur la germination et la levée de quelques graines	37
5. Tests <i>invitro</i> sur les bactéries retenue.....	37
6. Caractérisation physico-chimique du lixiviat.....	38

Conclusion	44
------------------	----

Références Bibliographique	45
----------------------------------	----

Table de matière :

Résumé

Introduction..... 1

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique sur le traitement des déchets, le compostage et la valorisation des sous-produits.....

1. Décharges et Traitement des déchets..... 4

1.1. Intérêt de traitement des déchets..... 4

1.2. Développement durable :..... 4

1.3. Décharge 5

1.3.1. Type de décharges..... 5

1.4. Traitement des déchets en Algérie 6

1.4.1. Problématique de gestion des déchets en Algérie..... 6

1.4.2. Terminologie des déchets dans la réglementation algérienne 7

1.4.3. Traitement des déchets organiques dans la réglementation algérienne 7

2. Les différents types de traitement des déchets 8

2.1. Compostage..... 8

2.1.1. Principe de compostage..... 8

2.1.2. Types de compostage..... 9

2.1.3. Processus de compostage aérobie..... 10

2.1.4. La microbiologie de la matière première du compostage..... 14

2.2. Méthanisation..... 16

2.2.1. Principe général de la digestion anaérobie comme procédé de traitement de déchets organique biodégradable..... 16

2.2.2. Mise en œuvre de la méthanisation..... 17

3. Lixiviat et lixiviation.....	18
3.1. Définition de lixiviat.....	18
3.2. Phase d'évolution du lixiviat.....	18
3.3. Type de lixiviat.....	19
3.4. Mécanismes de formation du lixiviat.....	20
3.5. Quantification des lixiviats.....	21
3.6. Compostions chimique et caractérisation microbiologique du lixiviat.....	22
3.7. Les facteurs influençant la composition chimique du lixiviat.....	25
3.7.1. Types de polluants dans le lixiviat.....	26
3.8. Impact de lixiviat sur l'environnement.....	28
3.9. Procédés de traitement de lixiviat.....	30
3.9.1. Méthodes biologiques.....	30
3.9.1.1. Traitement aérobie.....	30
3.9.1.2. Traitement anaérobie.....	30
3.9.2. Traitement physicochimique	31
3.9.2.1 Flottation	31
3.9.2.2. Coagulation-Floculation	31
3.9.2.3. Précipitation chimique.....	31
3.9.2.4. Adsorption	32
3.9.3. Méthodes membranaires	32
3.9.3.1. La nanofiltration.....	32
3.9.3.2. L'osmose inverse.....	33
4. Valorisation des sous-produits du compostage.....	33
4.1. Utilisation du lixiviat	33

4.2. Effets du digestat sur les propriétés biologiques des sols.....	33
4.3 Application du biogaz.....	34
5. les sociétés de traitement des déchets en Algérie	34
 Chapitre 2 : Ebauche expérimentale	
1.Etude de la microflore totale.....	36
2.Etude de la qualité microbiologique du lixiviat	37
3.Test de pathogénicité	37
4.Action du lixiviat sur la germination et la levée de quelques graines	37
5.Tests <i>invitro</i> sur les bactéries retenue.....	37
6.Caractérisation physico-chimique du lixiviat.....	38
Conclusion.....	44
Références bibliographiques.....	45

Liste de figures

Figure 01 : Le biodigesteur de Tamanrasset de 15m³(Benaissa, 2019).

Figure 02 : Schéma de processus de compostage (David, 2013).

Figure 03 : Écarts théoriques de température et populations microbiennes pendant le processus de compostage (David, 2013).

Figure 04 : Les andains utilisés pour l'étape de maturation (David, 2013).

Figure 05 : Les grandes particules retirées du compost par tamisage (David, 2013).

Figure 06 : principe général de la méthanisation (Teglia ,2011).

Figure 07 : schéma de suspension dilution (originale).

Figure 08 : tubes de suspension dilution (originale)

Figure 09 : cultures bactériennes à partir de la dilution 10⁻² sur milieu GN (originale)

Figure 10 : Cultures bactériennes à partir de la dilution 10⁻² sur milieu LPGA (originale)

Figure 11 : cultures bactériennes de l'isolat 01 sur milieu LB (originale).

Figure 12 : cultures bactériennes de l'isolat 10 sur milieu LB (originale).

Figure 13 : cultures bactériennes de l'isolat 11 sur milieu LB (originale).

Figure 14 : cultures bactériennes de l'isolat 13 sur milieu LB (originale).

Figure 15 : cultures bactériennes de l'isolat 14 sur milieu LB (originale).

Figure 16 : cultures bactériennes de l'isolat 16 sur milieu LB (originale).

Figure 17 : cultures bactériennes de l'isolat 17 sur milieu LB (originale).

Figure 18 : cultures bactériennes de l'isolat 18 sur milieu LB (originale).

Figure 19 : cultures bactériennes de l'isolat 20 sur milieu LB (originale).

Figure 20 : cultures bactériennes de l'isolat 22 sur milieu LB (originale).

Figure 21 : cultures bactériennes de l'isolat 24 sur milieu LB (originale).

Figure 22 : cultures bactériennes de l'isolat 25 sur milieu LB (originale).

Figure 23 : cultures bactériennes de l'isolat 32 sur milieu LB (originale).

Figure 24 : cultures bactériennes de l'isolat 33 sur milieu LB (originale).

Liste de tableaux :

Tableau 01 : Traitement des déchets (Anonyme, 2018).

Tableau 02 : contenu microbien des matières premières du compostage (Schlosser et Huyard, 2008).

Tableau 03 : Principaux microorganismes identifiés dans les aérosols en plateformes de compostage (Schlosser et Huyard, 2008).

Tableau 04 : Caractérisation principale des différents types de lixiviats (Wu et al., 2011).

Tableau 05 : Paramètres physico-chimiques des lixiviats de décharges (Clément *et al.*, 1993).

Tableau 06 : Paramètres microbiologiques des lixiviats de décharges (Clément *et al.*, 1993)

Liste d'abréviation :

AGV : Acide Gras Volatile

AND : Agence Nationale des Déchets

CARE : Cercle d'Action et de Réflexion autour de l'Entreprise.

COT : Carbone Organique Total

DBO : Demande Biologique en Oxygène

DBO5 : Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

MES : Matière En Suspension

MVS : Matière Volatile en Suspension

NTK : Azote Total Kjeldahl

OMR : Ordure Ménagère Résiduelle

pH : Potentiel d'Hydrogène

Résumé

Ce travail a pour but la caractérisation microbiologique et potentiel de valorisation d'un Lixiviat de compost jeune d'une décharge de Mostaghanem obtenu le 27 Février 2020. Le compostage est devenu progressivement un moyen populaire et une option appropriée pour recycler les différents déchets avec des bénéfices économiques et environnementaux. La méthanisation ou la digestion anaérobie est un processus biologique de dégradation de la matière organique par une flore microbienne, effectuée en l'absence d'oxygène.

Parmi l'un des grands défis que les décharges font face, c'est les sous-produits issus des traitements de déchets. En effet, le lixiviat, engendre des risques de pollution des sols, des rivières et des nappes phréatiques. Dans cette optique, sa collecte et son traitement avant son rejet dans la nature ou son utilisation ultérieure dans l'irrigation est une tendance dans différentes études et applications actuelles de la biotechnologie microbienne.

Malgré sa toxicité, le lixiviat fait l'objet de plusieurs études afin de le valoriser à cause de sa haute teneur en minéraux et matières organiques utiles pour la plante. Les déchets de matières organiques, y compris les déchets alimentaires et agricoles, produisent beaucoup de molécules intéressantes, plusieurs procédés sont en cours de développement pour transformer les déchets organiques en produits utiles pouvant être utilisés comme biofertilisants dans le domaine de l'agriculture.

Dans notre travail expérimental nous n'avons pu réaliser que les deux premières étapes intitulées : l'étude de la microflore totale et l'étude de la qualité microbiologique du lixiviat, les autres étapes ont été prévues dans le protocole mais n'ont pas été réalisées en raison des événements malheureux : Test de pathogénicité (inoculation de toutes les souches sur Tabac); L'action du lixiviat sur la germination et l'émergence de certaines graines; Test in vitro sur les bactéries sélectionnées (Stimulation de la croissance des plantes (synthèse d'AIA, solubilisation de P, etc.); Effet antagoniste sur divers microorganismes pathogènes et phytopathogènes, les bactéries d'intérêt sélectionnées seront caractérisées (pH, T °, ...); Caractérisation physico-chimique du lixiviat (Macroéléments (P, K, ...), acides humiques et fulviques, teneur en carbone, et autres glucides).

Mots Clé : Compostage, Lixiviat, décharge, valorisation.

Abstract

This work aims the microbiological characterization and recovery potential of a young compost leachate from a landfill in Mostaghanem obtained on February 27, 2020 .

Composting has gradually become a popular way and an appropriate option to recycle different wastes with economic and environmental benefits. Methanization or anaerobic digestion is a biological process of degradation of organic matter by microbial flora, carried out in the absence of oxygen.

One of the big challenges that landfills face is the by-products from waste treatment. Indeed, the leachate generates risks of pollution of soils, rivers and groundwater. In this perspective, its collection and processing before its release into the wild or its subsequent use in irrigation is a trend in various studies and current applications of microbial biotechnology.

Despite its toxicity, leachate is the subject of several studies in order to valorize it because of its high content of minerals and organic matter useful for the plant. Organic material wastes, including food and agricultural waste, produce many interesting molecules, several processes are being developed to transform organic waste into useful products that can be used as biofertilizers in agriculture.

In our experimental work we were only able to carry out the first two stages entitled: the study of the total microflora and the study of the microbiological quality of the leachate, the other stages were provided for in the protocol but were not carried out due to unfortunate events: Pathogenicity test (inoculation of all strains on Tobacco); The action of the leachate on the germination and emergence of certain seeds; In vitro test on the selected bacteria (Stimulation of plant growth (synthesis of AIA, solubilization of P, etc.); Antagonistic effect on various pathogenic and phytopathogenic microorganisms, the bacteria of interest selected will be characterized (pH, T °, .. .); Physico-chemical characterization of the leachate (Macroelements (P, K, ...), humic and fulvic acids, carbon content, and other carbohydrates, etc.).

Keywords: Composting, Leachate, landfill, recovery.

ملخص

يهدف هذا العمل إلى التوصيف الميكروبيولوجي وإمكانية استعادة عصير السماد العضوي من مكب النفايات في مستغانم الذي تم الحصول عليه في 27 فبراير 2020. أصبح التسميد تدريجياً طريقة شائعة وخياراً مناسباً لإعادة تدوير النفايات المختلفة ذات الفوائد الاقتصادية والبيئية. الميثان أو الهضم اللاهوائي هو عملية بيولوجية لتحلل المواد العضوية بواسطة الميكروبات، ويتم إجراؤها في غياب الأكسجين.

واحدة من التحديات الكبيرة التي تواجه مدافن النفايات هي المنتجات الثانوية من معالجة النفايات. والواقع أن العصارة تولد تلوث التربة والأنهار والمياه الجوفية. من هذا المنظور، فإن جمعه ومعالجته قبل إطلاقه في البرية أو استخدامه لاحقاً في الري هو اتجاه في الدراسات المختلفة والتطبيقات الحالية للبيوتكنولوجيا الجرثومية.

على الرغم من سميتها، فإن العصارة تخضع لعدة دراسات من أجل تثمينها لما تحتويه من نسبة عالية من المعادن والمواد العضوية المفيدة للنبات. تنتج نفايات المواد العضوية، بما في ذلك النفايات الغذائية والزراعية، العديد من الجزيئات المثيرة للاهتمام، وهناك العديد من العمليات قيد التطوير لتحويل النفايات العضوية إلى منتجات مفيدة يمكن استخدامها كأسمدة حيوية في الزراعة.

في عملنا التجريبي، تمكنا فقط من تنفيذ المرحلتين الأوليين بعنوان: دراسة البكتيريا الكلية ودراسة الجودة الميكروبيولوجية للمادة المرتشحة، وقد تم النص على المراحل الأخرى في البروتوكول ولكن لم يتم تنفيذها بسبب الأحداث المؤسفة: اختبار الأمراض (تلقح جميع السلالات على التبغ)؛ تأثير العصارة على إنبات وظهور بعض البذور؛ اختبار في المختبر على البكتيريا المختارة (تحفيز نمو النبات) (تخليق، وما إلى ذلك)؛ التأثير المضاد على الكائنات الدقيقة المسببة للأمراض والممرضة P، إذابة AIA؛ التوصيف الفيزيائي والكيميائي (..)، T° للنبات، سيتم تمييز البكتيريا المختارة (درجة الحموضة، الأحماض الدبالية والفولفيك، محتوى الكربون، (...، K، P) للمادة المرتشحة) (العناصر الكبيرة). (والكربوهيدرات الأخرى، إلخ).

الكلمات المفتاحية: سماد عضوي، ترشيح، طمر، استرجاع

INTRODUCTION :

La gestion des déchets solides représente l'un des défis les plus importants des sociétés urbaines et industrielles. De grandes quantités de déchets sont encore enfouies de façon inadéquate dans des décharges incontrôlées. Malgré les efforts fournis et la création de centres de stockage des déchets calqués sur les modèles internationaux qui fonctionnent très mal, ces amas de déchets constituent encore des sources de pollution aggravée du fait de leur concentration : production de lixiviat mal drainé et non traité, production de biogaz non récupéré, impacts visuels et olfactifs, risques des populations avoisinantes (Mezouari, 2011).

L'eau de pluie qui passe par les décharges et dissout les substances organiques et inorganique des déchets migre vers l'eau souterraine et l'environnement. Plusieurs recherches ont été mises au point pour étudier le potentiel polluant de cette eau venant des décharges (Vadillo *et al.*, 1999).

Selon les résultats d'une étude réalisée par le ministère de tutelle, un volume de 34 millions de tonnes de déchets/an est produit en Algérie, dont 13 millions de tonnes de déchets ménagers et assimilés. Ce volume de déchets est appelé à atteindre, d'après l'étude, les 70 millions de tonnes à l'horizon 2035. Evoquant le tri sélectif des déchets, un taux de 50 % des déchets est recyclable (Anonyme, 2018).

Dans le cadre de gestion des déchets en Algérie, un programme national de gestion des déchets solides municipaux (PROGDEM) a été mis en œuvre, il vise à éradiquer les pratiques de décharges sauvages, à organiser la collecte, le transport et l'élimination des déchets solides municipaux dans des conditions garantissant la protection de l'environnement et la préservation de l'hygiène du milieu par, notamment, la réalisation, l'aménagement et l'équipement de centres d'enfouissement technique dans l'ensemble des wilayas (Anonyme, 2020).

La direction de l'environnement de la wilaya de Mostaganem aspire à intensifier la production du compost pour valoriser les déchets domestiques et fournir cet engrais naturel au secteur de l'agriculture afin d'augmenter le rendement et d'assurer une production de qualité supérieure (Anonyme, 2018).

Le compostage sert à dégrader naturellement les matières organiques des déchets par les microorganismes en aérobiose, le produit issu de ce processus est appelé le compost, ce dernier joue un rôle important dans la production agricole durable (Misra *et al.*, 2005)

La décomposition de la matière organique par les microorganismes (bactéries méthanogènes) fait appel au phénomène de la méthanogenèse. Cette étape de biodégradation correspond à la production de méthane (de l'ordre de 50 à 60 % en volume) et de dioxyde de carbone (teneurs comprises entre 40 et 60% en volume), à partir des produits organiques issus des

étapes métaboliques précédentes. Excepté la formation de biogaz, le lixiviat présente une faible DCO représentative d'une matière organique difficilement biodégradable (Trabelsi, 2012).

Le lixiviat résulte de la solubilisation de composés lors de la percolation non uniforme et intermittente de l'eau à travers la masse de déchets. La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration dans la masse de déchets d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement et d'eaux souterraines (Asli, 2010).

D'après Fachagentur (2010) et Mouhani *et al* (2011), les sous-produits du compostage et de la méthanisation (lixiviat, digestat, biogaz) sont ainsi valorisés dans différents domaines tels que l'agriculture, l'énergie dans le but de protection de l'environnement et le développement durable.

Chapitre 1 :
Synthèse bibliographique sur le traitement des déchets, le compostage et
la valorisation des sous-produits

1. Décharge et traitement des déchets

1.1. Intérêts de traitements des déchets

La problématique de la gestion des déchets repose sur la volonté de réduire au maximum la mise en décharge et développer par conséquent les modes de valorisation en équilibre avec le milieu naturel (Bouamrane *et al.*, 2013).

L'époque appelle aujourd'hui à un changement d'attitude pour bien gérer les déchets produits et minimiser par la suite leurs impacts sur l'environnement (Souabi *et al.*, 2011). Le traitement des déchets débute après les opérations de collecte, de transport et de prétraitement. Il est réalisé par des opérateurs privés ou publics, dans le cadre du service public ou dans un cadre privé.

Plusieurs types de traitement existent, ils sont très variables, souvent adaptés à un type de déchets. Les installations de traitement de déchets sont, pour la plupart, des installations classées pour la protection de l'environnement (Anonyme, 2018).

Le traitement des déchets suit différentes étapes et aboutit à des voies d'utilisations à des fins agricoles ou industrielles (Tableau 1).

Tableau 01 : Traitement des déchets (Anonyme, 2018).

Traitement			
Valorisation (matière et énergie)			Elimination
Valorisation matière		Valorisation énergétique	Stockage Incineration sans valorisation énergétique
Recyclage	Remblaiement	Incineration avec	
Réutilisation	Conversion de déchets en combustibles	valorisation	
Régénération		énergétique	
Compostage			

D'après Stevenson and Waite, d'après la New Edition of Concise Oxford English-Dictionary, les déchets se réfèrent à « tout ce qui est rejeté comme sans aucune utilité, sans valeur ou en excès dans un contexte donné » (Benaissa, 2019).

1.2. Développement durable

Selon la définition proposée en 1987 par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement dans le "Rapport Brundtland", le développement durable est un développement qui satisfait les besoins de la génération présente en préservant pour les générations futures la

possibilité de satisfaire les leurs. Le développement durable s'organise autour du triptyque économique, environnement et social (Sotamenou, 2010).

1.3. Décharges

Le fonctionnement d'une décharge peut être assimilé à un réacteur bio-physico-chimique donnant lieu à des réactions et à des évolutions complexes qui aboutissent à la transformation chimique, physique et biologique des déchets.

Les matières biodégradables mises en décharge font l'objet d'une évolution biologique sous l'action des bactéries aérobies puis des bactéries anaérobies. En l'absence de dispositions particulières, l'eau qui s'écoule à travers la masse des déchets produit des lixiviats en se chargeant de substances chimiques ou biologiques. Des réactions chimiques ou physiques conduisent à la destruction partielle de la matière et à la solubilisation de certaines espèces ou à leur transformation en gaz (Trabelsi, 2012).

1.3.1. Types de décharges

La fin de vie des déchets est soit en décharge brute, décharge sauvage ou décharge contrôlée.

La décharge brute : est celle qui est admise ou tolérée en un lieu réservé à cet usage sur lequel les usagers viennent habituellement déposer leurs déchets.

La décharge sauvage : est celle qui se crée en violation des règlements régissant la gestion des déchets, dans laquelle certains habitants déposent leurs déchets "à la sauvette". Dans le premier cas, les décharges sont mises en dépôt parfois avec un semblant de précaution alors que dans le deuxième cas, aucune précaution n'est observée. Ces décharges peuvent se développer jusqu'à former des montagnes d'ordures fumantes et malodorantes, désastreuse pour l'environnement, générateurs des risques d'incendies, de prolifération d'agents pathogènes, avec toutes les conséquences connues.

La décharge contrôlée : est différente de la décharge brute ou sauvage, elle est considérée comme une méthode d'élimination des déchets solides urbains. Son principe repose sur l'enfouissement des déchets effectués de façon rationnelle, dont le but est d'éviter toute nuisance.

C'est une technique à part entière, jugée satisfaisante d'un point de vue environnemental, avantageuse du point de vue des coûts, mais elle nécessite une mise en œuvre très soignée :

- Elle est implantée sur un site approprié après autorisation de l'administration ; cette autorisation n'étant accordée qu'après une étude approfondie de son impact sur l'environnement, et en particulier de tous les dangers de pollutions pouvant en résulter.

- Les déchets y sont mis en dépôt dans le respect des règlements administratifs en vigueur et suivant des techniques bien maîtrisées garantissant leur élimination hygiénique. Son exploitation s'effectue conformément à un plan fixé à l'avance et suivant lequel la réintégration du site dans son environnement naturel devra s'effectuer en fin d'exploitation (Cheniti, 2014).

1.4. Traitement des déchets en Algérie

1.4.1. Problématique de gestion des déchets ménagers en Algérie

Les déchets ménagers en Algérie sont issus d'un grand nombre de conditions climatiques, urbaines et socioéconomiques. Cependant, la gestion de ces ordures dépend des conditions citées, mais aussi des conditions, techniques, sociologiques, d'acteurs intervenants, d'organisation et de fonctionnement.

L'Algérie expérimente un besoin urgent de gestion des déchets solides municipaux. Les estimations faites par l'Agence Nationale des Déchets (AND) montrent que plus de 11 millions de tonnes de déchets sont produites chaque année, et cette production connaît une progression significative. Avec l'apparition de nouveaux modes de consommation des populations, les villes algériennes doivent faire face au phénomène de l'augmentation brutale des quantités de déchets produits qui l'ont transformé en bidonvilles verticaux. Il en résulte une dégradation de l'environnement et un risque pour la santé publique.

La technologie de biogaz est l'une des technologies qui ont continué à susciter beaucoup d'attention. Cette technologie ne date pas d'hier, le premier biodigesteur en Algérie a été conçu par les deux enseignants français Isman et Ducellier en 1938 à El Harrach (Alger). Les avantages principaux de la technologie du biogaz incluent sa capacité d'ajouter de la valeur aux chaînes de biomasse en fermant les cycles des matériaux et en permettant un rendement énergétique amélioré (Figure 1) (Benaïssa, 2019).



Figure 1 : Le biodigesteur de Tamanrasset de 15 m³(Benaïssa, 2019).

L'Algérie compte actuellement plus de 41 millions d'habitants qui génèrent de plus en plus des déchets ménagers d'une quantité estimée à plus de 10,3 millions de tonnes de déchets ménagers par an, avec un rapport moyen de 0,5 kg/hab./jour, qui est moins que la moyenne mondiale (0,7 kg/hab./jour). Selon une étude récente réalisée pour le CARE (Circle d'Action et de Réflexion Autour de l'Entreprise), le chiffre total des déchets municipaux risque d'atteindre les 30 millions de tonnes en 2025.

Actuellement nous accusons une moyenne de 0,8kg par hab. /jour, dont les déchets organiques présentent une quantité de 65%. A partir de la nature et de la quantité de résidus qu'il génère, le secteur urbain algérien compte parmi les plus importants gisements de déchets organiques du pays, avec aucun potentiel de valorisation. Ces déchets sont éliminés, sinon valorisés à titre marginal et de façon traditionnelle au niveau des exploitations agricoles dans la gestion de la fertilité des sols, l'alimentation animale ou la production de chaleur, tandis qu'au niveau des villes, les déchets organiques sont majoritairement éliminés sans aucune forme de ségrégation dans des décharges non contrôlées (Benaïssa, 2019).

1.4.2. Terminologie des déchets dans la réglementation algérienne

D'après l'article 3, de la loi n° 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, les déchets s'entendent par « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer » (Benaïssa, 2019).

1.4.3. Traitement des déchets organiques dans la réglementation algérienne

L'importance du traitement des déchets est précisée dans la loi algérienne n° 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, dans ce cadre, un déchet est considéré comme « résultant ou non d'un traitement et n'étant plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de sa part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ».

En effet, le processus de traitement des déchets s'entend par des opérations unitaires ou successives de broyage, compactage, digestion anaérobie, extraction de l'eau, compostage, incinération, etc., permettant la réduction, la transformation, la réutilisation, la mise en décharge, le stockage et l'élimination de déchets solides, liquides et gazeux.

Les traitements biologiques aérobie et anaérobie, par leurs nombreux avantages, constituent des options particulièrement intéressantes pour les déchets organiques (Benaïssa, 2019).

2. Différents types de traitement de déchets

2.1. Compostage

2.1.1. Principe de compostage

Le compostage est un processus naturel de « dégradation » ou de décomposition de la matière organique par les micro-organismes dans des conditions bien définies. Les matières premières organiques, telles que les résidus de culture, les déchets animaux, les restes alimentaires, certains déchets urbains et les déchets industriels appropriés, peuvent être appliquées aux sols en tant que fertilisants, une fois le processus de compostage terminé.

Le compost est une source importante de matière organique. La matière organique du sol joue un rôle important dans la durabilité de la fertilité et donc pour une production agricole durable. En plus d'être une source d'éléments nutritifs pour les cultures, la matière organique améliore les propriétés biologiques et physico-chimiques du sol (Misra *et al.*, 2005).

Le compost est un produit issu du traitement de déchets organiques, c'est-à-dire de matières composées de macromolécules biologiques fabriquées par des organismes vivants. Ces molécules sont : la cellulose, l'hémicellulose, la pectine, la lignine, les protéines, les acides nucléiques ou encore la chitine. Elles sont, pour la plupart, fournies par des plantes.

Lors du traitement des déchets, ces molécules sont dégradées par l'action combinée de l'air, de l'eau, des bactéries, des champignons, des hexapodes et autres petits arthropodes comme les acariens. Il se forme alors des composés humiques. Ces composés sont susceptibles de donner naissance à des colloïdes, qui sont des particules formées de l'agrégation de plusieurs molécules (figure 2) (Leclercy, 2002).

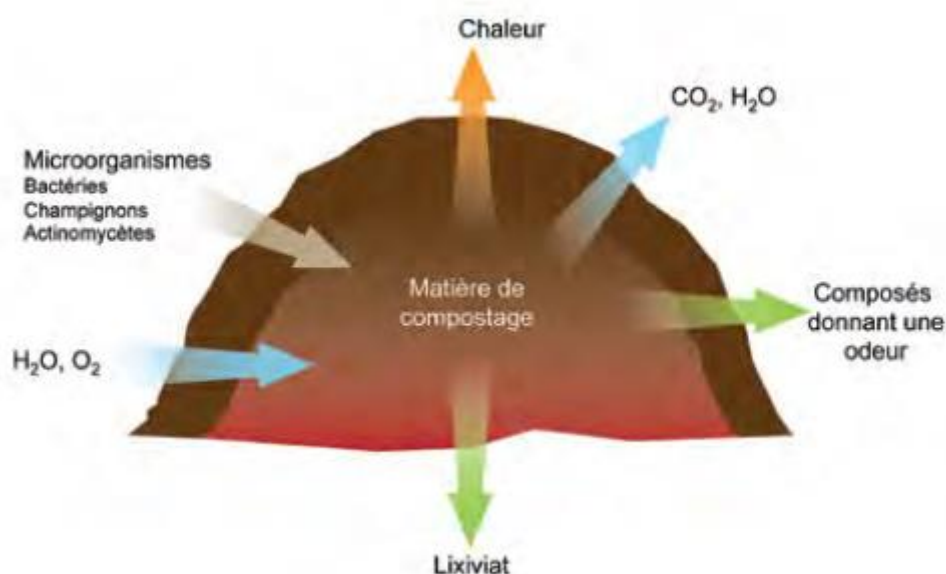


Figure 2 : Schéma de processus de compostage (David, 2013).

2.1.2. Types de compostage

Pour gérer les déchets organiques d'une collectivité, une gestion efficace passe nécessairement par la mise en place d'un procédé industriel, sur une plate-forme de traitement.

Il existe deux possibilités pour traiter biologiquement les déchets organiques. Soit la dégradation est réalisée en situation d'aérobiose, soit en situation d'anaérobiose.

La différence est que dans le premier cas, la matière est brassée pour y faire pénétrer de l'oxygène, tandis que dans l'autre, le milieu est en asphyxie. Cette différence de conditions joue sur le type de microorganismes actifs. En effet, certains sont aérobies, et meurent en absence d'oxygène, d'autres sont anaérobies. Les mécanismes de dégradation par ces deux types de microorganismes sont différents.

Dans le cas d'une transformation aérobie, on parle de compostage, et dans le cas d'une transformation anaérobie, on parle de méthanisation (Leclercy, 2002).

Dans le compostage anaérobie, la décomposition se produit quand l'oxygène (O) est absent ou présent en quantité limitée. Dans ce processus, les microorganismes anaérobies dominent et élaborent des composés intermédiaires comme du méthane, des acides organiques, du sulfure d'hydrogène et d'autres substances. En l'absence d'oxygène, ces composés s'accumulent et ne sont pas métabolisés. Un grand nombre de ces composés ont des odeurs fortes et certains d'entre eux présentent une phytotoxicité. Comme le compostage anaérobie est un processus s'effectuant à basse température, les graines d'adventices et les pathogènes ne sont pas affectés. De plus, le processus nécessite souvent plus de temps que le compostage aérobie.

Ces inconvénients contrebalancent les avantages de ce processus, à savoir le peu de travail nécessaire et la perte limitée d'éléments nutritifs au cours du processus.

Par contre dans le compostage aérobie, la décomposition se fait en présence d'une grande quantité d'oxygène. Au cours de ce processus, les micro-organismes aérobies décomposent la matière organique et produisent du gaz carbonique (CO₂), de l'ammoniac, de l'eau, de la chaleur et de l'humus, qui est le produit organique final relativement stable. Bien que le compostage aérobie puisse produire des composés organiques intermédiaires comme certains acides organiques, ceux-ci sont ensuite décomposés par des micro-organismes aérobies. Le compost ainsi obtenu, qui a une forme relativement instable de matière organique, ne comporte que très peu de risque de phytotoxicité. La chaleur générée accélère la décomposition des protéines, des graisses et des sucres complexes tels que la cellulose et l'hémicellulose et réduit la durée du processus. De plus, ce processus détruit de nombreux micro-organismes, qui sont des pathogènes pour les humains ou les plantes, ainsi que les graines d'adventices, dans la mesure où la température atteinte est suffisamment élevée. Bien que les éléments nutritifs soient perdus en quantité plus importante lors du compostage aérobie, celui-ci est considéré plus efficace et utile que le compostage anaérobie pour la production agricole (Misra *et al.*, 2005). Le compostage change la matière

organique en un produit stable, hygiénisé et riche en humus, par la succession d'une phase de dégradation et d'une phase de maturation.

La méthanisation transforme les déchets organiques en digestat et biogaz. Le digestat est un résidu peu stabilisé qui, après déshydratation, sera traité par compostage pour être stabilisé et hygiénisé. On obtient alors un produit aux caractéristiques proches de celles du compost. Le biogaz est composé majoritairement de méthane. Des étapes d'épuration permettent de l'enrichir. Il peut être utilisé comme source d'énergie pour la production de chaleur ou d'électricité, ou même servir de carburant.

Le compostage et la méthanisation sont deux méthodes différentes et le choix de l'une ou de l'autre se fera surtout en fonction du type de déchets à traiter et du marché possible pour les résidus : compost pour épandage ou biogaz pour production d'énergie (Leclercy, 2002).

2.1.3 Processus de compostage aérobie

Le compostage passe par plusieurs étapes :

a. Inspection de la matière première

D'abord, c'est la préacceptation qui a pour rôle la fourniture d'informations par le producteur de déchets à l'installation du traitement, cela consiste à une analyse préliminaire et complète destiné à caractériser les déchets. L'acceptation où le refus des déchets est basé sur ces informations.

En cas d'acceptation, le transport des déchets au niveau de l'installation aura lieu, et ils passent à l'échantillonnage et l'analyse afin de déterminer les paramètres de vérification et conserve le reste de l'échantillon pour des analyses ultérieures des paramètres de traitabilité. Puis ils ont la réception, En règle générale, les déchets sont inspectés physiquement à leur arrivée sur le site afin de vérifier l'intégrité des conteneurs et de vérifier visuellement le type de déchets. La plupart des sites procèdent à une inspection de routine quotidienne de l'intégrité des conteneurs sur le site (Anonyme, 2006).

b. Préparation des matières premières

Cette étape fait référence aux changements apportés aux caractéristiques physiques et chimiques des matières premières dans le but de fournir des conditions optimales de compostage actif. Cette étape peut exiger un broyage pour modifier la taille des particules, un mélange pour veiller à ce que les matières premières soient homogènes ou un ajout d'agents structurants ou d'autres matières afin d'ajuster les caractéristiques physiques ou chimiques des matières premières (David, 2013).

Dans les installations de plus grande taille, les étapes d'inspection et de préparation des matières premières sont parfois intégrées à une ligne unique d'équipement.

c. Compostage actif

Cette étape fait référence à la décomposition rapide des composants des matières premières qui se dégradent facilement. Une fois que les matières premières ont été modifiées et mélangées à d'autres matières, elles sont placées dans la pile, l'andain ou dans le système fermé où le compostage actif a lieu (David, 2013).

Dans de nombreux cas, la température atteint rapidement 70 à 80°C au cours des deux premiers jours. Tout d'abord, des organismes mésophiles (dont la température de croissance optimale est comprise entre 20 et 45°C) se multiplient rapidement grâce aux sucres et acides aminés facilement disponibles. Ils produisent de la chaleur par leur propre métabolisme et élèvent la température à un point tel que leurs propres activités sont inhibées. Alors, quelques champignons ainsi que de nombreuses bactéries thermophiles (dont la température de croissance optimale est comprise entre 50 et 70°C) poursuivent le processus, en augmentant la température du compost à 65°C, voire même plus. Cette hausse de température est cruciale pour la qualité du compost car la chaleur tue les pathogènes et les graines d'adventices (Figure 3) (Misra *et al.*, 2005).

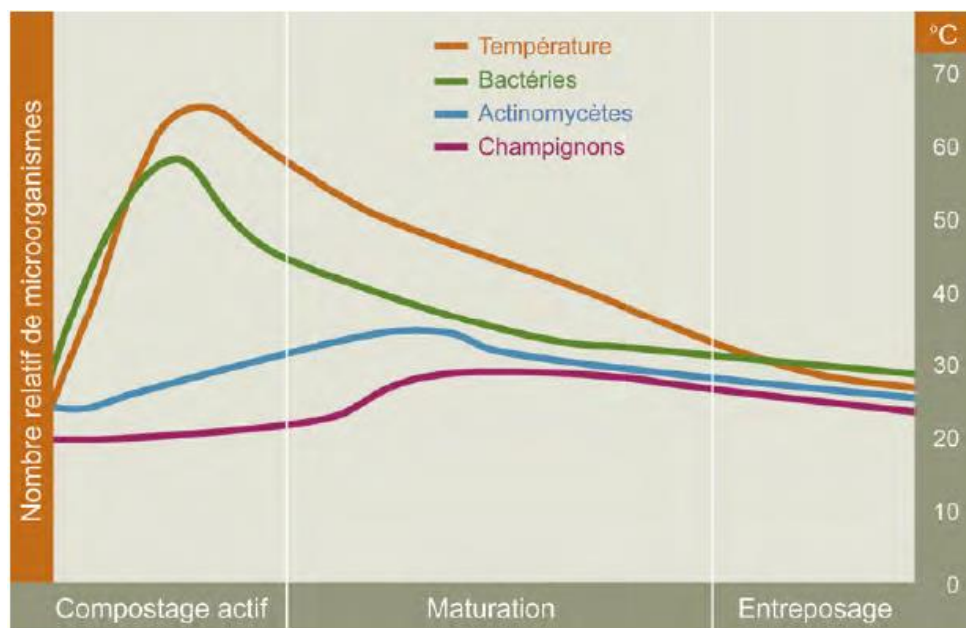


Figure 3 : Écarts théoriques de température et populations microbiennes pendant le processus de compostage (David, 2013)

d. Récupération des agents structurants

Certaines installations de compostage récupèrent les agents structurants grossiers, tels que les copeaux de bois, qui proviennent des matières premières aux fins de réutilisation avant d'être soumis à une étape de maturation, en passant les matières sur des tamiseurs de 2 ou 2,5 centimètres ; les particules plus petites poursuivent l'étape de maturation, tandis que les plus grosses sont recyclées à l'étape de préparation des matières premières.

Cette étape augmente la possibilité de développement de conditions anaérobies, ce qui peut entraîner des odeurs désagréables et créer le besoin d'une surveillance plus étroite et de retournements plus fréquents pendant l'étape de maturation. Par conséquent, le fait de laisser les agents structurants dans la matière et de les récupérer pendant l'étape finale de tamisage peut améliorer l'aération passive pendant l'étape de maturation (David, 2013).

e. Maturation

Le début de cette phase est identifiable lorsque le retournement ne provoque plus d'augmentation de la température du mélange. A ce stade, un autre groupe de champignons thermophiles apparaît, responsables d'une étape importante de décomposition des matériaux composant les membranes cellulaires végétales comme la cellulose et l'hémicellulose (Misra *et al.*, 2005).

Au cours de cette étape, les microorganismes convertissent le carbone en dioxyde de carbone et en humus et l'azote en nitrates, ce qui est un processus biologique plus lent.

Alors que les matières qui se dégradent le plus facilement dans les matières premières sont consommées, les types de microorganismes dans les matières premières changent et les populations générales deviennent plus petites. Ces changements entraînent une demande plus faible en oxygène et des températures plus basses, qui sont des caractéristiques de l'étape de maturation.

L'étape de maturation est considérée comme étant terminée lorsque les critères de stabilité et de maturité sont respectés. L'utilisation des termes « stabilité » et « maturité » est souvent interchangeable, mais ces termes sont en réalité deux indicateurs distincts qui mesurent différentes propriétés :

La stabilité est une mesure de l'activité biologique dans la matière du compost. Théoriquement, la matière ayant une forte activité biologique indique que le processus de décomposition est toujours en cours et que la matière n'est pas prête à être utilisée en tant que supplément pour le sol.

La maturité est une mesure de la condition chimique générale du compost et elle sert à indiquer la présence ou l'absence d'effets phytotoxiques (c.-à-d. dangereux pour les plantes), qui sont généralement provoqués par des niveaux plus élevés d'ammoniac ou d'acides organiques. Les effets phytotoxiques peuvent aussi être causés par l'utilisation de compost qui n'est pas entièrement stabilisé.

Les andains sont couramment utilisés pour l'étape de maturation (Figure4) (David, 2013).



Figure 4 : Les andains utilisés pour l'étape de maturation (David, 2013).

f. Tamisage final

Cette étape comprend le raffinage du compost arrivé à maturation avant de le vendre ou de l'utiliser afin d'en faire un amendement organique mieux adapté. Le plus souvent, cette étape nécessite de passer la matière sur des tamiseurs de 1 à 1,25 centimètres pour retirer les matières trop grosses, telles que les grosses particules de compost, les pierres et les agents structurants non compostés (qui peuvent être réutilisés dans l'étape de compostage actif). Le tamisage peut également retirer quelques-uns des contaminants physiques restants pouvant être présents, comme les morceaux de verre ou de métal (Figure 5).

Parfois, le compost fini est davantage raffiné pour créer des produits à valeur ajoutée. Par exemple, un compost peut être mélangé à de la terre végétale, à du sable ou à du gypse pour produire un terreau horticole spécifique. Le compost fini peut également être séché et reformé en un produit granulé à l'aide d'un équipement de transformation spécialisé (David, 2013).



Figure 5 : Les grandes particules retirées du compost par tamisage (David, 2013).

g. Entreposage

L'entreposage approprié du produit de compost fini est l'étape finale du processus de compostage. Que le compost soit en vrac ou placé dans des sacs, il doit être entreposé d'une manière qui empêche la poussière ou les odeurs de se développer et qui prévient la contamination du produit transmise par les mauvaises herbes, le lixiviat ou d'autres contaminants (David, 2013).

2.1.4. La microbiologie des matières premières du compostage

Selon Schlosser et Huyard (2008), chaque matière première a une microflore propre à elle (Tableau 2). Cela, influence sur la composition microbiologique du compost et sur celle des aérosols en plateformes de compostage (Tableau 3).

Tableau 2 : Contenu microbien des matières premières du compostage (Schlosser et Huyard, 2008).

Matières premières	Contenu microbien
Boues résiduelles urbaines	– Bactéries, virus et parasites d'origine fécale ; champignons
Coproduits (déchets verts, écorces, palettes broyées, sciure, copeaux de bois, résidus agricoles...)	– Bactéries Gram négatif (<i>Achromobacter</i>, <i>Enterobacter</i>, <i>Pseudomonas</i>, <i>Klebsiella</i>), bactéries Gram positif non sporulées (<i>Micrococcus</i>, <i>Streptococcus</i>), bactéries Gram positif sporulées (<i>Bacillus</i>) – Bactéries filamenteuses : actinomycètes mésophiles (<i>Streptomyces</i>, <i>Rhodococcus</i>, <i>Agromyces</i>) et actinomycètes thermophiles (<i>Saccharopolyspora</i>, <i>Thermoactinomyces</i>, <i>Saccharomonospora</i>, <i>Thermomonospora</i>), – Moisissures saprophytes se développant sur des végétaux frais (<i>Alternaria</i>, <i>Cladosporium</i>, <i>Didymella</i>, <i>Fusarium</i>, <i>Verticillium</i>), moisissures de décomposition (<i>Aspergillus</i>, <i>Penicillium</i>, <i>Eurotium</i>, <i>Trichoderma</i>, <i>Absidia</i>, <i>Mucor</i>, <i>Rhizopus</i>)

Ordures ménagères, Biodéchets	– Bactéries Gram négatif (<i>Enterobacter</i>, <i>Proteus</i>, <i>Escherichia</i>, <i>Pseudomonas</i>, <i>Klebsiella</i>, <i>Serratia</i>, <i>Citrobacter</i>) – Moisissures de décomposition (en particulier <i>Aspergillus</i> et <i>Penicillium</i>) – Bactéries Gram positif (<i>Staphylococcus</i>, <i>Streptococcus</i>) en moindre quantité – Micro-organismes d'origine fécale liés aux couches-culottes et excréments d'animaux de compagnie
Déchets d'élevage de bétail	– Micro-organismes d'origine fécale – Bactéries Gram positif (<i>Corynebacteria</i>, <i>Bacillus</i>, <i>Staphylococcus</i>, <i>Micrococcus</i> et <i>Streptococcus</i>)
Résidus agricoles et de l'industrie agroalimentaire	– Bactéries (en particulier bactéries Gram positif) – Moisissures de décomposition

Tableau 3 : Principaux microorganismes identifiés dans les aérosols en plateformes de compostage (Schlosser et Huyard, 2008).

Bactéries	– Bactéries Gram négatif : <i>Enterobacter cloacae</i>, <i>E. agglomerans</i>, <i>Klebsiella oxytoca</i>, <i>Pseudomonas fluorescens</i>, <i>P. aeruginosa</i>, <i>Proteus mirabilis</i>, <i>Xanthomonas maltophilia</i>, <i>Serratia rubidea</i> – Bactéries Gram positif : <i>Staphylococcus epidermidis</i>
Actinomycètes	– Thermophiles : <i>Saccharopolyspora rectivirgula</i> (syn: <i>Faenia rectivirgula</i>, <i>Micropolyspora faeni</i>), <i>Saccharomonospora</i> spp (dont <i>S.</i>

	<i>viridis</i>), <i>Thermoactinomyces thalpophilus</i> , <i>Thermoactinomyces vulgaris</i> et <i>Thermomonospora</i> spp – Mésophiles : <i>Streptomyces</i> spp
Champignons	– Moisissures de décomposition : <i>Aspergillus fumigatus</i> , <i>A. candidus</i> , <i>A. nidulans</i> , <i>A. niger</i> , <i>A. flavus</i> , <i>A. eburneo-cremeus</i> , <i>A. versicolor</i> , <i>Penicillium</i> spp, <i>Eurotium</i> spp, <i>Trichoderma</i> spp, <i>Absidia</i> spp, <i>Rhizopus</i> spp, <i>Emericella</i> spp, <i>Tritirachium</i> spp, <i>Mucor</i> spp – Moisissures saprophytes: <i>Cladosporium</i> spp, <i>Alternaria</i> spp, <i>Vertillicium</i> spp, <i>Didymella</i> spp – Levures : <i>Candida</i> spp, <i>Rhodotorella</i> spp, <i>Endomycopsis</i> spp

2.2. La méthanisation

2.2.1. Principe général de la digestion anaérobie comme procédé de traitement des déchets organiques biodégradables

La digestion anaérobie ou méthanisation est un processus biologique de dégradation de la matière organique par une flore microbienne, effectuée en l'absence d'oxygène.

La dégradation de la matière organique conduit à la formation de biogaz, mélange gazeux constitué principalement de méthane et de dioxyde de carbone, et d'un résidu appelé digestat (Figure 6) (Teglia, 2011).

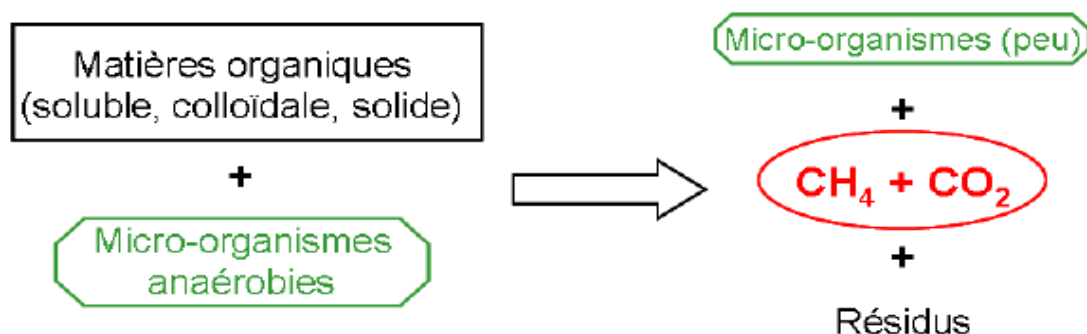


Figure 6 : Principe général de la méthanisation (Teglia, 2011).

2.2.2. Mise en œuvre de la méthanisation

Plusieurs types de technologies mettent en œuvre le procédé de digestion anaérobie pour traiter les déchets organiques biodégradables. Ces technologies sont définies par les paramètres opératoires appliqués lors de la digestion.

La température est un paramètre important puisqu'elle influence les vitesses de réactions chimiques et biochimiques se déroulant dans le digesteur. On distingue trois grandes voies de traitement par digestion anaérobie suivant la température de fonctionnement.

La digestion psychrophile (température opératoire entre 10 et 25°C) permet de réaliser des économies conséquentes d'énergie mais ne peut être appliquée partout, notamment dans les zones géographiques froides.

La digestion mésophile (pour une température comprise entre 30 et 40°C) est prédominante en application industrielle car elle assure une bonne stabilité du procédé.

Enfin, la digestion thermophile (entre 50 et 65°C) permet d'améliorer la vitesse d'hydrolyse de la matière organique. Le procédé thermophile est de plus en plus utilisé dans l'industrie car il présente en outre une capacité d'hygiénisation du substrat plus importante que le procédé mésophile.

Les procédés de méthanisation se distinguent par la teneur en matière sèche à l'intérieur du digesteur. La digestion anaérobie en voie humide est définie par une teneur en matière sèche dans le digesteur proche de 10 et 15%. Les effluents liquides, tels que les boues d'épuration, sont traités par voie humide. Les déchets solides peuvent également faire l'objet d'une digestion en voie humide après un ajout d'eau.

Ces procédés se distinguent également par le mode d'alimentation en substrat du digesteur : batch, fed batch ou continu.

La digestion anaérobie peut être opérée en une ou deux étapes. Les différentes réactions du processus de digestion anaérobie requièrent des conditions opératoires optimales différentes (notamment en termes d'acidité), il a été supposé que la séparation de ces étapes aboutirait à une plus grande efficacité de la digestion.

Dans le digesteur à une étape, toutes les transformations enzymatiques se font dans le même réacteur. Le principe de la méthanisation en deux étapes est de réaliser les deux premières phases du processus réactionnel (hydrolyse et acidogénèse) dans un premier réacteur où la matière organique est transformée en monomères, acides gras volatils, H₂ et CO₂. Le flux de déchets rejoint

ensuite un deuxième réacteur dans lequel ont lieu les deux dernières étapes de la digestion (acétogenèse et méthanogenèse).

Si des études en laboratoire ont montré que la digestion anaérobie en deux phases permettait d'augmenter le rendement en biogaz ainsi que la charge volumique appliquée en entrée de processus, les systèmes monophasiques restent prédominants à l'échelle industrielle, en raison de coûts d'investissement et de maintenance inférieurs et d'une efficacité comparable aux réacteurs biphasiques en conditions industrielles (Teglia, 2011).

3. Lixiviation et lixiviat

3.1. Définition d'un lixiviat

Les lixiviats sont des effluents toxiques issus des centres de stockage des déchets. Ils sont composés de multiples éléments organiques et minéraux. Le lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques c'est « le jus des poubelles ».

La composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d'humidité et l'âge de la décharge sont les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat. La production massive de celui-ci engendre des risques de pollution des sols, des rivières et des nappes phréatiques, Il est donc nécessaire de le collecter et de le traiter avant son rejet dans le milieu naturel (Trabelsi, 2011).

3.2. Les phases d'évolution des lixiviats

La compréhension de la genèse des lixiviats implique non seulement la connaissance de la nature des déchets enfouis et le mode d'exploitation du centre de stockage des déchets (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...), mais aussi, l'étude des interactions entre l'eau et les déchets. Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes, ils sont de natures biologique et physico-chimique (Kulikowska et Klimiuk, 2008).

1. Les mécanismes physico-chimiques : l'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydoréduction des solutions percolant à travers les déchets. Ces solutions mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, de complexation, d'oxydoréduction, d'adsorption, de neutralisation et de transfert de matière.

2. Les processus biologiques : les processus biologiques aérobies et anaérobies jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats. En effet, les déchets enfouis servent de substrats aux micro-organismes hétérotrophes (bactéries, levures, champignons) responsables de la dégradation de la fraction organique fermentescible. Les effets de cette activité microbiologique

peuvent être multiples, directs ou indirects et déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires.

Il en résulte alors une modification des conditions du milieu (pH, température, potentiel d'oxydoréduction) (Trabelsi, 2011).

3.3. Types de lixiviats

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, trois types de lixiviats ont été distingués.

a. Les lixiviats jeunes (<5ans) (Aouane et Bradai, 2016) : ces derniers se caractérisent par :

- Une bonne charge organique élevée ($DCO > 20 \text{ g/L}$).
- Une biodégradabilité moyenne ($DBO_5/DCO > 0,3$).
- Un pH de l'ordre de 6,5.
- Une concentration en acide carboxylique importante qui présente plus de 80% de la charge organique.
- Une teneur en métaux élevée (Jusqu'à 2 g/L).
- Un rapport COT/DCO voisin de 0,3.

b. Les lixiviats intermédiaires

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat) au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat. De ce fait, le pH est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable. Ces lixiviats correspondent globalement à la phase méthanogène stable (Aouane et Bradai, 2016).

c. Les lixiviats stabilisés (> 10ans)

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composés essentiellement de substances humiques (acides fulviques et humiques) de haut poids moléculaire (la DCO dépasse 3000 mgL^{-1}) qui sont réfractaires à la biodégradation ($DBO_5/DCO < 0,1$). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge (Aouane et Bradai, 2016).

Le tableau présente les principales caractéristiques des différents types de lixiviats.

Tableau 4 : Caractérisation principale des différents types de lixiviats (WU *et al.*, 2011).

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	<5ans	5 À 10 ans	>10 ans
Ph	< 6,5	6,5 à 7,5	>7,5
DCO (gL ⁻¹)	10 à 20	5 à 10	<5
DBO ₅ /DCO (biodégradabilité)	>0,5 Bonne	0,1 à 0,5 Assez faible	<0,1 Très faible
AGV*(% du COT)	>70	5 à 30	<5

AGV* : Acides gras volatils, COT : Carbone organique total, DBO : Demande biologique en oxygène, DBO₅ : Demande biologique en oxygène pendant 5 jours, DCO : Demande chimique en oxygène

3.4. Mécanisme de formation du lixiviat

Les lixiviats sont produits lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur maximale de rétention qui est définie comme la valeur maximale de liquide que peut retenir un milieu poreux sans produire de percola (El-fadel *et al.*, 2002). Ce processus dépend de plusieurs facteurs :

- Facteurs climatiques et hydrogéologiques : les pluies, la neige, l'intrusion des eaux souterraines ;
- Qualité des déchets : l'âge, la perméabilité, la teneur initiale en humidité, la taille des particules... ;
- L'exploitation et la gestion du site : compactage, végétation, couverture, recirculation, irrigation... ;

- Mécanismes internes : décomposition des composés organiques, formation de biogaz et de la chaleur.

Après la première dégradation aérobie au début de l'enfouissement, la première phase de décomposition anaérobie est une fermentation acide ; les percolats « jeunes » sont riches en acides gras volatils (AGV) qui peuvent représenter jusqu'à 95% du carbone organique total, ce caractère acide du lixiviat permet de solubiliser les métaux présents dans les déchets.

Au cours du temps, l'évolution biologique complémentaire consiste en une digestion anaérobie pendant laquelle les AGV sont métabolisés. Les produits résultant de cette métabolisation sont des gaz (CO₂ et CH₄ essentiellement) et des molécules stabilisées (acides fulviques et humiques). Dès lors, au fur et à mesure de son vieillissement, une décharge produira un lixiviat de plus en plus pauvre en AGV ou en petites molécules biodégradables. Parallèlement, le lixiviat verra sa charge en molécules de hauts poids moléculaires augmenter, c'est le phénomène d'humification (Kanga *et al.*, 2002).

3.5. Quantification des lixiviats

L'évaluation des volumes de lixiviats produits peut être obtenue en faisant un bilan hydrique en tenant compte des conditions naturelles et du mode d'exploitation :

$$P + E_D + R_1 = I + E + E_{TR} + R_2$$

Où :

- P est le volume des précipitations ;
- E_D est le volume d'eau apporté par les déchets ;
- R₁ est le volume d'eau apporté par ruissellement ;
- I est le volume de lixiviats infiltrés dans le sous-sol à travers le fond de la décharge ;
- E est le volume de lixiviats collectés ;
- E_{TR} est le volume d'eau éliminé par évapotranspiration réelle ;
- R₂ est le volume d'eau exporté de la décharge par ruissellement.

Cette approche très conceptuelle ne rend pas totalement compte de la complexité des phénomènes réels mais fournit des indications sur la sensibilité des systèmes à travers l'analyse paramétrique. Elle permet de prévoir l'évolution du système dans le temps à partir de modèles calés sur les observations de terrain (Trabelsi, 2011).

3.6. Composition chimique et caractérisation microbiologique du lixiviat

La composition des lixiviats dépend de la nature des déchets, de la géométrie et de la gestion du site, en particulier la façon dont les apports en eau sont contrôlés. De plus, les mécanismes intervenant dans le processus de dégradation des déchets modifient la composition des lixiviats (Ross, 1990).

L'eau de pluie percolant à travers les ordures ménagères enfouies, se charge en DCO de manière importante, en azote réduit (0,5 à 1 g.L⁻¹ d'azote NTK) avec une forte proportion d'azote ammoniacal. Des substances toxiques comme les composés phénoliques ou halogènes et les métaux lourds peuvent également contaminer les lixiviats (Kamp et Edeline, 1998).

Clément *et al.* (1993) ont collecté les valeurs mesurées par différents auteurs sur les caractéristiques physico-chimiques (tableau 2) et microbiologiques (tableau 3) des lixiviats de décharges.

Tableau 5 : Paramètres physico-chimiques des lixiviats de décharges (Clément *et al.*, 1993) :

Paramètres	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne géométrique	Nombre d'échantillons
DCO	mgO ₂ .L ⁻¹	10	86000	1231	99
DBO ₅	mgO ₂ .L ⁻¹	0,0	73000	388 ⁽¹⁾	63
COT	mgC.L ⁻¹	3	22500	218	65
NTK	mgN.L ⁻¹	6	2750	183	47
N _{NH4+}	mgN.L ⁻¹	0,9	2154	147	76
N organique	mgN.L ⁻¹	0,0	1000	22 ⁽¹⁾	42
NO ₃ ⁻	mgN.L ⁻¹	0,0	85	1,2 ⁽¹⁾	74
P total	mgP.L ⁻¹	0,1	14	11,55	25
MES	mg.L ⁻¹	32	2350	256	20
MVS	mg.L ⁻¹	11	602	70	16
pH		4,9	8 ;9	6,9	105

Alcalinité	MgCaCO ₃ .L ⁻¹	80	26000	964	45
Conductivité	μS.cm ⁻¹	295	38000	6303	70
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	50	3650	253	57
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	0,6	526	77	57
Dureté		127	11267	1083	70
K ⁺	mg.L ⁻¹	20	1600	228	51
Na ⁺	mg.L ⁻¹	35	9500	424	44
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	7	8800	523	79
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	3	3239	121	52
Acide acétique	mg.L ⁻¹	1	17000	154	40
Acide propionique	mg.L ⁻¹	2,7	5800	177	31
AGV totaux	mg.L ⁻¹	1	40000	232	36
Fe	mg.L ⁻¹	0,05	1995	11,5	68
Zn	mg.L ⁻¹	0,0	326	0,36 ⁽¹⁾	63
Ni	mg.L ⁻¹	0,0	79	0,12 ⁽¹⁾	49
Cr	mg.L ⁻¹	0,0	23	0,067 ⁽¹⁾	54
Cu	mg.L ⁻¹	0,0	16	0,040 ⁽¹⁾	51
Pb	mg.L ⁻¹	0,001	46	0,047	49

(1) : Moyenne calculée en excluant les échantillons dont la teneur était nulle.

MES : Matière en suspension, MVS : Matière volatile en suspension, NTK : Azote total Kjeldahl

Tableau 6 : Paramètres microbiologiques des lixiviats de décharges (Clément et al., 1993) :

Champs d'étude	Bactéries recherchées	Bactéries pour 100mL
Lysimètres	Flore totale	10^8 initialement, 10^6 après 20 semaines
	Streptocoques fécaux	10^8 initialement, 10^6 après 20 semaines
	Coliformes fécaux	10^8 initialement, 10^6 après 20 semaines
Décharge	Streptocoques fécaux	$1,5 \cdot 10^6$ pendant 2 mois
	Coliformes fécaux	Détectables pendant 11 mois
Décharge âgée de 7 ans	Streptocoques fécaux	200 à $3,5 \cdot 10^4$
	Coliformes fécaux	<30
Lysimètres	Streptocoques fécaux	<20 après 13 semaines et <2 après 100 semaines
	Coliformes fécaux	$4,9 \cdot 10^2$ à $2,6 \cdot 10^4$ après 13 semaine et <2 après 100 semaines

3.7. Les facteurs influençant la composition chimique du lixiviat

Les compositions chimiques et biochimiques des lixiviats sont non seulement très diverses mais aussi variables dans le temps et dans l'espace.

Pronost et Matejka (2000), relèvent classiquement quatre types de polluants :

- La matière organique dissoute ou en suspension, issue de la biomasse, exprimée généralement en DCO (les AGV, les substances humiques et fulviques...) ;
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures, composés aromatiques...) ;
- Les composés minéraux majeurs sous forme ionique (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl , SO_4^{2-} ...) ainsi que d'autres composés tels que les borates, les sulfites... ;
- Les cations de métaux lourds à l'état de traces, sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux (HCO_3^- , Cl , SO_4^{2-}) ou organiques (macromolécules de type humique et fulvique).

D'autre part, les lixiviats peuvent aussi contenir certains micro-organismes pathogènes. Plus de 200 familles de composés organiques ont pu être identifiées au cours des nombreuses études menées sur la caractérisation des lixiviats des décharges.

La composition globale des lixiviats est le plus fréquemment déterminée grâce à des analyses physico-chimiques. La qualité physico-chimique dépend de nombreux facteurs qui sont cités dans les paragraphes précédents.

Étant donnée la synergie de l'ensemble des facteurs mentionnés ci-dessus, il est difficile de prédire la composition moyenne d'un lixiviat d'un site donné (Trabelsi, 2011).

3.7.1. Types de polluants présents dans les lixiviats

❖ Acides gras

Les acides gras sont d'importants constituants du monde animal et végétal. Ils se répartissent en grandes familles selon le nombre de double liaisons éthyléniques qu'ils possèdent : les acides gras saturés (aucune double liaison) ramifiés ou non, monoinsaturés (une seule double liaison) et polyinsaturés (au moins deux doubles liaisons).

❖ Composés ligno-cellulosiques

Les composés ligno-cellulosiques (cellulose, hémicelluloses et lignine) retrouvés en décharge sont principalement dus aux 12 % de déchets verts (bois, herbe, feuilles) et aux 25% de papiers, cartons et journaux entreposés (Anonyme, 2000). Leur présence est un très bon indicateur du règne végétal.

❖ Composés associés aux matières plastiques

Les matières plastiques se définissent comme le mélange d'un polymère (ou résine) et de divers additifs donnant un produit fini. Les déchets ménagers se composent d'environ 11% (poids humide) de matières plastiques particulièrement réfractaires à la dégradation en décharge (Anonyme, 2000). Cependant, l'appauvrissement en substrats et le lessivage permanent des déchets permettent tout de même la libération de certains constituants de ces matières. Les plastifiants et les stabilisants sont les principaux composés ajoutés aux résines pour leur conférer diverses propriétés chimiques, physiques et mécaniques. Néanmoins, le simple greffage de ces additifs sur la structure du polymère les rend potentiellement mobilisables et fait d'eux des polluants. Ces additifs peuvent donc être présents aussi dans les eaux naturelles. De la même manière, les lixiviats des décharges peuvent capter ces composés en lessivant les déchets (Trabelsi, 2011).

▪ Les plastifiants

Les plastifiants sont des esters organiques ajoutés aux polymères afin d'accroître la flexibilité et la robustesse du produit final par une modification interne de la molécule du polymère. Les principaux plastifiants utilisés sont les esters d'acides dicarboxyliques de haut point d'ébullition appelés "*phtalates*".

Les phtalates sont principalement utilisés dans la fabrication du polychlorure de vinyle souple (80%) (Bauer et Herrmann, 1997), mais peuvent aussi être utilisés dans les revêtements de sol (phtalate de butylbenzyle [BBP] ; phtalate de di-isononyle [DINP] ; phtalate de di-(2-éthylhexyle) [DEHP]), les câbles (exemple : électriques), le matériel médical (DEHP est

utilisé dans les poches et les tubulures), les emballages alimentaires, les garnitures de voiture, papeterie, les matériaux de construction. Ils peuvent aussi être incorporés dans les encres, les pigments, les peintures, les lacs et les adhésifs (Trabelsi, 2011).

Bien que les phtalates ne soient pas très toxiques, une exposition aigue à long terme à ces produits peut causer des dommages au niveau du foie et des testicules chez les mammifères et la mort des espèces aquatiques. Les phtalates peuvent aussi engendrer des modifications dans la mobilité et la biodiversité de certaines substances toxiques comme les biphényles polychlorés et les ions métalliques (Trabelsi, 2011).

Les phtalates ont été identifiés dans de nombreux échantillons provenant de l'environnement comme le compost des déchets solides municipaux, les eaux usées et leurs boues, les rivières et les lixiviats des décharges (Trabelsi, 2011).

Comme les plastifiants sont des produits faiblement biodégradables, les méthodes communes de traitement des lixiviats s'avèrent peu efficaces pour dégrader ces produits. Les plastifiants peuvent donc persister dans la nature et contaminer les eaux souterraines et superficielles (Trabelsi, 2011).

▪ Les Stabilisants

Les stabilisants sont des additifs introduits dans les matières plastiques, ils assurent une protection contre l'altération des matériaux provoquée par la chaleur, l'oxydation ou les rayonnements solaires. Lors de la mise en forme, de l'entreposage ou du vieillissement, la plupart des polymères subissent une certaine dégradation que les antioxydants peuvent empêcher ou retarder. Le principal stabilisant qu'on trouve dans les lixiviats est le bisphénol A (Li *et al.*, 2006).

❖ Les phénols

Les phénols sont principalement utilisés en tant qu'intermédiaires :

- Dans l'industrie des matières plastiques (résines phénoliques, bisphénol A...).
- Pour la fabrication de plastifiants, d'adhésifs, de durcisseurs, de dissolvants et d'isolants.
- Ils sont également utilisés dans une moindre mesure en tant que composant dans les cosmétiques et les médicaments.

Les phénols ont été identifiés dans plusieurs lixiviats (Reitzel et Ledin, 2002).

❖ Les pesticides

Les pesticides sont utilisés en quantité considérable depuis plus d'un demi-siècle par l'agriculture intensive. On retrouve des résidus de pesticides partout même dans les lixiviats comme le lindane, le bentazone, le 2,6- dichlorobenzamide, l'atrazine ... (Trabelsi, 2011).

❖ Les métaux lourds

Plusieurs métaux lourds ont été identifiés dans les lixiviats à de faibles concentrations comme le Mg, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni et le Zn. Les métaux lourds existants dans les déchets migrent pendant plusieurs années dans les décharges. Cette capacité de migration peut être améliorée par la formation de complexes très stables avec la matière organique ainsi que la matière colloïdale existante dans les lixiviats (Trabelsi, 2011).

3.8. Impact du lixiviat sur l'environnement

Comme tout écosystème évolutif de point de vue chimique, biologique et physique, une décharge comporte :

- Une phase solide : les déchets en évolution.
- Une phase liquide : les lixiviats.
- Une phase gazeuse : les émanations constituées en tout ou en partie de biogaz.

Chacun de ces éléments présente des risques de contamination pour l'environnement. Nous ne traitons ici que des problèmes d'environnement liés à la présence des lixiviats, à l'exclusion d'autres problèmes pourtant liés à la décharge tel que : bruits, animaux (rongeurs, insecte, oiseaux) et circulation (Aouane et Bradai, 2016).

a- Effet sur les eaux souterraines et les eaux de surface

La détérioration de la qualité des ressources en eau constitue une menace aussi importante que celle liée à l'accentuation du déficit hydrique ; les eaux de surface sont menacées du phénomène eutrophisation, les cours d'eaux demeurent à leur tour le récepteur de rejets polluants de nature diverses. Les eaux souterraines, autrefois de bonne qualité, se trouvent actuellement menacées par diverses sources de pollution ponctuelle. La percolation de lixiviat des déchets constitue, une source ou un vecteur de pollution des ressources en eaux souterraines par infiltration ; et superficielle par ruissellement pluvial (Aouane et Bradai, 2016).

b- Effet sur l'air

Les biogaz proviennent de la décomposition anaérobie des matières organiques par divers micro-organismes, cette décomposition forme diverses substances organiques volatiles, principalement de méthane (CH_4) et dioxyde de carbone (CO_2). Le déplacement du biogaz dans le sol est également un phénomène complexe, le méthane (CH_4) contenu dans les biogaz étant plus léger que l'air, il a naturellement tendance à migrer verticalement vers la surface du sol et se dissiper dans l'atmosphère (Aouane et Bradai, 2016).

c- Effet sur le sol

La quantité de polluants qui peut atteindre la nappe phréatique dépend de la quantité de contaminants s'échappant de la décharge, et également du comportement des substances organiques ou minérales à travers des couches sableuses et de l'argile.

Des essais en laboratoire ont montré que dans l'argile, l'absorption est importante. Cela signifie qu'une quantité considérable de substance chimique peut se fixer sur la matrice poreuse du sol, à titre d'exemple : les éléments Ca^{+2} , Mg^{+2} , Pb^{2+} sont les plus retenus par la phase solide. L'infiltration d'un liquide ne dépend pas seulement du type de sol mais dépend aussi du type de liquides et les éléments chimiques qu'il contient (Aouane et Bradai, 2016).

Les résultats d'essais d'infiltration dans l'argile du Gault montrent que les paramètres de transport sont influencés par le type du liquide infiltré. Les valeurs de la diffusivité et la conductivité hydraulique dans la colonne où s'infiltre le lixiviat sont supérieures aux celles mesurées dans la colonne où s'infiltre l'eau (Aouane et Bradai, 2016).

L'impact des lixiviats sur le sol se traduit par la réduction du temps de transit (le lixiviat traverse plus rapidement les couches du sol) et de la teneur en eau d'équilibre (la quantité de l'eau que le sol peut retenir).

L'étude de la diffusion du lixiviat montre que la migration des ions se fait dans les deux directions, du lixiviat vers le sol qui lui provoque une pollution, et du sol vers le lixiviat qui provoque un appauvrissement en ions, la migration étant liés à la capacité d'échange d'ions (Aouane et Bradai, 2016)

3.9. Procédés de traitement des lixiviats

3.9.1. Les méthodes biologiques

Grâce à sa fiabilité, sa simplicité et son rapport coût-efficacité élevé, le traitement biologique est couramment utilisé pour le traitement de la majeure partie du lixiviat contenant des concentrations élevées de DBO (Galvez *et al.*, 2009). La biodégradation des composés organiques est effectuée par le biais de micro-organismes pour donner du dioxyde de carbone et des boues, dans les conditions aérobies, et du biogaz (un mélange composé principalement de CO₂ et CH₄) dans les conditions anaérobies. Les traitements biologiques se sont révélés très efficaces pour éliminer les matières organiques et azotées des jeunes lixiviats lorsque le DBO/DCO a une valeur élevée (>0,5). Avec le temps, la présence importante de composés réfractaires (principalement des acides humiques et fulviques) tend à limiter l'efficacité du processus (Trabelsi, 2011).

3.9.1.1 Traitement aérobie

Les traitements biologiques aérobies font appel aux micro-organismes naturellement présents dans le milieu naturel pour dégrader les polluants présents. L'apport d'oxygène peut être naturel (le vent ou système de cascade) dans les petites installations de lagunage ou artificiel (turbine ou diffusion de microbulles) et dans les stations d'épuration de type "boues activées".

Les bactéries peuvent être libres (boue activée, lagunage) ou fixées (lit bactérien, filtres plantés, filtres à sable, bio-filtre) ou même sous forme de biodisques (Mehmood *et al.*, 2009).

Même si les processus aérobies se sont révélés efficaces pour l'élimination des polluants organiques et de l'ammoniac, beaucoup d'inconvénients nous mènent à se concentrer sur d'autres technologies.

Parmi ces inconvénients on cite (trabelsi,2011) :

- La demande d'une grande période d'aération ;
- La haute demande énergétique et l'excès de la production de boues ;
- Une inhibition microbienne due à la haute teneur en azote ammoniacal.

3.9.1.2. Traitement anaérobie

Contrairement au traitement aérobie, la digestion anaérobie consomme peu d'énergie et produit très peu de matières solides. En outre, il est possible d'utiliser le CH₄ produit pour

réchauffer le digesteur qui travaille habituellement à 35 °C. Le principal inconvénient de ce procédé est sa sensibilité aux substances toxiques (Trabelsi, 2011).

3.9.2. Les méthodes physico-chimiques

3.9.2.1. Flottation

Pendant de nombreuses années, la flottation a été largement utilisée, elle est basée sur l'élimination des colloïdes, des ions, des macromolécules, des micro-organismes et des fibres. Cependant, jusqu'à ce jour, très peu d'études ont été consacrées à l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats. On a étudié l'utilisation d'une colonne de flottation comme une étape de post-traitement pour éliminer l'acide humique résiduel (composés non biodégradables) des lixiviats de décharges. Sous les conditions optimales, près de 60% d'acide humique a été éliminé (Trabelsi, 2011).

3.9.2.2 Coagulation-Floculation

La Coagulation floculation peut être utilisée avec succès dans le traitement des vieux lixiviats (Silva *et al.*, 2004). Elle est largement utilisée comme un prétraitement avant l'osmose inverse ou avant les procédés biologiques ou encore comme la dernière étape de traitement afin d'éliminer la matière organique bio-récalcitrante. Le sulfate d'aluminium, le sulfate ferreux, le chlorure ferrique et le chloro-sulfate ferrique ont été couramment utilisés comme coagulants (Trabelsi, 2011). Cependant, Zouboulis *et al.* (2004) ont montré que les biofloculants sont plus efficaces que les floculants inorganiques.

Ce procédé présente certains inconvénients comme la production d'une grande quantité de boues et la diminution de la concentration de l'aluminium ou du fer dans la phase liquide.

3.9.2.3. Précipitation chimique

Grâce à son efficacité, sa simplicité et les équipements peu coûteux utilisés, la précipitation chimique a été utilisée pour l'élimination des composés organiques bio-récalcitrants, de l'azote ammoniacal et des métaux lourds à partir des lixiviats. Au cours de la précipitation chimique, les ions dissous dans la solution se transforment en composés insolubles par des réactions chimiques. De la même manière, les métaux présents dans la solution précipitent sous forme d'hydroxydes. La struvite (phosphate d'ammonium magnésien (MAP)) ou la chaux sont généralement employées comme précipitant en fonction de la nature de la cible (NH₃-N ou métaux lourds) (Ozturk *et al.*, 2003).

Les inconvénients de la précipitation chimique sont : la forte dose de précipitant nécessaire, la sensibilité du processus au pH, la production de boues et la nécessité de poursuivre l'élimination des boues (Kurniawan *et al.*, 2006).

3.9.2.4. L'adsorption

L'adsorption des polluants sur charbon actif, en colonne ou sous forme de poudre, donne un bon taux d'abattement de la DCO par rapport aux méthodes chimiques et ce quelle que soit la concentration initiale de la solution en matière organique (Trabelsi, 2011). Selon plusieurs travaux, le procédé d'adsorption sur charbon actif a été utilisé en conjonction avec des procédés biologiques pour le traitement des lixiviats (Li *et al.*, 2010). Rodriguez *et al.* (2004) ont étudié l'efficacité de différentes résines pour l'élimination de la matière organique bio-récalcitrante et ont montré que le charbon actif présente la plus forte capacité d'adsorption.

Les principaux inconvénients de ce procédé sont la nécessité de régénérer fréquemment les colonnes ainsi que la forte consommation de charbon actif (Renou *et al.*, 2008).

3.9.3. Méthodes membranaires

3.9.3.1. La nanofiltration

En raison de ses propriétés uniques entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse, la nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats (Chaudhari et Murthy, 2010). Ce procédé a la capacité d'éliminer les particules d'un poids moléculaire supérieur à 300 Da ainsi que les substances inorganiques par le biais des interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La nanofiltration utilise généralement des membranes en polymère moléculaire de coupure entre 200 et 2000 Da (Pronost et Matejka, 2000).

Elle a été utilisée en combinaison avec des méthodes physiques et il s'est avéré que les résultats obtenus sont satisfaisants. En effet, le taux d'abattement de la DCO obtenu est de l'ordre de 70-80% (Trebouet *et al.*, 2001).

Toutefois, la réussite de la technologie des membranes nécessite un bon contrôle contre le colmatage. En effet, lors du traitement des lixiviats, les composés présents dans la matrice comme la matière organique et inorganique dissoute et les particules en suspension peuvent colmater la membrane.

3.9.3.2. L'osmose inverse

L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus prometteuses dans le traitement des lixiviats. En effet, plusieurs études effectuées à la fois à l'échelle du laboratoire et à l'échelle industrielle ont montré l'efficacité de ce procédé dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats. Les taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds sont respectivement supérieurs à 98 et 99%. A partir de 1984, les modules tubulaires et spiraux ont été les premiers utilisés pour le traitement des lixiviats. Une technologie innovante a été introduite sur ce marché en 1988 avec un grand succès, c'est le disque-tube-module (DT-module) mis au point par Pall-Exekia (Trabelsi, 2011).

En dépit de ses avantages, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients qui sont : la faible rétention des petites molécules qui passent à travers la membrane et la possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane (Trabelsi, 2011).

Autre limitation de l'osmose inverse est la forte consommation d'énergie, Peters (1999) a précisé que le coût de la consommation d'énergie représentait environ 60-80% du coût de traitement.

4. Valorisation des sous-produits du compostage

4.1. Utilisation du lixiviat

D'après Mouhani *et al.* (2011), le lixiviat contient des matières organiques bénéfiques aux plantes, du fait qu'il améliore la contenance du sol en nutriments, mais l'excès de l'utilisation du lixiviat peut induire la pollution de l'environnement, à cause des composés qu'il contient. Pour la raison précédente, le respect de la dose du lixiviat utilisé dans l'irrigation doit être respecté.

4.2. Effets du digestat sur les propriétés biologiques des sols

Plusieurs études ont démontré que les digestats avaient des actions bénéfiques sur la qualité des sols, que ce soit au niveau microbiologique (augmentation de l'activité respirométrique, activité nitrifiante, ...) ou au niveau physique (capacité d'échange cationique). De même, Nyberg et ses collaborateurs montrent que l'utilisation de digestat comme amendement du sol en conditions contrôlées de laboratoire augmente l'activité respirométrique, l'activité nitrifiante des micro-organismes, la biomasse bactérienne et l'activité enzymatique. Ces actions sont équivalentes, voir meilleures que les fertilisants organiques plus classiques tels que les composts (Anonyme, 2011).

Ces dernières années, la hausse du prix des engrais minéraux a rendu le transport et l'épandage des digestats et des effluents d'élevage économiquement intéressants, ce qui signifie que le coût de transport des digestats ne constitue plus un frein à leur utilisation. De plus, les stratégies de fertilisation basées sur les digestats et sur les effluents d'élevage sont meilleures en termes d'équilibre énergétique que les stratégies fondées exclusivement sur les engrais minéraux (Fachagentur, 2010).

4.3 Application du biogaz

Il est utilisé comme carburant pour véhicules motorisés :

Le biogaz est utilisé, depuis plusieurs années, comme carburant pour des autobus et des camions, ainsi que dans le secteur privé

Utilisation thermique du biogaz Le biogaz traité peut facilement être brûlé pour fournir de la chaleur. On utilise généralement pour cela des brûleurs fonctionnant intégralement au gaz qui peuvent être adaptés à tout type de combustible (Fachagentur, 2010).

5. les sociétés de traitement des déchets en Algérie

Tableau07 :Quelques centres de traitements des déchets en Algérie (Anonyme, 2020)

Wilaya	Centres
Alger	SARL NCC ENVIRONNEMENT: Cité Ali Amrane, lot N°03, Bordj El Kiffan (16031) - Alger - Algérie opérateurs privés : collecte des DMA, transport et traitement des déchets spéciaux et spéciaux dangereux après leur ségrégation in situ (Anonyme,2020).
	La filière informelle d'oued-Smar : decharge créée en 1977, Reçois des déchets de la wilaya d'Alger et des communes voisines : collecte, tri et récupération du papier, des métaux, du plastique et du verre (Djemaci, 2013).
Boumerdès	décharge sauvage dans la ville de Issers La destination finale des déchets collectés au niveau de la ville est la mise en décharge sauvage située au sud-est de l'agglomération à côté d'un oued (Djemaci, 2013).
Tizi ousou	Centre de tri, de recyclage et de récupération des déchets (Djemaci, 2013).

Chapitre 2 : Ebauche expérimentale

Objectif :

Caractérisation microbiologique et potentiel de valorisation d'un Lixiviat de compost jeune d'une décharge de Mostaghanem obtenu le 27 Février 2020.

1. Etude de la microflore totale

Cette étape sert à rechercher tous les microorganismes existants dans le lixiviat

- a. La technique de suspension dilution nous a permis de diluer la charge microbienne du lixiviat

Cette technique consiste à :

- Prélever 1ml de la solution mère a l'aide d'une micropipette, et l'injecter dans un tube contenant 9 ml d'eau distillée stérile, ce qui va nous donner une dilution a 10^{-1} , bien homogénéiser à l'aide d'un vortex.
- Répéter l'opération jusqu'à obtention d'une dilution de 10^{-6} , en notant la concentration des dilutions sur chaque tube à essai.

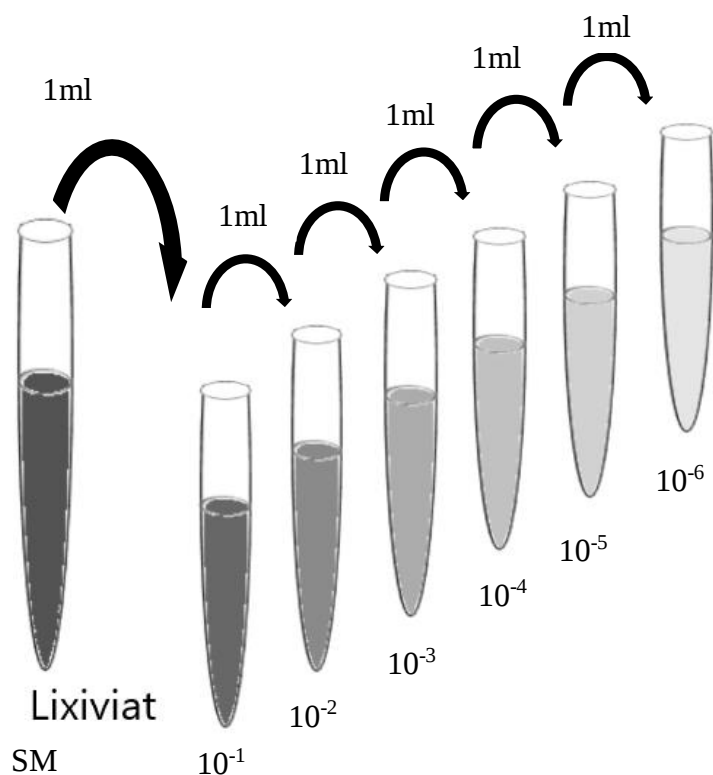


Figure 7 : Schéma des suspensions dilutions.



Figure 8 : Tubes des suspensions dilutions

- Après la préparation des solutions diluées, des ensemencements en surface sur milieux GN et LPGA pour l'isolement et le dénombrement ont été réalisés
- Ensemencement des boîtes de pétri contenant le milieu nutritif par 0,5ml de solution : 3 boîtes de GN et 3 d'autre de LPGA pour chaque concentration, un totale de 15 boîtes pour chacun des milieux a été obtenu.
- L'étape d'incubation à 28°C pendant 48h à une semaine permet la croissance des bactéries sous forme de colonies visibles
- Les boîtes ensemencées à partir d'une solution ayant une concentration de 10^{-2} ont été choisies pour le dénombrement : 3 boîtes de GN et 3 boîtes de LPGA, ces boîtes contiennent entre 30 et 300 colonies

b. Centrifugation différentielle (étape non réalisée)

2. Etude de la qualité bactériologique du lixiviat

- Les 30 boîtes (15 GN + 15 LPGA) précédemment ensemencées ont donné naissance à une cinquantaine d'isolats bactériens. Chaque colonie de chaque isolat bactérien a été prélevée pour être cultivée séparément sur milieu LB en boîtes de pétri dans un but de purification des isolats.
- 14 isolats bactériens différents morphologiquement, ont été purifiés et stockés dans des tubes à essai coulés par le milieu LB solide en pente.

Les étapes suivantes ont été prévues dans le protocole expérimental mais n'ont pas été réalisées

3. Test de pathogénicité (Inoculation du Tabac) de toutes les souches

4. L'action du lixiviat sur la germination et la levée de quelques graines

5. Test *in vitro* sur les bactéries retenues

- Stimulation de la croissance végétale (synthèse de l'AIA, solubilisation du P, ...)
- Effet antagoniste sur différents microorganismes pathogènes et phytopathogènes
- Les bactéries d'intérêt sélectionnées, seront caractérisées (pH, T°, ...)

6. Caractérisation physico-chimique du lixiviat

- Macro éléments (P, K, ...)
- Acides humiques et fulviques
- Contenance en Carbone et autres hydrates de carbone.....

Résultats préliminaires du dénombrement

Sur milieu GN

- Boîte 01 : 317 colonies
- Boîte 02 : 312 colonies
- Boîte03 : 357 colonies
- Une moyenne de 328 colonies

Sur milieu LPGA :

- Boîte 01 : 252 colonies
- Boîte 02 : 272 colonies
- Boîte 03 : 273 colonies
- Une moyenne de 265 colonies

Les cultures bactériennes en boîtes de Pétri

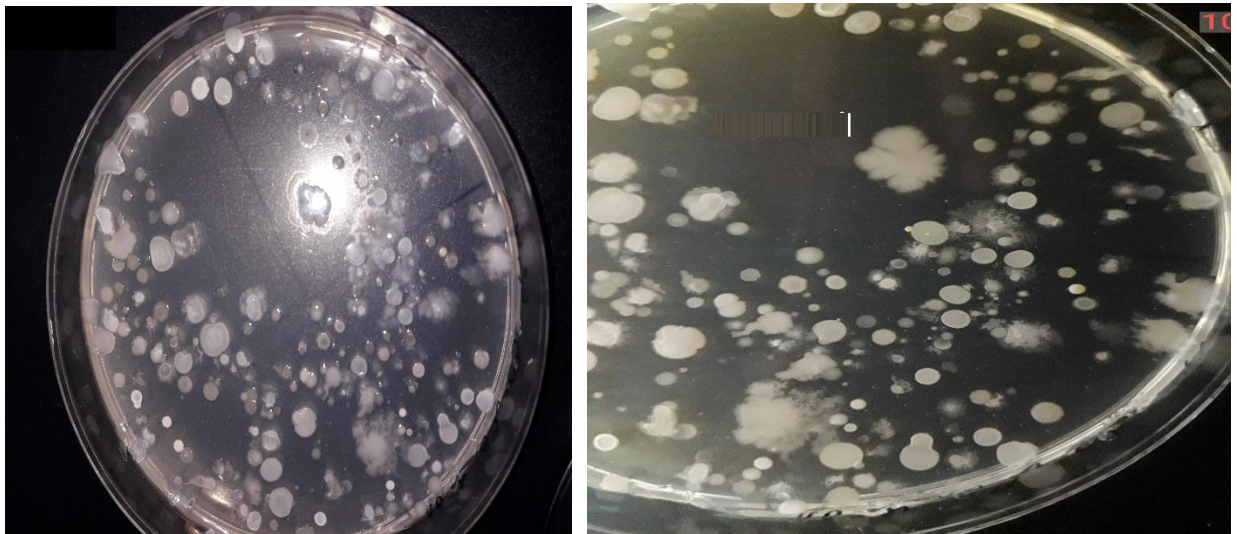


Figure 9 : cultures bactériennes à partir de la dilution 10^{-2} sur milieu GN (originale)



Figure 10 : Cultures bactériennes à partir de la dilution 10^{-2} sur milieu LPGA (originale)

Isolats purifiés sur milieu LB



Figure 11 : cultures bactériennes de l'isolat 01 sur milieu LB (originale).

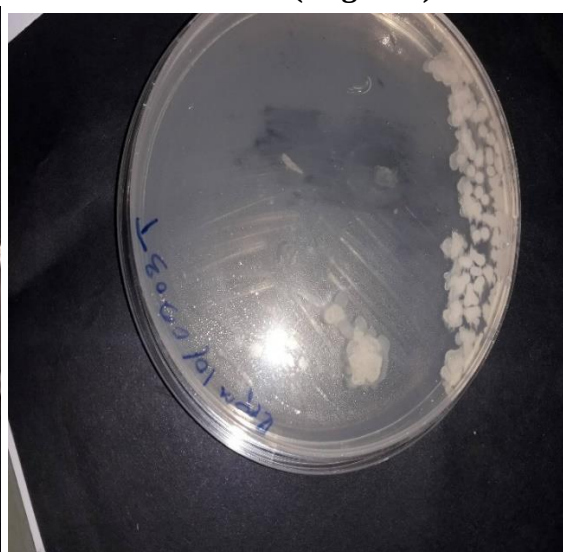


Figure 12 : cultures bactériennes de l'isolat sur milieu LB (originale).



Figure 13 : cultures bactériennes de l'isolat sur milieu LB (originale).



Figure 14 : cultures bactériennes de l'isolat13 sur milieu LB (originale).

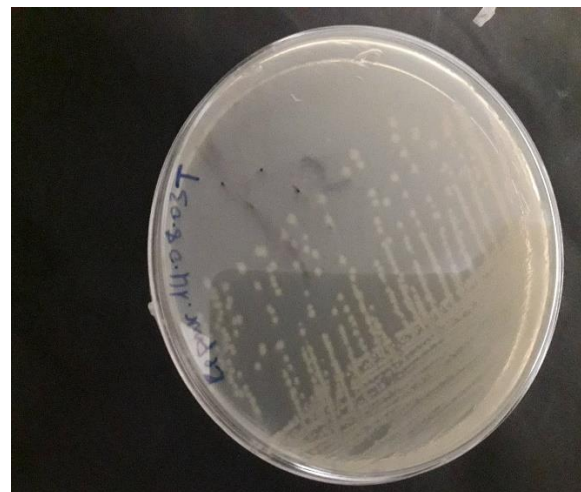


Figure 15 : cultures bactériennes de l'isolat 14 sur milieu LB (originale).

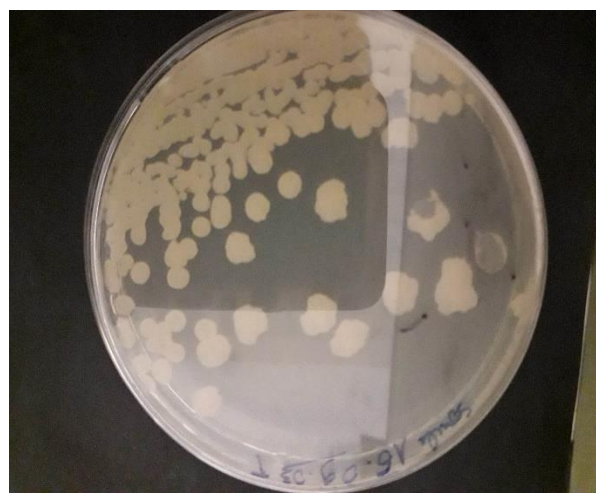


Figure 16 : cultures bactériennes de l'isolat 16 sur milieu LB (originale).



Figure17 : cultures bactériennes de l'isolat 17 sur milieu LB (originale).



Figure 18 : cultures bactériennes de l'isolat 18 sur milieu LB (originale).

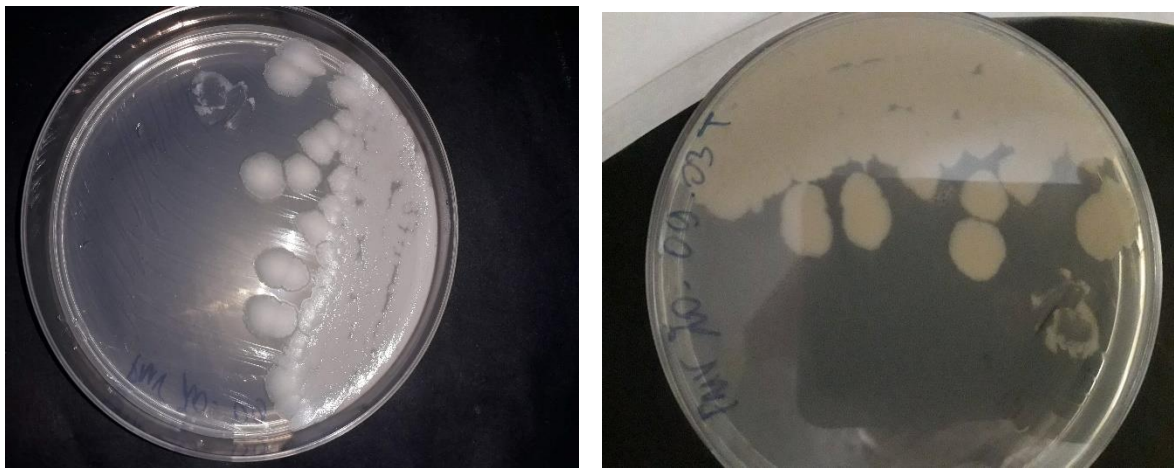


Figure 19 : cultures bactériennes de l'isolat 20 sur milieu LB (originale).

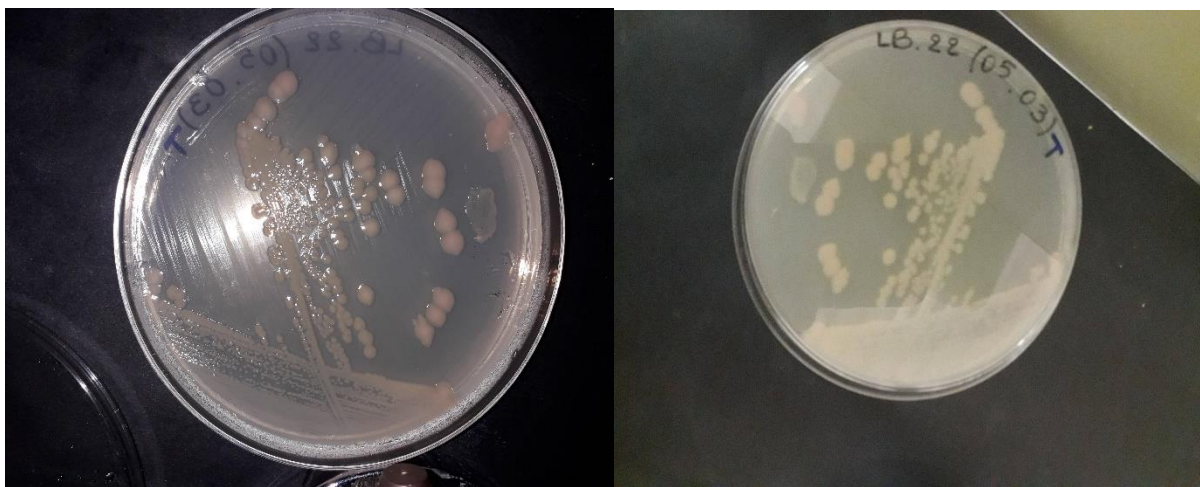


Figure 20 : cultures bactériennes de l'isolat 22 sur milieu LB (originale).



Figure 21 : cultures bactériennes de l'isolat 24 sur milieu LB (originale).

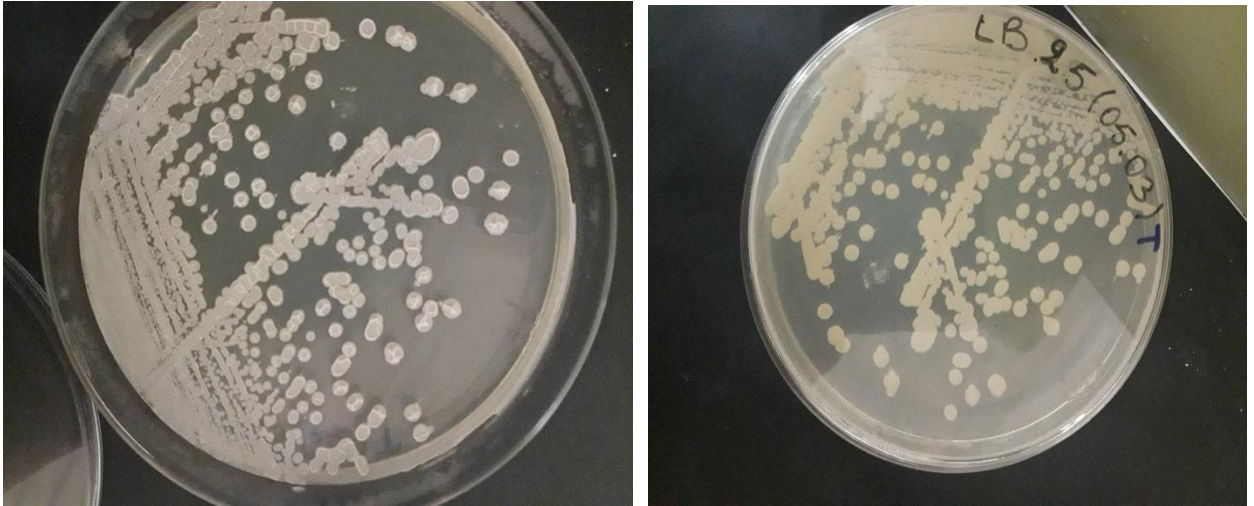


Figure 22 : cultures bactériennes de l'isolat 25 sur milieu LB (originale).

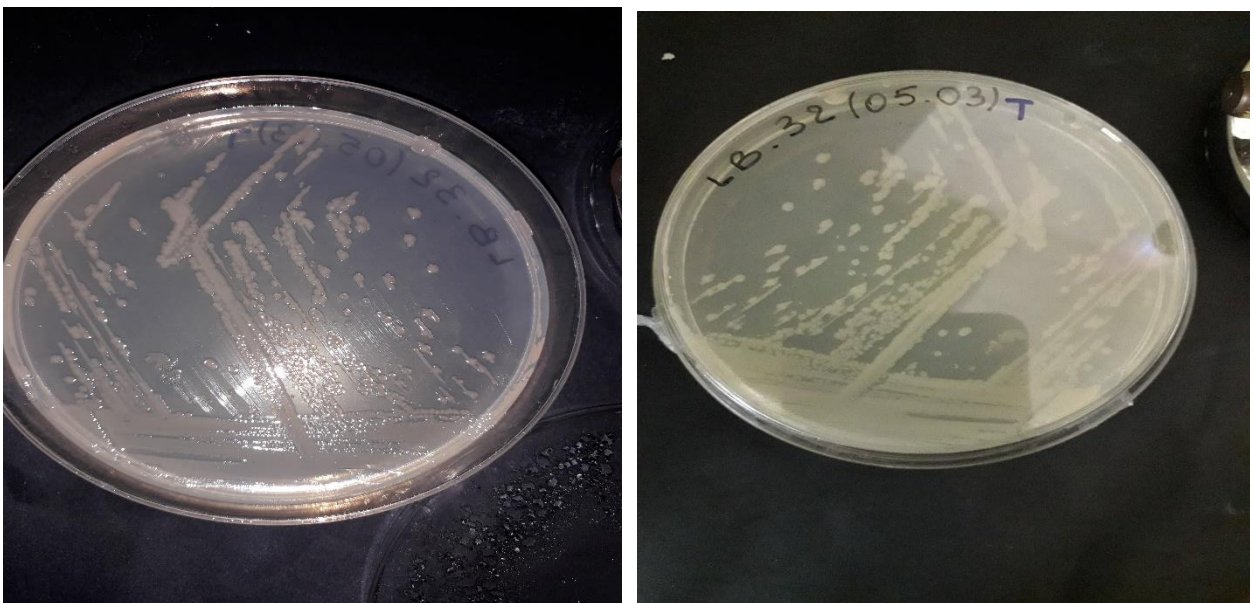


Figure 23 : cultures bactériennes de l'isolat 32 sur milieu LB (originale).

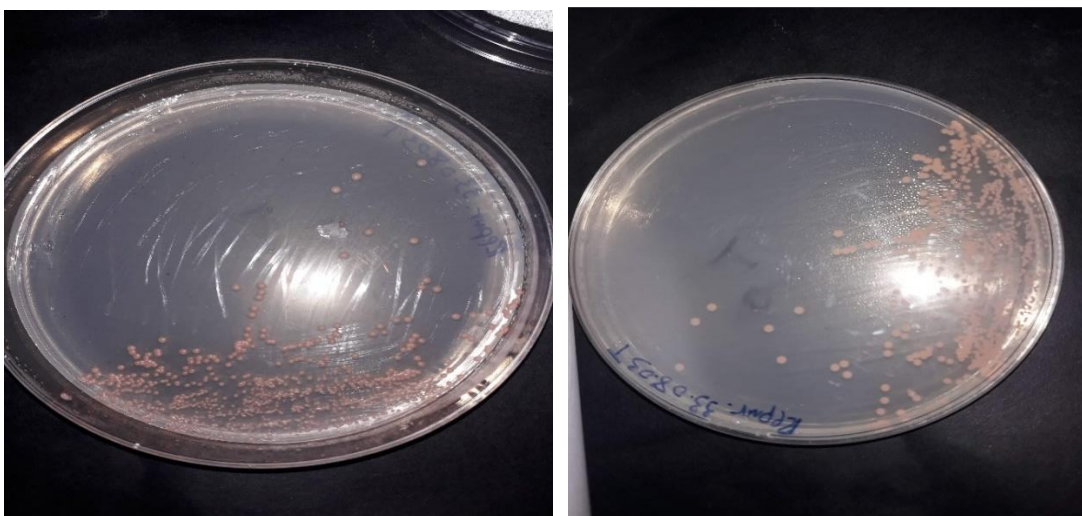


Figure 24 : cultures bactériennes de l'isolat 32 sur milieu LB (originale).

CONCLUSION

Le compostage permet la réduction du volume des déchets, généralement dirigés vers les décharges publiques ou les CET. L'engrais produit est destiné, après compostage, en grande partie à la fertilisation des terres, étant donné ses composantes en matières organiques et en sels minéraux, ce qui réduit le recours aux engrais chimiques.

L'enfouissement des déchets demeure une filière d'élimination très économique dans la gestion globale des déchets. Il n'a pas été jusque-là pratiqué en appréhendant tous les problèmes qu'il pouvait engendrer. Le lixiviat brut contient de fortes teneurs en polluants (matière organique dissoute, éléments traces, composés organiques et les microorganismes). Il est à la fois riche et polluant, cependant il peut être valorisé dans un but pratique notamment dans la fertigation, mais, il doit être subir des phases de dépollution.

Le but de ce travail était de déterminer le potentiel de valorisation d'un lixiviat brut de compost provenant de la décharge de Mostaghanem.

Une analyse physico-chimique et microbiologique nous aurait permis de le caractériser pour en connaître sa composition. Des tests au laboratoire et en serre utilisant différentes concentrations de lixiviat ont été tracés dans le protocole, pour une étude sur la germination de différentes semences de plantes cultivées.

L'analyse du lixiviat brut montre une forte contamination bactériologique, ce qui nous a conduit à prévoir de réaliser le test de pathogénicité sur la plante du tabac afin de sélectionner uniquement les bactéries non-pathogènes.

Les bactéries sélectionnées étaient destinées à être étudiées pour leur potentiel de stimulation de la croissance des plantes et le biocontrôle des organismes phytopathogènes.

Liste des références bibliographiques :

Anonyme 2000- Déchets municipaux. ADEME (Ed), 2ème édition, Paris. P 11.

Anonyme., 2006- Institut national de l'environnement industriel et des risques., Document de référence sur les meilleures techniques disponibles , Traitement des déchets. P 689.

Anonyme., 2016- Traitement mécano-biologique. Fiche technique. Mis à jour le 19/08/2016. Consulter : le 19.08.2020

[https://www.ademe.fr/expertises/dechets/passer-a-l'action/tri-pretraitement/traitement-mecanobiologique#:~:text=Le%20traitement%20m%C3%A9cano%2Dbiologique%20\(TMB,biologiques%20\(compostage%2C%20m%C3%A9thanisation\).](https://www.ademe.fr/expertises/dechets/passer-a-l'action/tri-pretraitement/traitement-mecanobiologique#:~:text=Le%20traitement%20m%C3%A9cano%2Dbiologique%20(TMB,biologiques%20(compostage%2C%20m%C3%A9thanisation).)

Anonyme., 2018- Le traitement des déchets doit être mis en œuvre en respectant la hiérarchie européenne, qui privilégie la valorisation matière, puis la valorisation énergétique. Mis à jour le 25/06/2018. Consulter : le 18.08.2020.

<https://www.ademe.fr/expertises/dechets/quoi-parle-t/prevention-gestion-dechets/traitement-dechets>

Anonyme., 2018- 2018. Mostaganem : le compostage pour valoriser les déchets domestiques

<http://www.aps.dz/regions/68456-mostaganem-le-compostage-pour-valoriser-les-dechets-domestiques>

Anonyme., 2018- L'Algérie produit 34 millions de tonnes de déchets par an

<http://www.aps.dz/algerie/82820-l-algerie-produit-34-millions-de-tonnes-de-dechets-par-an#:~:text=Selon%20les%20r%C3%A9sultats%20d'une,r%C3%A9gionales%20Centre%2DOuest%20sur%20l'>

Anonyme., 2020- Code de l'environnement - Article L541-1-1. Consulter : le 19.08.2020

<https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220&idArticle=LEGIARTI000023248306&dateTexte=&categorieLien=cid>

Anonyme., 2020 – SARL NCC Environnement. Mise à jour : le 18/08/2020. Consulter : le 11/10/2020

<https://dz.kompass.com/c/sarl-ncc-environnement/dz272132/>

Anonyme., 2020-stratégie nationale de la gestion des déchets

<https://and.dz/presentation/strategie-nationale-de-la-gestion-des-dechets/>

Aouane M., Bradai H., 2016- Analyse bactériologique de lixiviat issu du centre d'enfouissement technique de corso avant et après traitement par osmose inverse (OI), Mémoire de Master 2, Filière Chimie et environnement, université M'hamed Bougara Boumerdes. P 17-27

Asli b., 2010- Traitement du lixiviat par différents types de membranes. MAGISTER. Chimie et Environnement. Université Abdehamid Ibn Badis Mostaganem faculté des sciences et de la technologie département de génie des procédés.

Bauer M.J., Herrmann R., 1997- Estimation of the environmental contamination by phthalic acid esters leaching from household wastes, Sci.Total.Environ. P 49-57.

Benaissa K., 2019- Les Déchets et la méthanisation dans la réglementation Algérienne : secteur de transition énergétique abandonné (Waste and anaerobic digestion in Algerian regulations: abandoned energy transition sector). Centre Universitaire de Tamanghasset.

Bouamrane A., El ouazzani C., Tiruta Barna L., Mansiuri K., 2013- Valorisation des boues de papeterie comme matières premières secondaires dans les mortiers de ciment Portland : incidence des conditions d'incinération sur la résistance mécanique des mortiers (Valorization of paper mill sludge as a partial replacement of Portland cement in mortar: the impact of incineration conditions on the strength of mortars). J. Mater. Environ.

Chaudhari L.B., Murthy Z.V.P., 2010- Treatment of landfill leachates by nanofiltration, J. Environ. Manage., P 1209-1217.

Cheniti., 2014- Gestion des déchets urbains solides : cas de la ville d'Annaba Intitulé du Doctorat : Management de l'Environnement et Contrôle des Terrains Option : Management de l'Environnement. Université Badji Mokhtar, Annaba. P 136 31-32.

Clement B., Delolme C., Winiarski T., Bouvet Y., 1993- The risks of contamination by leachates of fresh water ecosystems, 4th International Landfill Symposium, October 1993, Cagliari. P 1155-1166.

David A., 2013- Document technique sur la gestion des matières organiques municipales. Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC), Canada. P 243 27-32.

Djemaci B., 2013- La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité. Thèse de doctorat en sciences économiques. Sciences de l'environnement. Université de Rouen, France., P 40, 42, 290.

El-Fadel M., Bou-Zeid E., Chahine W., Alayli B., 2000- Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content, Waste. Manage. P 269-282.

El-Fadel M., Massoud M., 2000- Methane emissions from landfills: a methodology, comparative assessment, Environ. Technol.. p 965-975.

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., 2010- Guide sur le biogaz de la production à l'utilisation

Gálvez A., Giusti L., Zamorano M., Ramos-Ridao A.F., 2009-Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment, Bioresource. Technol., P 4895-4898.

Gaumain E., Bohain B., Deffontaine P., Gourlet D., Lantreibecq R., RodriguezM., 2011- Réflexion et pistes sur le traitement Mécano-Biologique. Cercle National du Recyclage. 23, rue Gosselet – 59000 LILLE.

Kamp B., Edeline F., 1998- Amélioration du procédé par boues activées pour épurer un lixiviat de décharge d'ordures ménagères, Tribune de l'Eau, Vol. 50-51, No. 590-591. P 49-69.

Kanga K H., Shinb H.S., Parka H., 2002- Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications, Water Res. P 4023–4032.

Kulikowska D., Klimiuk E., 2008- The effect of landfill age on municipal leachate composition, Bioresource. Technol. P 5981-5985.

Kurniawan T.A., Lo W.H., Chan G.Y.S., 2006- Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment, J. Hazard. Mater. P 433-455.

Kurniawan T.A., Lo W.H., Chan G.Y.S., 2006- Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, J. Hazard.Mater., P 80-100.

Leclercy D., (2002). Le composte une filière de valorisation des déchets organiques à développer. Courrier de l'environnement de l' INRA. 3 rue Pierre-Fontaine, Enfer, 95420 Wy-Dit-Joli-Village.

Li X., Lin L., Zou S., Lan C., Luan T., 2006- Determination of Bisphenol A in Landfill Leachate by Solid Phase Microextraction with Headspace Derivatization and Gas Chromatography-Mass Spectrophotometry, Chinese. J. Anal. Chem. P 325-328.

Li W., Hua T., Zhou Q., Zhang S., Li F., 2010-Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption, Desalination., P 56-62.

Martin H., 2005-Introduction au compostage agricole (fiche technique). Génie zootechnie agricole. Direction de la phytotechnie, MAAO, Guelph.

Mehmood M.K., Adetutu E., Nedwell D.B., Ball A.S., 2009- In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons, Bioresource. Technol., P 2741-2744.

Mezouari Sandjakdine F., 2011- Conception et exploitation des centres de stockage des déchets en Algérie et limitation des impacts environnementaux. Thèse de doctorat en architecture et Environnement Chimie et Microbiologie de l'eau. Ecole polytechnique d'architecture et d'urbanisme en co-tutelle avec l'université de Limoges. P 261.

Misra R V., Roy R N., Hiraoka H., 2005 -Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole. Document de travail sur les terres et les eaux. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.

Montier V., Trarieux M., Delavelle C., Fayolle D., Villetard X., Recors L., 2012- Transport et logistique des déchets : Enjeux et évolution du transport et de la logistique des déchets, ADEME.

Mouhanni H., Hamdi H., Bendou A., Benzine L., Cavalli E., 2011- Impact de la réutilisation des eaux usées épurées en irrigation : analyse ionique des lixiviats. Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 25, n° 1, 2012. P 69-73.

Ozturk I., Altinbas M., Koyuncu I., Arikan O., Gomec-Yangin C., 2003- Advanced physicochemical treatment experiences on young municipal landfill leachates, Waste. Manage., P 441-446.

Peters T.A., 1999- Past and future of membrane filtration for the purification of landfill leachate, Proceedings of the 7th International Landfill Symposium Sardinia, Italy, P 335-344.

Pronost R., Matejka G., 2000- Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. Production, caractérisation, traitement, Environnement & Technique. P 25-29.

Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P., 2008- Landfill leachate treatment: Review and opportunity, J. Hazard. Mater., P 468-493.

Rodriguez J., Castrillon L., Maranon E., Sastre H., Fernandez E., 2004- Removal of nonbiodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption, Water Res., P 3297–3303

Ross W.R., 1900- Factors influencing the chemical characteristics of landfill leachates, Water SA, Vol. 16, No. 4, P 275-280.

Sall P.M., 2014- Etude du compostage et du lixiviat obtenus par cocompostage des résédus agroalimentaires à la ferme. Métrise en biologie végétale. Québec, Canada. P 1,3,4.

Schlosser O., Huyard A., (2008). Les bioaérosols en plate-forme de compostage exposition et risque professionnel. Département Santé & Environnement, SUEZ Environnement, Centre international de recherche sur l'eau et l'environnement (CIRSEE), 38, rue du Président Wilson, 78230 Le Pecq.

Silva A.C., Dezotti M., Sant'Anna Jr G.L., 2004- Treatment and detoxication of a sanitary landfill leachate, Chemosphere., P 207–214.

Sotamenou J., 2010- Le compostage : Une alternative souhaitable de gestion publique des déchets solides au Cameroun .thèse de Doctorat nouveau régime en Sciences Economiques. Université de Yaoundre II faculté des sciences économiques et de gestion département d'économie publique. P 364.

Souabi S., Touzare K., Digua K., Chtioui H., Khalil. F., Tahiri M., 2011- Triage et valorisation des déchets solides à la décharge publique de la ville de Mohammedia " Triage and valorization of solid waste in landfill city of Mohammedia. LES TECHNOLOGIES DE LABORATOIRE - 2011, Volume 6, N°25

Trabelsi S., 2011- Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir". Sciences de la Terre. Université Paris-Est, p7-17, P 23-28.

Trabelsi S., 2012- Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir". Science de la terre. Université Paris-Est. P : 226 (6,7).

Teglia C., 2011- Valorisation par compostage de résidus solides de digestion anaérobie des déchets organiques. Doctorat mention Chimie, Ecole doctorale Sciences de la Matière, Université Rennes I. P : 305 18-20

Trebouet D., Schlumpf J.P., Jaouen P., Quemeneur F., 2001- Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration process, *Water Res.*, P 2935–2942.

Vadillo L., Carrasco F., Andreo B., Garcia de Torres., Bosch C., 1999- Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain). *Environnemental Geology*.

Wu J., Zhang H., He P.J., Shao L.M., 2011- Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis, *Water Res.*, P 1711-1719.

Zouboulis A., Chai X., Katsoyiannis I., 2004- The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates, *J. Environ. Manage.*, P 35–41.