Contenu

Introduction générale 4

Chapitre1 : La gestion et le stockage des déchets ménagers et assimilés en Tunisie 7

1.1. Gestion des déchets solides ménagers en Tunisie 7

1.2. Les modes de gestion des déchets solides municipaux : 9

1.2.1. Le recyclage 10

1.2.2. Compostage : 10

1.2.3. Incinération : 10

1.2.4. Mise en décharge : 11

1.3. Evolution des déchets dans une décharge 11

1.3.1. Dégradation des déchets 11

1.3.2. Facteurs contrôlant la dégradation des déchets 13

1.3.2.1. Condition d'exposition 13

1.3.2.2. Etat physique des déchets 17

1.3.3. Les effluents générés par les décharges 17

1.3.3.1. Les Lixiviats 18

1.3.3.2. Le biogaz 20

1.3.4. Les problèmes actuels de la gestion des déchets 22

1.3.4.1. Augmentation des déchets générés 22

1.3.4.2. Pas de tri des déchets solides municipaux à la source 22

1.3.4.3. Pas de centre de tri au niveau de décharge 23

1.3.4.4. Collecte des déchets 23

1.3.4.5. Choix de site d'enfouissement 23

1.3.4.6. Traitement de lixiviat 23

1.3.4.7. Traitement de Biogaz 24

1.3.5. Caractéristique de la décharge contrôlée en Tunisie 25

1.3.5.1. Barriere technique 25

1.3.5.2. Enfouissement de déchets 25

1.3.5.3. Couverture d'une décharge 25

1.3.5.4. Performance du système de couverture d'une décharge 26

1.3.5.5. Système de collecte de Biogaz 27

1.3.5.6. Torchère : 28

1.3.5.7. Système de collecte de Lixiviats 28

1.3.5.8. Système de traitement de Lixiviats : 28
1.3.5.9. Système de recirculation de lixiviat : 30
Chapitre 2 : Présentation de la décharge contrôlée de Gabes 33
2.1. Introduction 33
2.2. Localisation et cadre physique de la décharge contrôlée du Gabes 33
2.3. Cadre géologique et géotechnique de décharge de Gabés 33
2.4. Cadre hydrogéologique : 34
2.4.1. Nappe phréatique: 34
2.4.2. Nappe profonde: 35
2.5. Étude climatologique de Gabes 35
2.5.1. Pluviométrie 36
2.5.2. Température 37
2.5.3. Evaporation 38
2.5.4. Evaporation au Bac rond 38
2.5.5. L'évapotranspiration potentielle (ETP) 39
2.5.6. Les vents 39
2.5.7. Aridité 40
2.6. Description de la décharge contrôlée de Gabes 40
2.6.1. Type et tonnage de déchets reçus à la décharge contrôlée de Gabes : 41
2.6.2. Caractéristiques de la décharge contrôlée de Gabes 43
2.6.3. Mode d'enfouissement et d'exploitation dans la décharge contrôlée de Gabes 43
2.6.4. Le captage et le torchage du biogaz dans la décharge contrôlée de Gabes 45
2.6.5. Le drainage et le traitement des lixiviats dans la décharge contrôlée de Gabes 45
Chapitre 3: Caractérisation des déchets entrants a la décharge de Gabés 48
3.1. Introduction 48
3.2. Matériels et méthodes 48
3.2.1. Choix du Protocole 48
3.2.2. Echantillonnage 49
3.2.3. Analyses physico-chimiques des déchets 52
3.2.3.1. Masse volumique (ou densité) 52
3.2.3.2. Détermination de l'humidité 52
3.2.3.3. Détermination de la matière organique, perte au feu (ou solide volatil) 53
3.2.3.4. Détermination de teneur en métaux lourds 53
3.3. Résultat et discussion 54

3.3.1. Composition des déchets de décharge de Gabés 54
3.3.2. Masse volumique 55
3.3.3. Le pourcentage d'humidité 55
3.3.4. Teneur en matière organique 55
3.3.5. Teneur en métaux lourds 56
Chapitre 4 : Etude et traitement des lixiviats générés dans la décharge contrôlée de Gabés 57
4.1. Introduction 57
4.2. Matériel et méthode 57
4.2.1. Génération des lixiviats dans la décharge de Gabés 57
4.2.2. Echantillonnage et Analyse 58
4.2.3. Investigation d'une méthode de traitement des COI par des procédés combinés 58
4.2.4. Caractérisation de l'échantillon 60
4.2.5. Traitement électrochimiques des COI 60
4.2.6. Essais toxicologiques 62
4.2.7. Déterminations physicochimiques 62
4.3. Résultats et Discussions 63
4.3.1. Caractéristiques du lixiviat de la cellule 1 dans la décharge de Gabés 63
4.3.2. Résultat des essais de traitement électrochimiques 68
4.4. Conclusion 73
Chapitre 5 : Estimation de la génération et de l'émission des biogaz dans la décharge de Gabés 74
5.1. Introduction 74
5.2. Matériel et méthodes 75
5.2.1. Simulation de la production du biogaz 75
5.2.2. Présentation du modèle LandGEM 75
5.2.2.1. La constante de vitesse de dégradation k 77
5.2.2.2. La capacité de production potentielle de CH4, Lo 78
5.2.2.3. Concentration en composés organique non méthanique (NMOC) 79
5.2.2.4. Efficacité de la collecte de gaz 79
5.2.3. Quantification de flux des émissions de biogaz 80
5.2.3.1. Programme de mesures 80
5.2.3.2. Maillage et horaire des mesures: 80
5.2.3.3. Les mesures 80
5.2.3.4. Matériel de mesure des émissions de biogaz 81
5.2.3.5. Détermination du flux de biogaz 81

5.3. Résultat et discussion ..... **Erreur ! Signet non défini.**
5.3.1. Choix des paramètres de simulation: 81
5.3.2. Résultats de simulation 81
5.3.3. Evaluation du rapport du CO2/CH4 dans différents puits de biogaz 82
5.3.4. Variabilité spatiale et temporelle des émissions de CH4 et de CO2 83
5.4. Conclusion 83
Conclusion générale 84

Introduction générale

Dès la phase de dépôt des déchets variés et de matériaux évolutifs dans une décharge, ces derniers sont soumis à des processus de dégradation. Ceci est dû aux conditions climatiques (pluie, température, etc.) et aux réactions bio-physico-chimique complexes.
La réussite d'un plan de gestion intégré des déchets solides ménagers est tributaire de la bonne pratique au niveau des décharges contrôlées. La maîtrise des émissions de biogaz et lixiviats (drainage, traitement et valorisation) constitue la base pour la réussite de l'exploitation d'une décharge.

- Le premier chapitre de cette thèse est une étude bibliographique, qui figure des généralités sur les Gestion déchets en Tunisie, l'évolution des déchets dans une décharge, les problématiques actuels de la gestion en Tunisie, ainsi que les caractéristiques de la décharge contrôlée en Tunisie. Cette bibliographie a pour objectif de comprendre les paramètres à prendre en compte au cours de la caractérisation et la modélisation.

- Le deuxième chapitre est consacré pour une synthèse des conditions géologiques, hydrogéologiques, climatologiques, et l'étude minutieuse de la décharge de Gabes: les aménagements, le mode d'exploitation des casiers et la gestion des effluents, sont analysées dans ce chapitre.

- Le troisième chapitre de l'étude expose les caractérisations physico-chimiques des déchets reçus dans la décharge de Gabes comme recommandées dans plusieurs protocoles. C'est ainsi qu'une description détaillée de la démarche d'échantillonnage et de caractérisation saisonnière des déchets entrants est faite selon les catégories fournis par MODECOM (1993). Enfin, les résultats des analyses physico-chimiques des déchets par catégorie sont présentés.

- Le quatrième chapitre concerne une étude et traitement des lixiviats générés dans la décharge contrôlée de Gabes. En effet, et pour la première fois, des données sur une décharge à grande échelle indiquant une inhibition de la dégradation des déchets par l'ammoniac sont présentées. En deuxième lieu, comme solution, un traitement combiné d'électrocoagulation (EC) suivi d'électro Fenton (EF) a été appliqué sur le concentré d'osmose inverse en évaluant les consommations énergétiques et la coté écotoxicologique (avec l'organisme modèle Daphnia magna).

- le cinquième chapitre, est réservé à l'étude de la gestion de biogaz dans la décharge contrôlée de Gabés. Il s'intéresse d'abord à une simulation de la production biogaz par le modèle de calcul LandGEM. Ensuite, une évaluation du rapport du CO2/CH4 dans différents

puits de gaz pour évaluer l'inhibition de la dégradation des déchets. Enfin, un suivi de la variation spatiale et temporelle de l'émission de biogaz est fait.

Chapitre1 : La gestion et le stockage des déchets ménagers et assimilés en Tunisie

1.1.Gestion des déchets solides ménagers en Tunisie

Le choix de la mode de gestion de déchets ménagers et assimilés nécessite la connaissance de la composition des déchets, tout comme la connaissance de sa quantité. Elle permet d'apprécier leur traitement, leur recyclage éventuel ou leur élimination d'un point de vue technique, économique et environnementale (Chantou, 2012a). Dans le cas d'une décharge, la caractérisation des déchets est essentielle pour définir ses caractéristiques géotechniques, sa durée de vie et son mode d'exploitation (Aydi, 2012). Cette composition est étroitement liée au niveau de vie de la population, la situation économique, la structure de l'habitat, le lieu géographique, le climat, la saison, les équipements collectifs.

En 2014, la population totale tunisienne est de l'ordre 11 007,3 milliers d'habitants avec un taux d'accroissement de 1.03% (INS, 2014). La production totale des déchets ménagers et assimilés en Tunisie est de l'ordre de 2.6 millions de tonnes/an, avec une production journalière entre 0.7 à 1 Kg/hab/j en milieu urbain et entre 0.2 à 0.5 Kg/hab/j en milieu rural (Abid, 2017). De plus, En Tunisie cette production a reconnu un accroissement de 25% en été pour les zones internes et jusqu'à 50% pour les villes du tourisme (Aydi, 2012).

La composition des déchets en Tunisie sont caractérisés par la dominance des teneurs en fermentescible (63.2%) suivie d'une faible teneur en plastique (9.4%) et en papier matériaux recyclable (ANGed, 2019). Cette richesse en fractions organiques se traduit par un taux élevé d'humidité variant entre 65% et 70% (ANGed, 2019), par une densité de 0.3 T/m^3 et un pouvoir calorifique inférieur relativement faible de 1000 Kcal/kg.

Actuellement, 10 décharges contrôlées sont en exploitation (Tunis, Bizerte, Nabeul, Zaghouan, Sousse, Kairouan, Sfax, Gabés, Médenine, Tozeur). A chaque décharge est associé un ensemble de centres de transfert (CT), avec un total de 56 CT.

Dans les pays en développement et en Tunisie en particulier, les déchets provenant des ménages, des centres commerciaux, des institutions, des hôtels et des établissements éducatifs et de santé, constituent la source la plus importante de déchets solides.

En effet, il n'existe pas une gestion de déchets standards pour toute la Tunisie, chaque municipalité, ville ou autorité municipale est responsable de la mise en place d'un système de

collecte, d'une installation de traitement et d'un mode d'élimination des déchets, qui dépendent principalement des moyens financiers et de la disponibilité de matériels.

En Tunisie, la pré-collecte est une étape primordiale de la gestion de déchets qui est très sensible et occupe une position critique de l'insalubrité. Elle est assurée volontairement par les citadins dans des conteneurs dont les tailles sont très diversifiées et vont de 750 l (placés par la commune sur la voie publique), de 240 l et 330 l (placés par la commune dans les hôpitaux, les hôtels, les commerces et les habitations verticales), et 30 à 100 l (poubelle placé par la population devant les résidences pavillonnaires). On peut aussi trouver des sacs plastiques et parfois en vrac déversés directement sur la voie publiques (Ben Ammar, 2006).

En Tunisie, la collecte des déchets ménagers couvre 95% en zone communal et 90% en zone rural (METAP, 2004 ; World Bank, 2007). Elle est assurée 7j/7j soit par porte à porte, par l'utilisation de conteneurs ou même par les centres de transfert.

Les prestataires de système de collecte sont :

- La municipalité : assure la couverture des quartiers de centre-ville (le jour à partir de 7 heures) ainsi que les quartiers périphérique (le soir à partir de 21 heures). Pendant la saison estivale (Juillet-Août) et le mois de Ramadan, la collecte des déchets se fait selon des horaires spéciaux (surtout pour le centre-ville).
- Les Secteurs privés : participent d'une part, à 4.5% au niveau de la collecte municipale, où il couvre quelques parcellaires municipales par convention avec la commune. D'une autre part, à 100% de transfert de déchets vers la décharge.
- Les Secteurs informels : assurent la récupération des déchets recyclables (plastique, carton, verre, et les emballages alimentaires…)

1.2. Les modes de gestion des déchets solides municipaux :

Le choix d'une méthode de traitement des déchets dépend de plusieurs paramètres socio-économiques, géographiques et techniques dont la présence de matières recyclables, le tonnage à traiter, les coûts d'investissement, le choix des sites doit être bien adaptés, etc (Aboulam, 2005). Il existe plusieurs méthodes de traitement des déchets : Compostage, incinération, recyclage, et mise en décharge.

Dans le monde entier, la mise en décharge est la méthode de traitement la plus répandue (plus de 50%), de fait qu'elle est la plus facilement maîtrisable et la moins coûteuse.

D'après le tableau 1.1, on remarque que dans le plus part des pays avec revenue élevée (France, Japon, Pays Bas, etc.), la mise en décharge et l'incinération sont les deux modes les plus adaptées dans l'élimination des déchets. Alors que dans les pays en développement (Tunisie, Maroc, Algérie, Jordanie,…), le recyclage, le compostage et l'incinération, ne sont pas trop pratiqués, à cause de contextes économiques et techniques.

1.2.1. Le recyclage

C’est un processus qui consiste à transformer les déchets en nouveaux produits pour éviter le gaspillage de matières potentiellement utiles, réduire la consommation de matières premières fraîches, réduire la consommation d'énergie, réduire la pollution de l'air (provenant d’autre mode de l’incinération) et la pollution de l'eau (provenant de la mise en décharge) en réduisant la nécessité d'une élimination "conventionnelle" des déchets.

Les matériaux recyclables comprennent de nombreux types de verre, papier, métal, plastique, textiles et produits électroniques. Bien que leur effet soit similaire, le compostage ou toute autre réutilisation de déchets biodégradables, tels que les déchets de cuisine ou de jardin, la conversion de déchets en eau (vapeur) pour générer de l’énergie, etc. ne sont généralement pas considérés comme du recyclage. Les matériaux à recycler sont soit amenés à un centre de collecte, soit récupérés du trottoir, puis triés, nettoyés et retraités en nouveaux matériaux destinés à la fabrication.

En Tunisie, la plupart des activités de recyclage sont le fait du secteur privé informel qui est présenté par environ 8000 collecteurs (Frikha, 2019). Bien que c’est un processus rentable, mais la maniéré anarchique et non contrôlée présentent un risque prépondérant.

1.2.2. Compostage :

C’est un processus biologique dans lequel les déchets organiques se décomposent en un compost riche en nutriments, idéal pour le conditionnement des sols. Il préserve plus d'éléments nutritifs que l'engrais chimique et constitue la méthode privilégiée pour l'élimination des déchets organiques. En Tunisie, le compostage n’est pas encore bien adapté (seulement 0.5% de déchets sont compostés), alors qu’il nécessite de susciter un intérêt accru suscite puisque les déchets de la Tunisie sont constituées d'un pourcentage important de matières fermentescibles (de l’ordre de 68 %). (ANGed)

1.2.3. Incinération :

C’est un processus de traitement thermique impliquant la combustion de matières organiques trouvées dans les déchets. Cette réduction dépend du degré de récupération et de la composition des matériaux.

En particulier, l’incinération s'agit de convertir les déchets en cendres, en gaz de combustion et en chaleur. Les cendres sont principalement constituées de composants inorganiques de déchets. Les gaz de combustion sont supposés être nettoyés des contaminants particulaires et gazeux avant d'être rejetés dans l'air, par exemple, l’incinérateur Pfafenau à Vienna qui est dotée d’un système d’épuration extensif des gaz de combustion à quatre étapes, il comprend

un filtre électrostatique, un procédé de lavage humide en deux phases, un filtre à charbon actif, et une installation de dénitrification.

Alors que, la chaleur générée est utilisée parfois de manière utile.

Le premier Incinérateur de Déchets Solides (IDS) a été construit à Manchester (en 1876) à des fins d'hygiène et de réduction du volume /du poids des déchets. Quelques années plus tard (1893), un incinérateur à vapeur fonctionnait à Hambourg et deux installations de chauffage et de cogénération locales ont été construites, entre 1903 et 1905, aux États-Unis. Mais ce n'est que vers la fin des années 1960 que les incinérateurs pour déchets solides municipaux ont commencé à être plus fréquemment équipés de systèmes de récupération d'énergie.

1.2.4. Mise en décharge :

Elle consiste à déposer dans des sites géologiquement adaptés et aménagés les ordures ménagères brutes en couches successives pour assurer une cohésion mécanique du massif, et à les recouvrir régulièrement de terres ou de matériaux inertes pour éviter les nuisances et les pollutions (Goguel, 1980).

La décharge contrôlée est généralement subdivisés en casiers eux-mêmes en Alvéoles, caractérisé par :

- Une étanchéité du fond et des flancs par la mise en place d'une couche d'argile compacté et un géo-membranes, qui permettent de rendre les casiers hydrauliquement indépendants en favorisant le drainage et la collecte des liquides afin d'être traités.
- Une étanchéité de la surface par une couche d'argile et un Géocomposite pour réduire l'infiltration de l'eau des précipitations, empêcher l'émission de biogaz et rendre la cellule comme un milieu confiné favorisant la collecte de ce dernier.

Le but de ce mode de traitement est de stocker le maximum de déchets en favorisant la décomposition de la matière organique.

1.3.Evolution des déchets dans une décharge

1.3.1. Dégradation des déchets

Les déchets solides municipaux contiennent une fraction importante (30 à 50%) de matières organiques (Javad Asgari et al., 2011). En effet, leur confinement dans le site d'enfouissement abouti à une série des changements biologiques et physico-chimiques par lesquels les micro-organismes décomposent les matières biodégradables dans des conditions anaérobies contrôlées telles que la température, l'oxygène, le temps de rétention ... (Dada & Mbohwa, 2017). Ces réactions génèrent du biogaz et des lixiviats à travers quatre étapes : l'hydrolyse, l'acidogenèse, l'acétogenèse et la méthanogenèse (figures 1.3 et 1.4). Chaque

étape est régie par une masse bactérienne spécifique comme déjà présenté dans figure 8 (Javad Asgari et al., 2011).

.

- Hydrolyse (I) : La matière ligno-cellulosique constitue la fraction organique majeure des DSM. Cette étape implique les bactéries aérobies pour la décomposition des grandes macromolécules protéiques, des graisses et des glucides (comme l'amidon et la cellulose) en acides aminés, acides gras à longue chaîne et sucres (Dada & Mbohwa, 2017). Cette décomposition est le facteur majeur qui influence le niveau de la source de carbone nécessaire à la production de biogaz (Bhattacharyya et al., 2008). Cette phase peut durer des jours voir des mois jusqu'à ce que l'oxygène total soit épuisé. Les produits finaux de cette phase sont le CO_2, la chaleur et l'eau. La teneur en azote est élevée, mais continuera de se désintégrer au fur et à mesure que la phase se poursuit (ATSDR, 2016).
- Acidogènese (II) : à ce stade, les petites molécules organiques produites au stade I sont fermentées en trois, quatre et cinq acides gras volatils tels que l'acide lactique, l'acide butyrique, l'acide propionique, l'acide valérique et les alcools faibles (Dada & Mbohwa, 2017).
- Acétogenèse (III) : à ce stade, les bactéries acétogènes consomment les produits fermentés du stade acidogène pour produire de l'acide acétique, du dioxyde de carbone et de l'hydrogène. Pour produire de l'acide acétique, ils ont besoin d'oxygène et de carbone (Javad Asgari et al., 2011). Pour cela, ils utilisent l'oxygène dissous dans la solution ou l'oxygène lié. En effet, les bactéries productrices d'acide créent une condition anaérobie qui est essentielle pour les micro-organismes producteurs de méthane (Javad Asgari et al., 2011). En outre, à cette phase, les pics d'hydrogène, la demande chimique en oxygène (DCO), et la concentration totale en acide volatil (TVA) culminent également dans le lixiviat.
- Méthanogenèse (IV): Les bactéries productrices de méthane utilisent de l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'acide acétique pour former du méthane et du dioxyde de carbone. Pour les fonctions vitales de ces micro-organismes, une condition anaérobique et une température stable sont très importantes (Javad Asgari et al., 2011).

  A ce stade le taux de production et la composition de biogaz deviennent constants. Environ 45%-60% de CH4, 40%-60% de CO2 et 2%-9% d'autres gaz sont

produits. Cela peut durer 20 ans après la fermeture de la décharge (Njoku et al., 2018). Enfin, le processus de décomposition atteint la phase V au cours de laquelle la plupart des émissions de biogaz se produisent avec un rapport CH4 /CO2 pouvant aller jusqu'à 4: 1 (Białowiec, 2011), une concentration importante d'azote, et une émissions d'oxygène varient de 2% à 17% selon la concentration en dioxyde de carbone (Bockreis & Steinberg, 2005; Białowiec, 2011). En outre, la pression dans le casier devient supérieure à la pression de l'atmosphère ambiante.

1.3.2. Facteurs contrôlant la dégradation des déchets

La dégradation des déchets est affectée essentiellement par deux facteurs principaux tels que les conditions d'exposition et les caractéristiques physiques des déchets elles-mêmes. Les conditions d'exposition peuvent être classées en deux facteurs : Les facteurs physico-chimique liés à l'environnement (facteurs abiotiques) et ceux liée au substrat (facteurs biotiques).

1.3.2.1. Condition d'exposition

- Température

Selon la configuration du site, la fermentation anaérobie est en principe possible entre 30 ° C et environ 70 ° C (Abid, 2018). Le taux de production bactériologique de méthane augmente avec la température. Cependant, étant donné que la quantité d'ammoniac libre augmente également avec la température, la performance bio-digestive pourrait être inhibée ou même réduite en conséquence. Si la température de la biomasse est inférieure à 15 ° C, la production de gaz sera si faible que l'usine de biogaz ne sera plus économiquement viable. Le processus de bio-méthanisation est très sensible aux changements de température (Javad Asgari et al., 2011).

- Humidité

L'humidité intrinsèque initiale des déchets lors de la mise en enfouissement est insuffisante pour que les phases de digestion anaérobie déroulent correctement, l'apport de l'eau pluviale et la recirculation du lixiviat sont donc nécessaires (Francois, 2004). En effet, l'humidité est un facteur primordial pour la génération de biogaz et la stabilisation de la matière organique (Abid, 2017).

- pH

Les bactéries productrices de méthane vivent mieux dans des conditions neutres à légèrement alcalines. Une fois le processus de fermentation stabilisé dans des conditions anaérobies, le

pH prendra normalement une valeur comprise entre 7 et 8,5. En raison de l'effet tampon du dioxyde de carbone-bicarbonate (CO2 - HCO3-) et de l'ammoniac-ammonium (NH3 - NH4), le pH est rarement pris comme mesure des acides du substrat et / ou du rendement potentiel en biogaz. Un digesteur contenant une concentration élevée en acide volatil nécessite une valeur de pH quelque peu supérieure à la normale. Si la valeur du pH descend en dessous de 6,2, le milieu aura un effet toxique sur les bactéries méthanogènes en mobilisant les métaux lourds présents dans les déchets.

- Nature et disponibilité du substrat

Pour se développer, les bactéries ont besoin de plus qu'un simple approvisionnement en substances organiques comme source de carbone et d'énergie. Ils nécessitent également certains nutriments minéraux (Javad Asgari et al., 2011). En plus du carbone, de l'oxygène et de l'hydrogène, la génération de biomasse nécessite un approvisionnement adéquat en azote, soufre, phosphore, potassium, calcium, magnésium et un certain nombre d'oligo-éléments tels que le fer, le manganèse, etc...(Aydi, 2012). Une concentration plus élevée de tous ces éléments mentionnés a généralement un effet inhibiteur (Javad Asgari et al., 2011).

Différentes expériences ont montré que l'activité métabolique des bactéries méthanogènes peut être optimisée à un rapport C / N d'environ 8-20, mentionnant que le point optimal variant d'un cas à l'autre, selon la nature du substrat (Javad Asgari et al., 2011).

- Inhibiteurs

Lors de la dégradation anaérobie un déséquilibre physico-chimique peut se produit, qui entraine l'accumulation de différents composés inhibiteurs et un potentiel dysfonctionnement de la chaine trophique. Les principaux inhibiteurs sont :

- Les acides gras volatils (AGV) : sont des intermédiaires réactionnels de la réaction de méthanisation dont la concentration influe sur le pH des digesteurs. Parmi tous les AGV, l'acide propionique est considéré comme le plus toxique pour la digestion anaérobie (Hanaki et al., 1994) et agit principalement sur l'étape d'hydrolyse (Jha et al., 2011). Ward et al. (2008) préconisent un ratio acide propionique/acide acétique inférieur à 1 pour des concentrations en acide propionique supérieures à 1 $g.L^{-1}$ afin d'éviter de possibles inhibitions. De façon générale, l'accumulation d'AGV indique une charge organique trop importante dans un digesteur (Ward et al., 2008).
- L'azote : tous les substrats de déchets solides ménagers contiennent de l'azote sous forme de protéines qui peuvent facilement libérer de l'ammonium pendant la digestion anaérobie (Khalid et al., 2011). Pour des valeurs de pH plus élevées, même une concentration

d'azote relativement faible peut inhiber le processus de fermentation. Les substrats riches en azote comme les déchets d'abattoir (Cuetos et al., 2017; Hejnfelt & Angelidaki, 2009; Xia et al., 2012), le fumier et les déchets d'élevage (Angelidaki & Ahring, 1993; Yang, 2011) peuvent provoquer des niveaux élevés d'ammonium pendant l'aérobie traitement.

Plusieurs études conviennent qu'une surcharge de la concentration totale d'azote ammoniacal (TAN), qui est une combinaison de $NH4^+$ et NH_3, peut entraîner l'échec de la digestion anaérobie, en raison de processus biologiques inhibés (Zeeman et al., 1985; Koster & Lettinga, 1988; Bhattacharya & Parkin, 1989; Angelidaki & Ahring, 1993; Kayhanian, 1994; Hansen et al., 1998; Sung & Liu, 2003; Nakakubo et al., 2008; Procházka et al. , 2012; Chen et al., 2016). Le nombre d'études traitant les niveaux d'inhibition du TAN a augmenté ces dernières années. Les valeurs seuils de TAN signalées pour une digestion biologique stable sont contradictoires et varient considérablement entre les études, en fonction du pH, de la température et de l'inoculum utilisé (Moestedt et al., 2016).

McCarty (1964) a déclaré que lorsque les concentrations de TAN dépassent 3000 mg de NH4-N/l à n'importe quel pH, le processus de digestion anaérobie sera inhibé. Hobson & Shaw (1976) ont observé une certaine inhibition de la production de méthane à des concentrations de TAN de 2500 mg NH4-N/l, tandis qu'une concentration de 3300 mg NH4-N/l a complètement inhibé la méthanogenèse. Cependant, Sutaryo et al. (2014) ont révélé que dans des conditions thermophiles (50°C), des concentrations de TAN de 2900, 3600, 4400 et 5100 mg de NH4-N/l ont causé respectivement 24%, 30%, 52% et 66% de réduction du rendement en méthane, indiquant ainsi une inhibition incomplète de méthanogenèse. Ces résultats sont globalement similaires à ceux décrits par Sawayama et al.(2004), qui ont constaté une réduction de l'activité méthanogène de 10% pour des concentrations de TAN comprises entre 1 670 et 3 720 mg NH4-N/l, de 50% pour 4 090 à 5 550 mg NH4-N/l et de 100% pour 5 880 à 6 000 mg / l. De plus, Sung & Liu (2003) ont signalé qu'une concentration de TAN de 5 770 mg NH4-N/l a provoqué une diminution de 64% du rendement en méthane.

D'autres rapports de recherche indiquent que les bactéries méthanogènes peuvent s'adapter à des concentrations élevées de TAN, en fonction des conditions d'acclimatation et de la valeur du pH, en citant un niveau de tolérance TAN allant de 3000 à 4000 mg NH4-N / l (Angelidaki et al., 1993; Nakakubo et al., 2008; Procházka et al., 2012; Rajagopal et al., 2013; Sung & Liu, 2003). De plus, autres études rapportent que le phénomène d'inhibition

de l'ammoniac n'est pas directement lié à la concentration totale d'azote ammoniacal TAN, mais plutôt à la concentration d'ammoniac libre (Mccarty & Mckinney, 1961; Kroeker et al., 1979; De Baere et al., 1984; Koster & Lettinga, 1988; Bhattacharya & Parkin, 1989; Angelidaki et al., 1993; M. Kayhanian, 1999; Chen et al., 2008; Nakakubo et al., 2008). Ils affirment que l'ammoniac libre est le composant actif pendant l'inhibition, car il est librement perméable aux membranes (Chen et al., 2008; Nakakubo et al., 2008; Procházka et al., 2012). Comme mentionné ci-dessus, la concentration de l'ammoniac libre dépend principalement de la température, du pH et de la concentration de TAN (Rajagopal et al., 2013). En général, une augmentation de ces paramètres entraînera l'inhibition de la digestion anaérobie à mesure que la concentration de l'ammoniac libre augmente (Nielsen & Angelidaki, 2008)

- Le sulfure d'hydrogène (H_2S) : est la forme protonée de l'ion sulfure (S^{2-}), lui-même produit à partir des formes oxydées du soufre (sulfate ($SO4^{2-}$), sulfure (SO_3^{2-}) ou thiosulfate ($S_2O_3^{2-}$)) lors de la digestion anaérobie. Ce gaz soluble dans l'eau, à l'odeur caractéristique «d'œuf pourri», est mortel pour l'homme à des concentrations supérieures à 700 ppm dans l'atmosphère. Lors de la dégradation de matière organique, la réduction des formes oxydées du soufre est réalisée par des bactéries sulfato-réductrices (BSR). Les BSR participent également à la dégradation des AGV, de l'éthanol et de l'hydrogène, entrant ainsi en compétition avec les acétogènes microorganismes et méthanogènes (Godon, 2008). Cette compétition peut entrainer une pénurie d'intermédiaires réactionnels et un dysfonctionnement de la chaine trophique, allant jusqu'à l'arrêt de production de méthane (Harada et al., 1994). Au-delà de ce phénomène, le sulfure d'hydrogène est toxique pour les microorganismes. Le mécanisme n'est pas bien déterminé et plusieurs théories existent. Certains montrent que la forme non-ionisée (H_2S) est la forme toxique qui agit par dénaturation des protéines à l'intérieur des cellules tandis que d'autres affirment que la toxicité est due à la concentration totale de soufre, toutes formes confondues (Chen et al., 2008).Les concentrations inhibitrices sont quant à elles plutôt bien définies et varient entre 100 et 800 $mg.L^{-1}$en ion sulfure (Parkin et al., 2014).
- Les métaux lourds : la présence de métaux lourds et de détergents ménagères ou celles utilisés en élevage peut avoir un effet inhibiteur sur le processus de bio-méthanisation. Le plomb, le cuivre et le zinc dans l'ordre décroissant se sont révélés toxiques pour la bio-méthanogenèse. Le plomb à la concentration de 10 µg/ml a complètement arrêté la

production de méthane. La croissance des bactéries acétogènes était inhibée à des concentrations plus élevées (2,5–10,0 μg/ml) de cuivre et de zinc. Le fer n'a produit aucun changement notable dans le processus tandis que le manganèse n'a stimulé que la croissance des bactéries méthanogènes (Aydi, 2012).

- Les ions métalliques : sont des éléments nécessaires au développement des microorganismes mais peuvent devenir inhibiteurs au-delà d'une certaine concentration. Les anions, en particulier, ont été identifiés comme les inhibiteurs prédominants (Mccarty & Mckinney, 1961). Le Tableau synthétise les concentrations optimales et inhibitrices des principaux ions affectant la digestion anaérobie à savoir Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}et le Na^{+}. Cependant, les phénomènes d'acclimations des microorganismes peuvent repousser les seuils d'inhibition de chaque ion. Par exemple, Chen et al. (2008) ont démontré que les concentrations inhibitrices des bactéries méthanogènes de sodium repoussent aux 12,7 et 22,8 $g.L^{-1}$ après acclimatation au lieu de 4,1 à 12,0 g.L-1.

- Enzyme extracellulaire

Les enzymes extracellulaires produites par différents micro-organismes capables de biodégrader certaines liaisons chimiques des molécules plus complexes et donc d'en détacher des sucres solubles et autres petites molécules.

1.3.2.2. Etat physique des déchets

- Granulométrie des déchets

La biodégradation du déchets fines sera plus difficile que celle des déchets granulaires du fait que la diminution de la granulométrie favorise un surface de contact important et donc l'accessibilité des micro-organismes aux constituants nutritifs (Barlaz, Ham, Schaefer, & Isaacson, 1990).

- Humidité intrinsèque

Ce facteur est déterminant dans les cinétiques de dégradation en agissant sur le développement et la diffusion des bactéries, le transport des nutriments, et la dilution des inhibiteurs (Aydi, 2012; El-Fadel, 1999). Pour une bonne activité bactérienne, une teneur d'humidité entre 40% et 70% est indispensable (Aydi, 2012; Barlaz et al., 1990). En revanche, les décharges sèches (humidité entre 20 à 40 %) se caractérisent par une stabilisation lente (Masmoudi, 2003).

1.3.3. Les effluents générés par les décharges

Une décharge est un système bio-chimique complexes, dont les entrées principales sont l'eau, l'air et les déchets ,et les sortants majeurs sont les biogaz, les lixiviats (Zahrani, 2006; Aydi,

2012) (Figure 1.6). Ces émissions majeures (lixiviats et biogaz) sont fortement influencées par les processus de dégradation anaérobie, ce qui explique ses charges en éléments toxiques. En effet, le biogaz produit doit être extrait et torché ou peut être utilisé comme source d'énergie, alors que le lixiviat produit doit être collecté et traité.

1.3.3.1.Les Lixiviats

Les lixiviats qui s'infiltrent jusqu'à la base du stock de déchets est un mélange d'eaux pluviales et de liquides résultant de la dégradation des déchets. Ils sont des eaux chargées bactériologiquement et surtout chimiquement de substances aussi bien minérales qu'organiques. La quantité de polluants dans une tonne de lixiviats de décharge est équivalente à la quantité de polluants trouvés dans 100 tonnes d'eaux usées urbaines (Wang et al., 2018).Aloueimine (2006) a indiqué que cette pollution peut durer 30-50 ans après la clôture du site.

- La charge polluante des lixiviats

Les lixiviats comprennent quatre principaux types de polluants potentiels (AGHTM, 1990; Christensen et al., 1994; Matejka, 1995; Pronost et Matejka, 2000 ; Stoltz, 2009):

- La matière organique dissoute, colloïdale ou en suspension exprimée en DCO et/ou en COT. Les composés organiques détectés dans les lixiviats incluent typiquement les acides gras volatils et les substances humiques et fluviques;
- Les composés organiques spécifiques anthropogéniques d'origine domestique ou de l'industrie chimique qui sont présents en faible concentration. Ils se composent d'une variété importante d'hydrocarbures aromatiques, de phénols, de composés aliphatiques chlorés,…etc;
- Les composés minéraux majeurs sous forme ionique : $Ca2^{+}$, Mg^{2+}, K^{+}, NH^{4+}, Fe^{2+}, HCO^{3-}, Cl^{-}, SO^{2-} , et d'autres composés tels que les borates, les sulfites;
- Les métaux lourds à l'état de traces : Fe, Cr, Cu, Ni, Zn, Hg, Co, Cd,…

- L'évolution de la qualité des lixiviats

Durant le processus de biodégradation, les lixiviats se trouvent avec une composition aléatoire et variable au cours du temps. Cette variabilité est proportionnelle aux phases de dégradation, tel que :

- Hydrolyse (I): Le lixiviat généré dans cette phase est principalement dû à l'expulsion de l'humidité contenue dans les déchets sous l'effet de compactage et non à la décomposition. Ce type de lixiviats se charge par des particules fines en suspension,

des éléments solubles initialement présents dans les déchets et par une petite quantité des substances organiques résultantes du processus de dégradation aérobie (Adhikari et al., 2014; Mor et al., 2006; Gachet, 2005).

- Acidogénèse (II): À la fin de cette phase, des concentrations mesurables de DCO (480 à 18000 mg / L) et d'acides organiques volatils (AOV) (100 à 3000 mg / L) peuvent être détectées dans les lixiviats (Adhikari et al., 2014; Aziz et al., 2010). Ce type de lixiviats se caractérise par une diminution du pH, ce qui entraîne la solubilité des métaux lourds et des éléments minéraux présents au sein du déchet. Les fortes teneurs en CO2 accentuent également la dissolution de ces espèces (Aydi, 2012; Francois, 2004).
- Acétogenèse (III): Durant cette phase les lixiviats générés se caractérisent par des valeurs élevés en DBO5 (1000 à 577700 mg / L), en DCO (1500 à 71100 mg / L), en conductance spécifique (1600 à 17100 mhos / cm), et un pH acide (Adhikari et al., 2014; Mor et al., 2006). Ces propriétés agressives facilitent la solubilisation d'autres éléments tels que le magnésium, le manganèse, le fer, le calcium, et le zinc (Durin, 1999).
- Méthanogenèse (IV): Durant cette phase les lixiviats produits sont qualifiés de "stabilisés" (Durin, 1999). Ils se caractérisent par la diminution de la DBO5, de la DCO, et du rapport DBO5/DCO qui tend sensiblement vers des valeurs faibles (Micales & Skog, 1997). Le niveau de pH augmente dans cette phase mais entrave le système tampon de bicarbonate qui soutient l'activité des bactéries méthanogènes.
- Maturation (V): Durant cette phase les lixiviats générés ont une composition stables qui n'est pas susceptibles d'augmenter en cas de défaillance des structures de confinement (Gachet, 2005).

Ces larges gammes des valeurs mettent en évidence la difficulté de spécifier aisément la phase exacte de dégradation du déchets (Francois, 2004), vue la différence de la nature des déchets et du mode d'exploitation du site (Aydi, 2012). Cependant, des différences entre la phase acidogène et méthanogène sont remarquables notamment dans la charge organique et la teneur en métaux.

Irene et Lo (1996) pensent que la phase méthanogène peut débuter au bout d'un an alors que l'ADEME (1999b) estime qu'elle ne se déclenche qu'après 10 ans d'enfouissement.

Néanmoins, plusieurs littératures ont convenu sur 3 types de lixiviats selon l'âge de la décharge :

- Les lixiviats jeunes: (âge< 5 ans) Ils sont chargés en matière organique (DCO, DBO5), en métaux, et en espèces chimiques, ce qui permet d'avoir un pH faible (pH<7) ;
- Les lixiviats intermédiaires : (5 < âge< 10 ans) Ils sont caractérisés par une tendance d'augmentation des poids moléculaire des constituants des lixiviats. Ils sont remarqué également par un pH voisin de la neutralité et un teneur en métaux baisse (AGHTM, 1990);
- Les lixiviats âgés ou stabilisés: (âge> 10 ans) Ces lixiviats sont caractérisés par une charge organique assez faible, une teneur en métaux faible, et un pH à tendance basique (pH>7) (AGHTM, 1990).

1.3.3.2. Le biogaz

Le biogaz est le produit final de la dégradation anaérobie des déchets. L'évolution des taux de production et de la composition du biogaz suit celle de la dégradation des déchets dans le centre de stockage.

- L'évolution de la qualité des Biogaz

Durant le processus de biodégradation, Le biogaz se trouve avec une composition aléatoire et variable au cours du temps. Cette variabilité est proportionnelle aux phases de dégradation, tel que (Bellenfant, 2009):

- Hydrolyse (I): la phase débute par la consommation de l'oxygène présent dans les déchets au moment de leur mise en place, il y a production de CO2 (O2 : 20 %-->0 %, N2 : 80 %-->75 %, CO2 : 0 % --> 25 %).
- Acidogénèse (II): l'oxygène a disparu, on observe un pic de CO2, du H2 commence à apparaître, et on note une consommation importante de N2 (CO2 : 25 %-->75 %, N2 : 75 %-->10 %, H2 : 0 %-->15 %).
- Acétogénèse (III): du CH4 apparaît, le H2 et N2 sont entièrement consommés, le CO2 se réduit et se stabilise vers 45 % (CH4 : 0 %-->55 %, CO2 : 75 %-->45 %).
- Méthanogénèse (IV): la production de CO2 et de CH4 est stabilisée (50 à 70 % de CH4 et 30 à 50 % de CO2). Toutefois, cela n'exclut pas des variations dues à une modification des conditions du milieu.

Le maximum de la production de biogaz est atteint au cours de la méthanogénèse alors qu'à la phase de maturation la production devient faible, indiquant la fin de la transformation

biologique et chimique des déchets, l'épuisement du stock de matière organique biodégradable et son remplacement par des substances plus complexes, plus réfractaires et plus stables telles que l'humine, les acides de type humique et fulvique (Berthe et al., 2008).

Le rapport de concentration CO2/CH4 dans le biogaz de décharge peut être considéré comme un indicateur de l'âge et de la maturité des déchets (voir tableau 1.4). Ce rapport est généralement corrélé à l'âge des déchets et donc au degré d'avancement de la stabilisation du massif. Plus le rapport est faible, plus les déchets sont vielles (Reuther, 1996; Zairi et al., 2004).

- Les principaux composés des Biogaz

Le biogaz résultant de la série de phase décrite ci-dessus, formé principalement de CH4 et de CO2

Il contient également d'autres gaz en traces nuisibles tel que :

- Des Composés sulfurés : sulfure d'hydrogène (H2S) et les mercaptans, à mauvais odeur ;
- Des Composés chlorés : les chlorures de vinyles, les dichlorométhanes, les tétrachloroéthylènes, les trichloréthylènes, sont tous toxiques ;
- Des Composés organiques volatils (COV) : Le benzène, le toluène et l' xylène, sont tous toxiques à moyenne concentration.

Les concentrations de ces composants traces sont très variables. L'United States Environmental Protection Agency (US EPA) a proposé d'utiliser l'outil logiciel LandGEM pour l'estimation du potentiel de gaz de décharge, de la teneur en méthane et de son pouvoir calorifique. Un autre avantage est la possibilité d'évaluer l'émission de traces de polluants. Il a été proposé que les concentrations typiques des composants traces les plus courants du gaz d'enfouissement soient constantes dans ce modèle. La plupart de ces composés sont toxiques.

- L'effet polluant de biogaz sur l'environnement

Le méthane et le dioxyde de carbone sont des gaz à effet de serre comme certains gaz traces tels que les composés organiques chlorés et fluorés. Le gaz de décharge a d'autres effets sur l'environnement: en plus du potentiel explosif du méthane, des risques importants et des effets nocifs pour l'environnement et la santé publique existent en raison de la présence de sulfure d'hydrogène (H2S) et de COV potentiellement toxiques (benzène, toluène, etc.), ainsi que des composés responsables des odeurs (COV, composés soufrés, etc.).

Il est désormais communément admis que le gaz d'enfouissement (LFG) doit être considéré soit comme une source importante de pollution et de risque (en cas de migration incontrôlable

vers l'air et le sol), soit comme une source importante d'énergie renouvelable (s'il est extrait et traité en conséquence). Il existe deux solutions possibles pour gérer les émissions de LFG. En cas de faibles ratios de méthane, le LFG doit être extrait et torché ou oxydé dans des biofiltres. En revanche, en cas de forte teneur en méthane, le LFG devient une ressource énergétique évidemment précieuse, car il est alors capable de soutenir le ravitaillement en carburant des moteurs produisant de l'électricité et de l'énergie thermique.

1.3.4. Les problèmes actuels de la gestion des déchets

Les principaux problèmes liés aux déchets solides municipaux en Tunisie sont une augmentation des déchets générés, sans aucune séparation des déchets solides municipaux et aucune installation de centre de tri des déchets au sein du centre d'enfouissement, ainsi que leurs effets négatifs sur l'environnement.

1.3.4.1. Augmentation des déchets générés

La production de déchets a donc tendance à augmenter avec l'augmentation de la population et de la croissance économique, ce qui contribue au problème de la gestion des déchets, qui se pose non seulement pour l'environnement, mais également pour la santé publique.

La plupart des municipalités ne disposent pas de techniques de collecte efficaces, car tous les déchets générés ne sont pas collectés. Ceci est démontré par l'augmentation des dépotoirs et des déchets abandonnés et des dépôts dans les rues de la ville et les lieux ouverts dans les zones résidentielles. L'accumulation de déchets non collectés devient alors un terrain fertile pour les organismes vecteurs de maladies conduisant à des maladies telles que le choléra et le paludisme.

1.3.4.2. Pas de tri des déchets solides municipaux à la source

Comme dans les autres villes Tunisiennes, les déchets solides municipaux de Gabès ne sont pas triés à la source, à l'exception de certains produits recyclables tels que les vieux papiers, les canettes de boisson en aluminium, les boîtes de conserve plastique et en métal, ainsi que les bouteilles plastiques et en verre qui peuvent être vendues aux collecteurs individuels ou des ramasseurs d'ordures.

Le tri à la source est considéré comme la méthode la plus efficace et la moins coûteuse dans la gestion de déchets solides. Elle permet de rendre cette gestion beaucoup plus facile et réussi par l'économie au niveau du tonnage transporté au centre d'enfouissement. En revanche, cette activité reste plus difficile et aléatoire en Tunisie. Elle nécessite la mise en place d'une politique de tri sélectif sur toutes la commune de la Tunisie et implique la sensibilisation et la coopération des habitants.

1.3.4.3. Pas de centre de tri au niveau de décharge

La gestion de déchets en Tunisie manque de l'installation des centres de tri au sien du centre d'enfouissement, qui consistent à trier les déchets bruts soit mécaniquement, soit manuellement, après collecte.

Le but de ce centre de tri est la génération des revenus par la vente des déchets valorisables, d'une part, et des économies par le gain réalisé au niveau du volume mis en décharge, d'autre part.

Les trois composants des déchets solides municipaux, tels que les déchets ménagers, les déchets institutionnels et les déchets du secteur commercial, sont mélangés dans les décharges en utilisant les systèmes de collecte et de transport communs à Gabes. Ces mélanges de déchets solides municipaux posent des nombreux problèmes pour la gestion et le traitement des déchets.

1.3.4.4. Collecte des déchets

Une bonne collecte des déchets a pour objet de vider proprement et le plus vite possible les containeurs. Si les déchets séjournent trop longtemps en milieu urbain, ils peuvent causer des nuisances olfactives en raison de leur décomposition rapide, des dangers pour l'hygiène et la santé de la population ; (milieu favorable pour le développement des vecteurs de maladies transmissible comme les rats et les mouches). C'est pourquoi la collecte doit être régulière et dans des récipients fermés. La mise en place d'un système de collecte des ordures ménagères est fonction des besoins à satisfaire et des divers impératifs à observer, les données de base sont :

- La population à desservir et la quantité des déchets produites.
- Le caractère urbain, rural ou semi-rural de la localité à desservir.
- La concentration de la population qui conditionne la densité linéaire des déchets à ramasser le long des rues.
- Les voies à desservir.

1.3.4.5. Choix de site d'enfouissement

Le choix de nouveaux sites d'enfouissements est difficile ainsi que les exigences règlementaires nationales nécessitent recours à la valorisation des déchets afin de réduire le tonnage destinés à l'enfouissement (Abid, 2017).

1.3.4.6. Traitement de lixiviat

Le traitement de lixiviat est un problème majeur pour les décharges municipales de déchets solides. Au cours des dernières années, plusieurs méthodes de traitement ont été étudiées pour

la dépuration des lixiviats des décharges sanitaires, telles que les processus biologiques (Miao et al., 2019; Yuan et al., 2019), les technologies membranaires (Fudala-Ksiazek et al., 2018; Ramaswami et al., 2018), les processus avancés d'oxydation (Chen et al., 2019; Fernandes et al., 2019), l'électrocoagulation (Rabahi et al., 2018; Tanyol etal., 2018), coagulation-floculation (Bashir et al., 2017; Lessoued et al., 2017), adsorption (Mohammad-pajooh et al., 2018; Salas-Enríquez et al., 2019), entre autres. La plupart des processus biologiques et physicochimiques ne conviennent pas pour traiter efficacement les lixiviats et, par conséquent, sont complétés ou même entièrement remplacés par des technologies membranaires. En Tunisie, les lixiviats sont traités via une station d'épuration située dans le centre d'enfouissement, par une technologie basé sur l'osmose inverse (OI). Cette technologie est de plus en plus utilisée dans le monde pour le traitement des eaux usées, malgré les coûts d'investissement et de maintenance élevés. Le coût moyen du traitement des lixiviats en appliquant un seul traitement par osmose inverse a été estimé à 10,00 € / m3 d'effluent traité. Outre les coûts, l'OI présente comme inconvénients l'encrassement régulier de la membrane semi-perméable et les problèmes liés au rejet des concentrés (Pérez et al., 2010). Ces concentrés d'osmose inverse (COI) sont des déchets liquides, environ 40% du lixiviat, contiennent la totalité de la charge polluante présentée dans le lixiviat (sels, organiques, inorganiques, constituants biologiques, etc.) (Fernandes et al., 2017; Pérez et al., 2010). Généralement, les COI sont mal gérés, comme pratique courante, étant stockés dans des bassins prenant de l'espace et possédants des effets néfastes à l'environnement et à la santé public. Pour minimiser la quantité de concentrât stockée, ces derniers sont rejetés dans des bassins d'évaporation ou remis en circulation dans les décharges sanitaires, menaçant la qualité du lixiviat. C'est qui implique aussi le colmatage du réseau de drainage.

1.3.4.7. Traitement de Biogaz

Malgré que la décharge contrôlée soit équipé par un réseau de collecte et une torchère, des quantités importantes de biogaz peuvent s'échapper à travers des points endommagés au cours de l'exploitation de la décharge. Cet échappement peut présenter un impact sur les riverains:

- Mauvaise odeurs vu la présence des éléments mal odorants tel que le sulfure d'hydrogène, le monoxyde de carbone, l'azote, l'hydrogène, et l'ammonium.
- Risque d'inflammabilité si la concentration volumique de CH_4 dans l'atmosphère oscille entre 5.3 et 14% (Abid, 2017).
- Effet de serre vu sa charge en CO_2 et CH_4 avec une contribution de 19% et 17% respectivement. (Palananthakumar, 1999 ; Abid, 2017).

1.3.5. Caractéristique de la décharge contrôlée en Tunisie

1.3.5.1. Barriere technique

Chaque décharge contrôlée doit être aménagée par une barrière étanche minimisant le transport massique d'un constituant indésirable (lixiviat et biogaz) vers le milieu environnant (sols, nappes souterraines et l'atmosphère).

La barrière technique aide à retenir et collecter ces constituants (lixiviat et Biogaz) afin de les traités avant d'être libérer dans l'environnement ou même dans les réseaux d'assainissements.

On trouve deux types de barrière (voir la figure 1.7):

- Barriere active : comprend une géomembrane protégée par un géotextile anti-poinçonnant et d'une couche drainante qui limite l'accumulation de lixiviat (Durin, 1999).
- Barriere passive : est constituée soit par une couche argileuse naturellement en place, ou même rapportée, ayant comme caractéristiques des faibles coefficients de perméabilité (moins de 10^{-9} m/s) et de porosité et de grande épaisseur ainsi qu'une forte capacité d'adsorption (Shabou, 2009, Ayadi. 2013). Ces caractéristiques varient d'un pays à l'autre.

1.3.5.2.Enfouissement de déchets

Après avoir préparé le casier d'enfouissement des déchets, les véhicules déchargent les déchets et les engins à chenilles commencent à étaler les tas de déchets le long d'une alvéole. Une fois la hauteur de la couche quotidienne des déchets est atteinte (3 m de hauteur), le compacteur commence à tasser la couche des déchets par des mouvements de va et vient successifs avec une fréquence de 3 à 4 passages successifs dans chaque direction (Aydi, 2012). Ces opérations sont réalisées quotidiennement de 8 heures à 16 heures et se terminent par la mise en place d'une couverture journalière.

En Tunisie, l'exploitation d'un site d'enfouissement se fait en tant que bioréacteur anaérobie qui se base sur deux principes : confinement et recirculation des lixiviats. Cette dernière permet non seulement à augmenter la teneur en humidité, mais également à faire véhiculer les éléments nutritifs et les microorganismes dans le casier (El-Fadel, 1999; Rastogi et al., 2014). Le but de cet mode d'exploitation est d'améliorer les taux de décomposition des déchets , d'améliorer la production de méthane et de réduire également le temps nécessaire à la stabilisation du dôme de déchets de plusieurs décennies à 2 à 3 ans (Reinhart & Al-Yousfi, 1996).

1.3.5.3. Couverture d'une décharge

Généralement constituée de bas en haut d'une couche argileuse, une géomembrane et une couche de terre végétale (figure 1.8).

La couche argileuse doit être suffisamment épaisse pour empêcher l'infiltration des eaux pluviales au sein du massif et l'émission du biogaz généré par les déchets vers l'atmosphère.

La géomembrane joue le rôle d'une âme drainante à forte imperméabilité, dotée d'un géosynthétique non tissé assurant la protection physique et un géogrille assurant la fonction d'un filtre.

Terre végétale est faite par des matériaux inertes. Il s'agit d'un milieu microbiologique très actif joue un rôle paysager et favorise également l'oxydation de biogaz en cas de fuite.

1.3.5.4. Performance du système de couverture d'une décharge

La couverture finale sert à réduire la quantité d'eau qui s'infiltre dans les installations de confinement des déchets, en particulier dans les régions semi-arides et arides. La réduction du volume d'eau de percolation réduit le taux de génération de lixiviat et le risque de contamination des eaux souterraines. Sur la plupart des sites, les réglementations prescrivent une conception de couverture finale basée sur des principes résistifs, c'est-à-dire des couches à faible conductivité hydraulique saturée (barrières en argile compactées, revêtements en argile géosynthétique et / ou géomembranes).

En effet, l'évaluation de la performance de la couverture finale se base sur la quantité d'eau percolant à travers les différentes couches. Ceci dépend de type et de l'épaisseur des couches de couverture.

Huber et al,. (2002) ont analysé des données sur les débits de lixiviat dans 17 décharges fermées en Bavière (Allemagne) avec des systèmes de couverture minérale au sommet pour des épaisseurs d'au moins 0.5 m et des conductivités hydrauliques spécifiés $< 8\ 10^{-10}$ m/s. Ils ont constaté que les débits moyens de lixiviat aux sites représentaient de 10 à 20% de la moyenne des précipitations annuelles.

Benson et al., (2002) a réalisé des tests sur le terrain des couvertures finales dans le cadre du Programme d'Evaluation de Couverture Alternative (PECA/ PACA). Les données sont collectées dans 24 sections de couverture finales situées sur onze différents sites aux États-Unis.

La mauvaise performance de la couverture finale peut dû au plusieurs facteur, tel que :

- Facteur climatiques : qui peut engendrer des fissurations, soit par une inondation ou une tempête charrie des végétaux arrachés du sol, soit par les cycles successifs de gel/dégel et de séchage/mouillage.
- Facteur mécaniques : qui peut provoquer le déshabillage de géomembrane par les véhicules entrant quotidiennement dans la décharge. Ce qui a également peut être détérioré.
- D'autres menaces possibles proviennent, de mauvaise installation de la couverture (type, épaisseur, absence de sol végétalisé, absence de géomembrane et la mauvaise exécution des opérations de soudage de ce dernier (Gérard, 2010)), ainsi que de sources chimiques (par exemple, échange cationique (Benson et al., 2007)) et biologiques (enracinement des plantes, et les mouvement de pédofaune).

1.3.5.5. Système de collecte de Biogaz

Avant la mise en place de la géomembrane de la couverture finale, des forages verticaux ont été exécutés pour implanter un réseau de puits de collecte de biogaz reliés à une grande pompe via un tuyau collecteur. La pompe crée une pression négative dans le tuyau collecteur, ce qui crée à son tour un différentiel de pression dans les puits de gaz d'enfouissement afin d'extraire le biogaz de l'espace interstitiel des déchets.

Les puits verticaux sont généralement le type de puits préféré pour les systèmes d'extraction de biogaz des déchets solides ménagères (Townsend et al., 2006), car :

- Ils sont rentables et faciles à mettre en œuvre après la mise en place de systèmes de traitement des déchets et de la couverture.
- Ils sont également moins vulnérables aux dommages dus au tassement différentiel des déchets au fil du temps.

Ils sont généralement construits avec un tube solide demi-fendu dans un forage foré à un diamètre légèrement plus grand pour permettre la mise en place d'un matériau très perméable (voir la figure 1.9). En règle générale, ce dernier consiste d'un gravier concassée et finement tamisé de 0,5 cm (¼ pouce), avec un joint en bentonite placé sur la l'intervalle de dépistage afin de limiter les entrées d'oxygène lors du pompage.

Les types de matériaux de tuyauterie préférés pour les puits verticaux sont le polyéthylène haute densité (PEHD) ou le polypropylène (PP) en raison de leur souplesse et de leur résistance à la fracturation lors du l'exploitation de la décharge. Des tuyaux en chlorure de polyvinyle (PVC) sont également parfois utilisés; Cependant, il est généralement plus fragile et susceptible de se fracturer.

1.3.5.6. Torchère :

Comme le CH4 contribue à l'effet de serre avec un pouvoir polluant 25 fois plus fort que le CO_2. En effet, les quantités de biogaz collectées dont acheminées vers l'unité de combustion de biogaz (torchère) pour convertir la quantité de méthane reçu en dioxyde de carbone.

La combustion du gaz de la décharge se fait à une température d'au moins 900°C pendant un minimum de 0.3 secondes.

Les torchères fonctionnent généralement à CH4> 50% avec un rapport excès air / biogaz de l'ordre de 10 à 15. Dans ces conditions, l'air est utilisé à la fois pour oxyder le biogaz et pour refroidir la flamme. Le mélange au sein de la combustion est crucial pour garantir que tout le biogaz soit brûlé de manière uniforme et dans des conditions idéales (Caine, 2000).

1.3.5.7. Système de collecte de Lixiviats

Le système de collecte des lixiviats est un élément clé des sites d'enfouissement techniques modernes. Il a pour objet d'éliminer l'eau contaminée de la base d'un casier d'enfouissement des déchets afin de minimiser la charge hydraulique sur le système de revêtement ou la barrière technique d'une décharge.

Les composants typiques des systèmes de collecte et d'extraction du lixiviat comprennent une barrière technique étanche, un drain périphérique en PEHD installé au pied de la digue à l'intérieur du casier limité par des surfaces ayant une pente de 2 à 2.5 % afin de faciliter l'écoulement gravitaire des lixiviats (Frikha, 2018), et un réseau de tuyauterie perforé, raccordé à une station de pompage placée à l'extérieur du casier (figure 1.10). A partir de cette station, une pompe facilitera l'acheminement des lixiviats vers les bassins de stockage afin d'être traité. Les équipements du système de collecte des lixiviats devront être étanches, stables et résistants à la rupture (Djahida, 2016). Le milieu de drainage (40 à 60 mm d'épaisseur) est généralement constitué de pierre concassée uniforme et de faible qualité, recouverte d'un milieu filtrant constitué de géotextiles ou de sable (Warith et al., 2004).

1.3.5.8. Système de traitement de Lixiviats :

Les procédés de traitement des lixiviats en Tunisie sont constitués par (Chantou, 2012a):

- Un bassin de stockage des lixiviats, dont le drainage est gravitaire avec pompage lors du colmatage réseau ;
- Une station de traitement des lixiviats basé sur les étapes de traitement suivantes :
    - le prétraitement (dégrillage) : s'agit de récupérer les impuretés solides par un tamis courbe ayant une maille de mm

- Traitement physico-chimique (la coagulation, la floculation, la flottation) : La coagulation et la floculation sont généralement appliquées pour éliminer les particules colloïdales qui se déposent lentement et ont également été utilisées pour l'élimination des éléments nutritifs. La coagulation se base sur des produits chimiques connus sous le nom de coagulants (tels que le sulfate d'aluminium, le sulfate ferreux, le chlorure ferrique et le chlorosulfate ferrique…), qui affectent la stabilité des particules colloïdales dans les lixiviats, suivi du processus de floculation, qui est le processus d'agitation lente, pour obtenir une taille de flocs appropriée pour le tassement dans un délai approprié (Aziz et al., 2016). Ces flocs forment une boue à la base qui sera par la suite éliminée par flottation à l'air dissous. Ce dernier consiste à la formation de microbulles par un compresseur, qui entraine les flocs à la surface du liquide et qui peut également gérer d'importantes variations d'affluents sans dégrader la qualité des eaux usées (Al-shamrani et al., 2002; Palaniandy et al., 2010).

  Les boues prélevées par flottation et par décantation sont envoyées dans le stock de boues pour être traitées séparément alors que le liquide clarifié est acheminé gravitairement à un bassin tampon de $1m^3$ de capacité (Frikha, 2018)
- Traitement biologique : Les procédés de traitement biologique sont des méthodes très efficaces pour réduire la majorité des matières organiques biodégradables telles que la DBO_5 et DCO. Ils consistent d'installer deux bioréacteurs aérés et un bioréacteur d'anoxie (Frikha, 2018).

  Les bioréacteurs aérés permettant d'abattre considérablement le DCO et d'oxyder l'ammonium en nitrates (nitrification), alors que le bioréacteur d'anoxie reçoit régulièrement les boues activées résultantes d'ultrafiltration pour assurer la réduction des nitrates en azote gazeux (dénitrification) (Stegmann et al., 2005; Frikha, 2018).
- Ultrafiltration : les liquides traités biologiquement sont ensuite pompés vers le boucle d'ultrafiltration qui s'agit d'un groupe des membranes poreuses sert principalement à séparer les matières organiques colloïdales et macromoléculaires.

  Ce procédé est considéré principalement en tant que système de prétraitement pour le reverse osmose car il peut empêcher son encrassement.
- Reverse osmose : Ce procédé utilise une membrane semi-perméable comme barrière entre deux solutions de concentrations différentes. Ensuite, une pression

osmotique est générée entre les deux solutions et la séparation est obtenue en appliquant une pression supérieure à la pression osmotique dans laquelle le seul solvant passera à travers la membrane. Grâce au mécanisme de tamisage, le procédé reverse osmose optimise le rendement épuratoire de lixiviats et particulièrement l'élimination de la concentration en sels (Aziz et al., 2016; Frikha, 2018). Ainsi que sa capacité à éliminer à la fois la matière organique et les ions inorganiques.

1.3.5.9. Système de recirculation de lixiviat :

La recirculation des lixiviats dans les décharges est une technologie intéressante qui transforme le casier de stockage de déchets à un bioréacteur. La conception et les conditions de fonctionnement du bioréacteur ne sont pas faciles à déterminer. La conception du site doit permettre une distribution homogène des lixiviats, doit être compatible avec les opérations courantes d'exploitation, et doit résister aux phénomènes de colmatage et de tassement. Le dimensionnement des installations doit tenir compte de la perméabilité des déchets, de la hauteur de déchets, du volume recirculé, de la fréquence de recirculation, du dispositif de recirculation, etc…

La réinjection des lixiviats est réalisée par des tranchées horizontales ou des puits verticaux. Les avantages et les inconvénients de chacun sont assez bien connus. Le choix entre ces différents dispositifs s'appuie en général sur les expériences précédentes. Les tranchées horizontales permettent d'injecter des quantités plus importantes et garantissent une meilleure distribution dans le massif. Cependant, les puits verticaux permettent d'alimenter le fond des alvéoles. En Tunisie, les infrastructures propres au bioréacteur consistent généralement en [Reinhart & Tonwsend, 1998 ; Delineau & Budka, 2000] (figure1.11):

- Une capacité de stockage des lixiviats à recirculer,
- Une unité de prétraitement des lixiviats avant recirculation
- Un système d'injection horizontal des lixiviats,

Plusieurs auteurs ont examinés l'effet de la recirculation du lixiviat sur la dégradation anaérobie de déchets (Reinhart & Al-Yousfi, 1996; Yuen, 1999; Warith, 2002; Francois, 2004; Gachet, 2005; Berthe, 2006; Sanphoti et al., 2006; Valencia et al., 2009). Ces études ont été menées à l'échelle du laboratoire (sur des pilotes) et à grande échelle (sur les sites d'enfouissement des déchets eux même) dont ils ont prouvés l'impact positive de la recirculation du lixiviat vis-à-vis de la production de biogaz et de la stabilisation des déchets

(Kylefors et al., 2003; Berthe, 2006). En outre, Yuen (1999) a mentionné leur effet bénéfique sur les deux phases hydrolyse et d'acidigénèse. Les paramètres de suivis pendant la recirculation sont : la qualité et la quantité du biogaz et du lixiviat, la température et le tassement.

Les quantités de lixiviats à recirculer vont également fortement dépendre des conditions locales (climat, humidité initiale et composition des déchets, aménagements, etc.) et des objectifs de stabilisation. Aux Etats-Unis les quantités injectées varient entre 2 et 13 m^3/ha/j (Berthe, 2006). En France, Francois (2004) a estimé un débit de recirculation de 24 m^3/j pour une surface de déchets de 5000 m^2 au niveau de site Lapouyade , par contre Gachet (2005) a identifié un débit variant de 5 à 7m^3/heure pendant deux ans et demi.

Pour les colonnes, Olivier (2003) a testé une quantité de 1,8 litre/tonne/jour de lixiviat recirculé pour une période de six mois pour un volume de déchet de 1m^3 et François (2004) a testé 5,42 10^{-4} m3/j pendant neuf mois pour un volume de 0,170 m^3 de déchet et Valencia (2008) a testé 30l/semaine pendant 500 jours sur une masse de 500 Kg.

Yuen et al. (1995) ont mis en évidence qu'en effet des propriétés fortement tamponnées et alcalines du lixiviat, la recirculation vont faciliter d'atteindre la phase méthanogènes. En plus, Francois (2004) a signalé que l'injection d'un lixiviat dit stabilisé sur un déchet en phase acidogène stimule le développement de la phase méthanogène du déchet.

Cependant, des travaux menés par Chugh et al., (1998) ont montré que le volume de lixiviat recirculé ne devait pas excéder 30% du volume initial des déchets enfouis. En effet, Sponza & Ağdağ (2004) ont montré que des volumes trop importants entraînaient une augmentation de la quantité de carbone organique dissous dans le lixiviat, l'accumulation d'acides gras volatils et la diminution de la production de méthane. Ceci s'explique par le fait que de trop grands volumes de lixiviat recirculés réduisent la capacité tampon de la masse de déchets et éliminent l'activité des micro-organismes responsables de la méthanogénèse (Sponza & Ağdağ, 2004). D'après Gachet (2005), un taux de recirculation trop important pourrait créer un léger retard sur la production de biogaz. De plus la recirculation des lixiviats ne permettrait pas d'obtenir une meilleure biodégradation des déchets lorsque ces déchets présentent des conditions d'humidité optimales pour la dégradation ; en revanche la recirculation des lixiviats influerait de manière importante sur la cinétique de production de biogaz (Gachet, 2005).

Le traitement du lixiviat avant sa recirculation est très souvent utilisé comme moyen de réduire l'accumulation de l'azote ammoniacal qui est le principal polluant non biodégradable en conditions anaérobies (Burton et Watson-Craik, 1997).

Chapitre 2 : Présentation de la décharge contrôlée de Gabes

2.1. Introduction

2.2. Localisation et cadre physique de la décharge contrôlée du Gabes

La décharge de Gabès est située au sud de la Tunisie, à Djebal Dissa. Elle est situé à 10 km du centre-ville de Gabès et à environ 5 km de Metouia (N 33 ° 55´ 22´´, E 10 ° 00´ 19´´). Elle est accessible par la route A1, au niveau de la bretelle périphérique joignant Jebal Dissa par une déviation de 4 Km (Figure 2.1). Cette décharge directement adossée au versant oriental de Djebal Dissa, est localisée dans la pénéplaine située entre les deux oueds Demna au Nord et Tine au Sud. Cette région constitue l'arrière-pays des oasis côtières de Gabès, Ghannouche, Bou Chemma et Métouia. Elle est caractérisée par l'absence d'agglomérations et la présence de quelques parcelles agricoles cultivées en sec récemment mises en valeur.

Tout le terrain est entièrement entouré par une clôture, en dur sur les 40 m à l'entrée de la décharge et grillagée sur le reste du pourtour (Figure 2.2) ; la hauteur de la clôture est de 1.80 m environ.

2.3.Cadre géologique et géotechnique de décharge de Gabés

La région de Djbel Dissa s'inscrit dans l'environnement géologique de la plaine côtière de la Djeffara de Gabès (Figure 2.3). Elle se caractérise par la prédominance des formations alluvionnaires continentales du Quaternaire et du Milo-Pliocène.

L'affleurement des reliefs crétacés de Djbel Dissa est dû à la tectonique atlasique cassante ayant conservé en surface, des affleurements essentiellement calcaires qui s'échelonnent entre le Cénomanien (argiles et dolomies de Kerker) à la base et le Sénonien supérieur (Calcaires à Inocérames, équivalent de Beressof). Ces formations présentent la forme d'un monoclinal dont l'autre flanc est effondré sous la plaine côtière.

Le Mio-Pliocène continental (Pléistocène - Mio-Pliocène) de cette région est argilo-gypseux. Il constitue le substratum des formations quaternaires alluvionnaires qui sont principalement des limons et des argiles gypseuses (Holocène inférieur- Pléistocène supérieur) à la base, surmontées par des alluvions récentes (Halocène - Actuel) structurées en terrasses, sols de sebkhas et alluvions d'oueds.

Afin de mieux élucider la constitution litho-stratigraphique des dernières couches géologiques du sous-sol de cette décharge, l'Agence Nationale de Gestion des Déchets (ANGed) eu recours à la société IGIP, qui a assuré l'analyse des formations géologiques recoupées par des sondages carottés sur un site mitoyen à la décharge (le site de l'IRST de Gabès).

Au cours de la compagne géotechnique, aucun niveau de nappe aquifère n'a été repéré. Ils ont admis qu'à 10 m de profondeur, le terrain étudié a été subdivisé en quatre horizons (Tableau 6). L'horizon C, absent du SC n°4, semble subir un changement de faciès et doit être considéré comme étant semi-perméable. Seul l'horizon D est à considérer comme étant peu perméable. Ce niveau qui se situe sur le site de l'IRST de Gabès entre -6.0 et -6.4m de profondeur, semble être sur le site de la décharge de de Djbel Dissa, située à proximité, à moins de 3.0 m de profondeur. Malheureusement, la présence de gypse dans cette couche la rend très sensible à l'eau. En effet le gypse a une solubilité très élevée dans l'eau (2.000 – 2.500 mg/l), de telle sorte que l'eau suffirait à altérer la roche du sous-sol, or si une fuite se produit au niveau de la décharge, la barrière géologique doit assurer l'étanchéité non seulement à l'eau mais aussi et surtout aux lixiviats, qui sont très agressifs.

Ainsi donc, l'aménagement du site de la décharge de Djbel Dissa ne concerne que les couches les plus superficielles allant de l'Actuel à l'Holocène. Ces couches sont principalement limono-argileuses et détritiques.

Une corrélation litho stratigraphique passant le sondage SC n°1 de la décharge, le PZ de Bou Chemma (N°IRH: 16689/5) et le forage de Bou Chemma (N°IRH: 181/5) (Figure 14), permet d'identifier la présence des argiles rouges, souvent compactes et admettant des niveaux gypseux cristallisés (Pléistocène à Miocène) assez généralisés sous les limons de l'Holocène, constitue, à l'échelle régionale, la première couche effectivement imperméable. Ces argiles ne débutent sur le site de la décharge de Djbel Dissa, qu'à partir d'une vingtaine de mètres de profondeur, et ne constitue donc pas une barrière géologique adéquate pour la décharge (IGIP, 2015).

2.4. Cadre hydrogéologique :

2.4.1. Nappe phréatique:

Le site de la décharge contrôlée de Djbel Dissa est concerné par la présence de la nappe phréatique côtière de Gabés, localisée à une profondeur allant de 10 à 25m dans les puits de la région (DGRE, 2006). Son eau se présente dans les puits, entre Djbel Dissa et la côte, avec

une salinité allant de 4.0 à 7.0 g/l (Ben Alaya, 2004). Elle est considérée à potabilité médiocre et n'est exploitable qu'en irrigation. Cette nappe dont les ressources proviennent en partie de l'infiltration des eaux de pluies, est intensivement exploitée .et sa piézométrie accuse une baisse sensible.

Vu la nature lithologique (sables, limons et argiles gypseuses et avec galets calcaires) des formations qui surmontent le niveau aquifère au sein duquel est logée cette nappe, on considère qu'elle n'est pas suffisamment protégée contre l'infiltration à partir de la surface. En effet, les galets calcaires et surtout le gypse sont susceptibles d'être dissous sous l'action de l'eau et des lixiviats.

2.4.2. Nappe profonde:

Sur le site de la décharge contrôlée de Gabes, la nappe profonde de la Djeffara est contenue dans les calcaires du Sénonien supérieur (Calcaires à Inocérames).

Se trouve à une profondeur de 45m, ces calcaires sénoniens sont directement recouverts par les argiles compactes du Miocène qui constituent ainsi le toit de la nappe de la Djeffara.

La mise en charge de la nappe de la Djeffara et son isolation des apports par infiltration à partir de la surface, sont tributaires de la perméabilité et de l'épaisseur de ces argiles. La perméabilité de ces argiles est souvent faible (10-7 à 10-9m/s) et leur épaisseur varie, au niveau de Djbel Dissa et la côte, entre 15-20m.

Ainsi s'explique la bonne mise en charge de cette nappe et son jaillissement avant l'affaiblissement de son artésianisme, à travers une multitude de sources et de forages.

La nappe de la Djeffara est d'une importance stratégique pour la région. Elle assure ses besoins en eau potable, d'irrigation et pour l'industrie (Observatoire du Sahara et du Sahel-OSS, 2006).

Au niveau de Djbel Dissa, cette nappe est relativement bien protégée contre la pollution à partir de la surface, par son toit argileux dont l'épaisseur dépasse souvent 50m. Le pendage des affleurements calcaires de Djbel Dissa est en contre sens de l'écoulement de la nappe et la préserve ainsi de toute infiltration locale.

2.5.Étude climatologique de Gabes

La région Sud-est tunisienne fait partie de la zone subsaharienne. Le climat qui règne sur la région de Gabes est du aride avec une variabilité interannuelle significative des précipitations en raison de l'interaction sur le Golfe de Gabès et des masses d'air chaud-sec venant du Sahara et des infiltrations d'air plus froid arrivant du nord.(Mondiale, 2012)

Il a un caractère relativement aiguisé alternant un hiver froid et humide à une saison estivale chaude et sèche.

2.5.1. Pluviométrie

La précipitation est une composante essentielle du cycle hydrologique. Ce facteur est le plus déterminant dans le calcul du bilan hydrique en particulier dans une décharge, elle influe sur la quantité des lixiviats générés.

Dans la zone d'étude, les régimes pluviométriques sont caractérisés par des apports relativement modestes, inégalement répartis dans l'espace et très irréguliers dans le temps.

La pluviométrie moyenne interannuelle est de 225 mm, avec un minimum absolu de 57 mm et un maximum absolu de 388 mm.

Les précipitations à Gabés sont très irrégulières dans le temps et inégalement réparties en fonction de la saison (figure 2.6). L'automne et l'hiver sont les saisons les plus pluvieuses, elles contribuent avec 43 % des quantités annuelles des pluies précipitées. En revanche, l'été est la saison la plus sèche où les averses sont rares et ne présentent que 8 % des pluviométries annuelles. Le printemps enregistre une pluviométrie moyennement importante et contribue avec 25 % aux précipitations annuelles. On peut conclure que le régime des précipitations se caractérise par un temps pluvieux qui s'étend de septembre à mai et une période sèche qui va d'avril jusqu'à août.

Elle est caractérisée par une variabilité dans le temps, ainsi on peut distinguer une phase pluvieuse excédentaire allant de 1991 à 2005. L'année la plus pluvieuse est 1995-1996 avec une pluviométrie de 832,16 mm, alors que l'année 1993-1994 correspond à l'année la moins pluvieuse avec 293 mm.

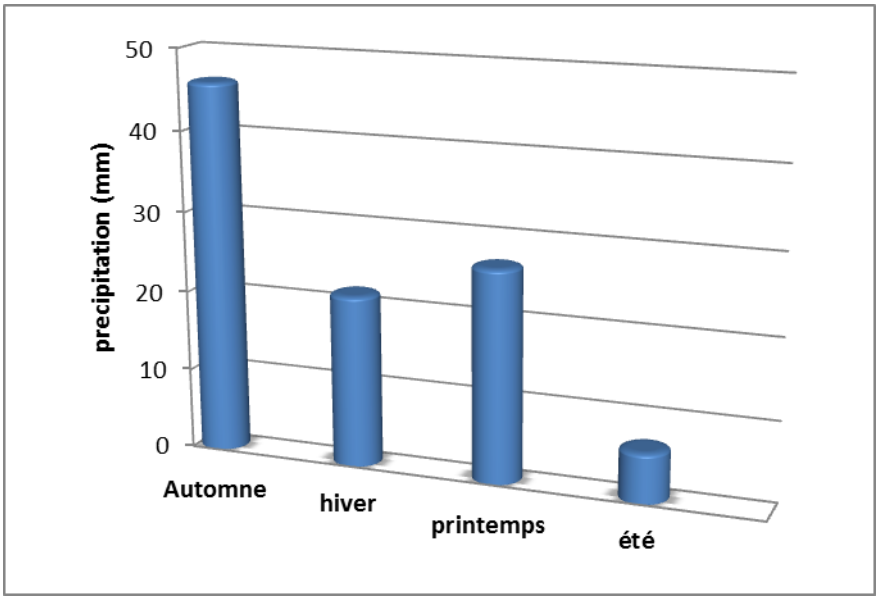

Figure 2. 1: Variation saisonnière des précipitations à Gabes (2007-2015) (CRDA, 2016)

2.5.2. Température

Les températures mensuelles moyennes révèlent un minimum pour le mois de Janvier avec 12 °C et un maximum pour le mois d'Aout avec 27 °C, avec une valeur interannuelle de l'ordre de 19°C.

Les variations de températures enregistrées au cours du temps sont étroitement liées aux régimes thermiques saisonniers. Ces derniers montrent de forts contrastes entre la saison la plus chaude qui avec des températures maximums de 30 °C et la plus froide avec des températures minimums de 10 °C (figure 2.7).

Les courbes des maxima, des minima suivent la même allure que la courbe des températures moyennes présentant une dissymétrie, caractérisée une remontée régulière sur huit mois, de Janvier à Août, et une chute plus ou moins rapide de Septembre à Décembre.

Les variations de températures enregistrées au cours du temps sont étroitement liées aux régimes thermiques saisonniers.

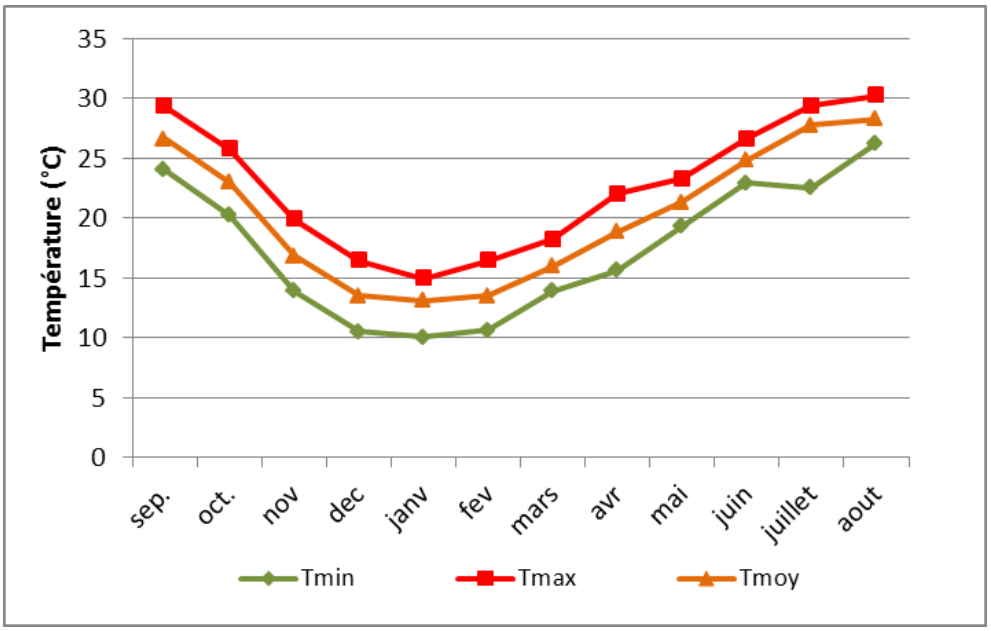

Figure 2. 2: Régime mensuel des températures à Gabes (2006-2015). (CRDA, 2016).

Une simple représentation récapitulative de la température moyenne en fonction de la pluviométrie durant la même période (figure 2.8).

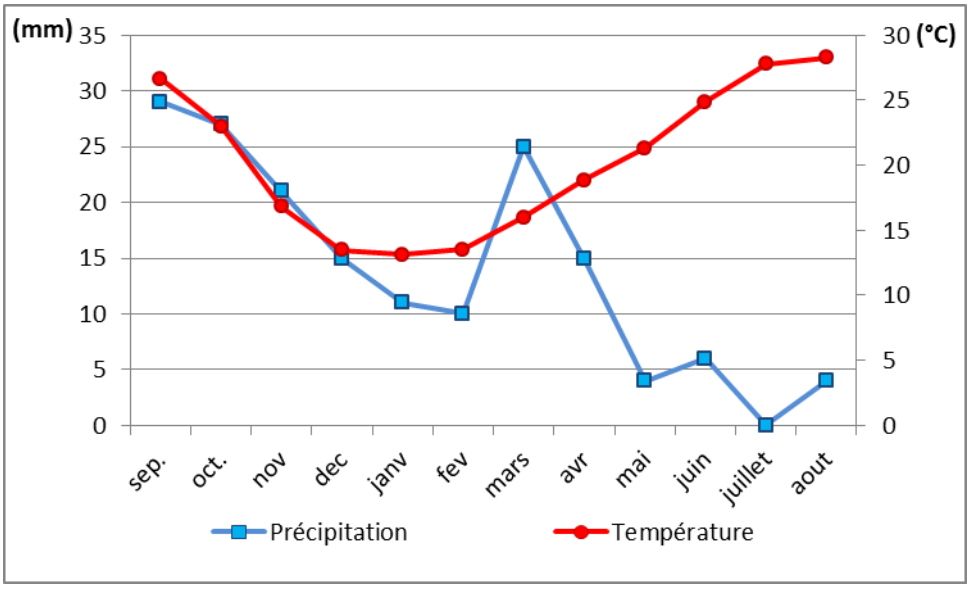

Figure 2. 3: Diagramme Ombrothermique du Gabes de 2006-2015 (CRDA, 2016).

2.5.3. Evaporation

Le taux d'évaporation dépend de deux groupes de facteurs: le pouvoir évaporant de l'atmosphère et de la nature de la surface qui s'évapore dépendant de la surface d'eau libre (étendue, profondeur) et de la nature du sol (nu ou couvert, porosité, granulométrie, degré d'humidité du sol) (Aydi, 2012)

2.5.4. Evaporation au Bac rond

La figure 2.9 illustre la variation d'évaporation mensuelle au niveau de la station météorologique à la station DRES Gabés mesurée sur une période d'observation de 5 ans. La valeur moyenne mensuelle est de 2,38 mm, alors que le minimum est enregistré pendant le mois de Janvier (2,22 mm) et la valeur la plus élevée pendant le mois de Juillet (8,88 mm).

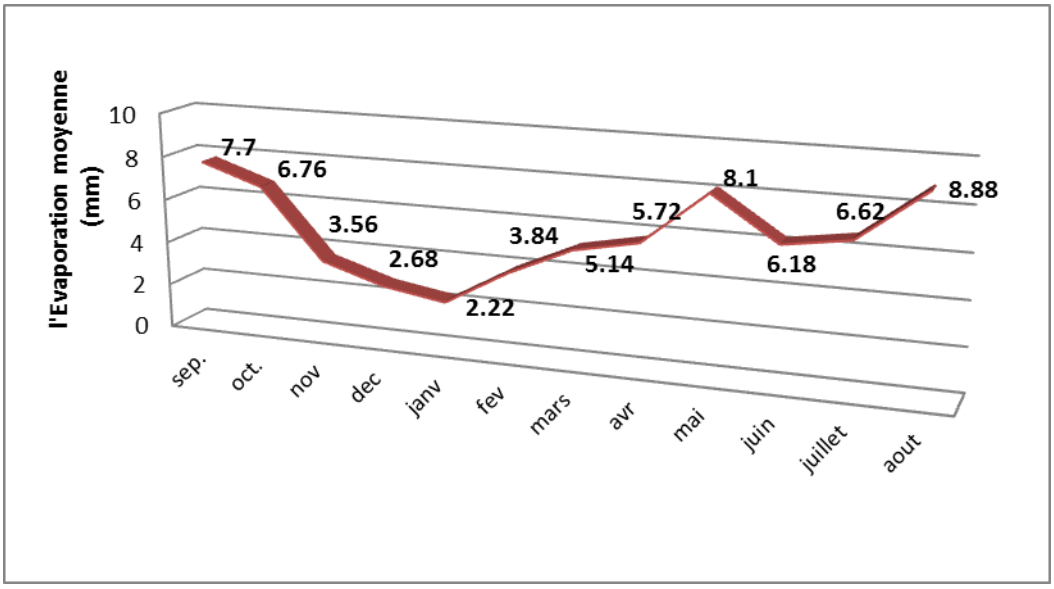

Figure 2. 4: Evaporation au Bac rond en mm à la station DRES Gabés (2006-2010). (CRDA, 2016).

2.5.5. L'évapotranspiration potentielle (ETP)

L'ETP est définie comme la demande climatique de vapeur d'eau. Son estimation est faite à partir des formules basées sur un ou plusieurs éléments climatiques.

La formule de Turc permet de calculer l'évapotranspiration réelle (ETR) à partir de la précipitation annuelle et de la température moyenne annuelle comme suit :

$$\boldsymbol{ETR\ (mm/an) = \frac{P}{\sqrt{0.9 + \frac{P^2}{L^2}}}}$$

Où P : la hauteur de la précipitation annuelle (mm);

$$\boldsymbol{L = 300 + 25t + 0.05t_3}$$

t : température annuelle moyenne de l'air (°C).

L'application de cette formule à la région de Gabés (P= 200 mm et t =19°C, L=1130), donne une ETR annuelle moyenne de 207 mm/an.

La variation d'évaporation étant proportionnelle à la température et inversement proportionnelle à la précipitation (figure 2.10). Le climat régnant dans le gouvernorat de Gabés présente un Bilan positif pour l'évaporation.

2.5.6. Les vents

La région est caractérisée à la fois par la grande fréquence et la force des vents. Les vitesses moyennes sont de l'ordre de 4,63 0.6 m/s alors que les vents les plus forts sont de l'ordre de

5,66 0.9 m/s, avec des situations de calme qui ne dépassent pas les 26.79% et une prédominance nette des vents de direction WSW-ENE (figure 2.10).

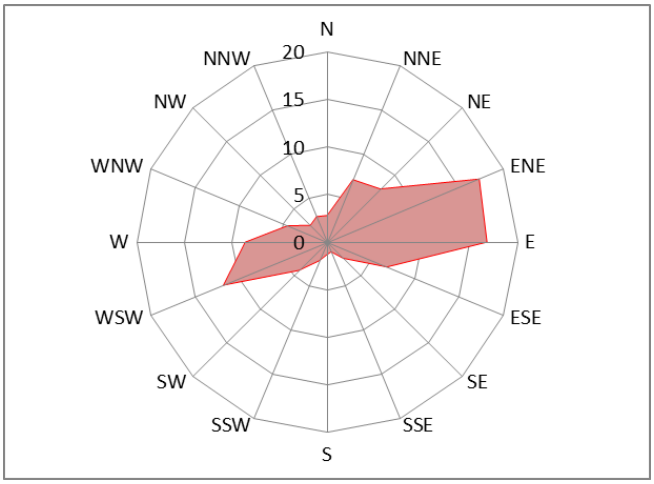

Figure 2. 5: La distribution de direction du vent à Gabes (en %).

Les vents dominants, en Tunisie du Nord, soufflent du secteur Nord-Ouest. Localement, la direction du vent peut être modifiée par la topographie et s'orienter au Nord ou à l'Ouest. La vitesse moyenne du vent enregistré à la station de Bizerte du 2008 à 2013, indique une variation entre 3,45 et 5,4 m/s avec une moyenne de 4,3 m/s. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au mois de Janvier, et celle les plus faibles sont enregistrées au mois de Novembre.

2.5.7. Aridité

L'aridité résulte de l'interférence de nombreux facteurs climatiques: la faiblesse des précipitations, la forte chaleur, la fréquence du vent et surtout de l'évaporation (Morjani, 2002).

Le degré d'aridité d'une région est calculé à partir de la formule empirique de Martonne:

$$I = \frac{P}{T + 10}$$

Où

P: précipitation annuelle moyenne (mm);

T: la température moyenne annuelle (°C).

Pour la zone d'étude: P = 200 mm et T = 19°C, ce qui donne un degré d'aridité de 6.89.

Il s'agit donc d'un climat aride (10>I).

2.6. Description de la décharge contrôlée de Gabes

La décharge est exploitée depuis le Avril 2007 par la société d'exploitation et de gestion des ouvrages et réseaux (SEGOR), selon le marché 05/2005. Cette dernière a réalisé la conception détaillée et la construction de la station de traitement des lixiviats.

Le site d'enfouissement est divisé en trois cellules. Parmi celles-ci, deux cellules (cellule 2 et cellule 3) sont actuellement utilisées pour la décharge de déchets, et la cellule 1 a été fermée après 10 ans d'exploitation. La présente enquête porte principalement sur la cellule 1 (5 ha), qui a débuté ses activités en avril 2007 et a été fermée en janvier 2017. Environ 520 000 tonnes de déchets solides municipaux ont été enfouies sur ce casier. La hauteur finale des déchets est de 13 m.

Cette décharge reçoit quotidiennement, en plus des déchets de municipalité de Gabes et Ghanouche, les déchets proviennent de 5 centres de transfert (figure 2.11):

- Centre de transfert de Metouia : pour les municipalités de Wedref et Metouia,
- Centre de transfert de Chenini-Nahal : pour les municipalités de Chenini-Nahal,
- Centre de transfert d'El Hamma,
- Centre de transfert de Matmata Jedida,
- Centre de transfert de Zarat : pour les municipalités de Zarat et Mareth

2.6.1. Type et tonnage de déchets reçus à la décharge contrôlée de Gabes :

Seuls les déchets ménagers et assimilés et les déchets non dangereux sont admissibles au niveau de la décharge et des centres de transfert.

Les déchets inertes ne peuvent être admis qu'au niveau de la décharge.

A titre indicatif et non limitatif, on citera les déchets suivants :

- Les déchets provenant des ménages ;
- Les ordures des marchés quotidiens et hebdomadaires ;
- Les balayures provenant du nettoyage des rues ;
- Les déchets encombrants (vieux meubles, ferrailles) ;
- Les déchets commerciaux et artisanaux (emballages de papiers et cartons, verres,, bois et textiles à l'exception des emballages de produits pharmaceutiques ou chimiques provenant des usines) ;
- Les déchets d'abattoirs (déchets de viandes, poissons, volailles à l'exception des dechets liquides (sang) ou contaminés) ;

- Les matières plastiques (élastomères, caoutchouc, pneumatiques, PVC, mousse de polyuréthanne, polystyrène, Bakélite, vermiculite, résines totalement polymérisées, plexiglas, micas et films) ;
- Les produits de dégrillage et du curage d'égouts urbains avec une siccité dépassant 30% et qu'elles ne présentent pas le caractère de déchets spéciaux ;
- les produits alimentaires périmés provenant des sociétés ou des marchés de gros et qui doivent être impérativement dénaturés au préalable suivant les conditions exigés par le MDO.

En 2007, les déchets reçus sue le site d'enfouissement sont constituées d'environ 94 % d'ordure ménagères (OM) et 6 % de déchets industriels banales (DIB), le site a prévu une durée de vie de 20 ans.

Les déchets reçus par la décharge contrôlée de Gabes proviennent uniquement du gouvernera de Gabes, en grande partie via les centres de transferts.

Toutefois, lors de la première année d'exploitation, les quantités ont été plus faibles du fait de la mise en exploitation progressive des centres de transfert.

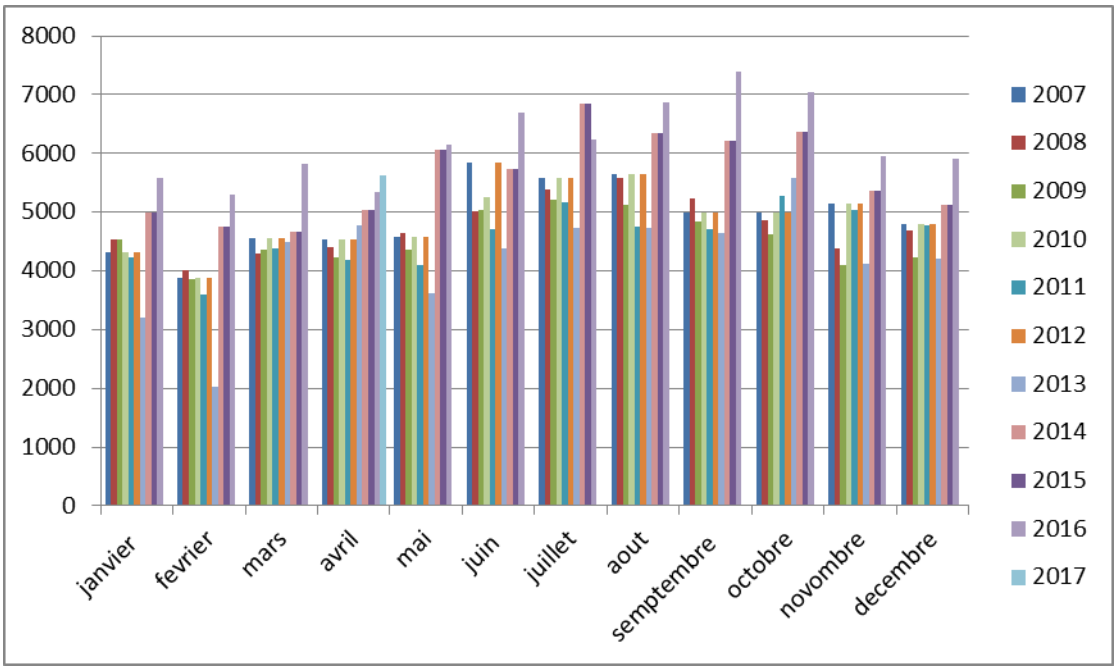

Figure 2. 6: Evolution mensuelle des quantités de déchets enfouis dans la décharge contrôlée de Gabés sur la période 2007-2017.

Les quantités annuelles de déchets ménagers enfouis dans la décharge contrôlée de Gabés sont présentées par la figure 2.12. Le site de Gabés reçoit environ 58253.77 T/an ; soit environ 200 T/ j. la quantité maximale de déchets reçu est enregistré à l'été (juin-aout), et qui représente

environ 30% de la quantité annuelle enfouis. Cette augmentation peut être expliquée par l'activité touristique (Plage, festival, évènement, fête…).

A cause de la révolution et des mouvements sociaux vécus au pays, une considérable baisse des quantités de déchets est enregistrée durant la période allant de 2011 à 2013.

2.6.2. Caractéristiques de la décharge contrôlée de Gabes

La décharge de Gabes respecte les conditions d'exploitation d'une décharge contrôlée. En effet, elle est aménagée de la façon suivante :

- Une surface totale de 30 ha, dont 7,3 ha sont aménagées;
- Comprend trois casiers de formes lenticulaire : le premier casier a une surface de 5 ha, comprend sept alvéoles de largeur moyenne 40 m, sa capacité de stockage est de 520,000 tonnes de déchets, ce qui lui confère une durée de vie 10 ans. La couverture provisoire est faite avec les matériaux du site, les pentes sont prononcées mais régulière. Le deuxième casier n'est pas encore on exploitation;
- Comprend 21 puits de collecte de gaz;
- Comprend une torchère d'une capacité de combustion de 3 000 Nm3 / h;
- Comprend un bassin de stockage de lixiviats ;
- Comprend une station de traitement de lixiviat, qui est fermé depuis 2012;
- Comprend tous les aménagements qui facilite l'exploitation de la décharge (pistes, administration, parking, hangar, atelier de contrôle des ouvrages, accès au casier, …etc.), et qui représenté environ 15% de la surface utile de la décharge.

2.6.3. Mode d'enfouissement et d'exploitation dans la décharge contrôlée de Gabes

Les différentes étapes de l'enfouissement des déchets dans la décharge contrôlée de Gabés sont:

- Collecte et transfert des déchets ménagers des centres de transfert vers les décharges contrôlées;
- Dès l'arrivée du camion à la décharge, il est dirigé vers le pont bascule afin d'évaluer la quantité des déchets à décharger;
- Le stockage des déchets consiste à enfouir les déchets dans des casiers isolés hydrauliquement les uns des autres, dans lesquels une combinaison de réactions physiques, chimiques et biologiques s'opère au cours de la dégradation des déchets pour obtenir à la formation de liquides pollués (lixiviats) et de gaz;
- Le déchargement des déchets consiste au terrassement et au nivellement par le biais d'un bull (opération mécanisée);

- Le compactage des déchets sur un se fait à l'aide d'un compacteur à pied de mouton BOMAG BC 572 RB de 32 ;

- Le recouvrement des déchets se fait par une couverture multicouche terreuse a été privilégiée. La couverture définitive se compose alors de terre végétale et d'argiles limoneuses à cailloux non compactées sur une épaisseur de 0,80 cm, de minimiser l'infiltration des eaux météoriques dans le massif de déchets et par conséquent amoindrir la production de lixiviats.

2.6.4. Le captage et le torchage du biogaz dans la décharge contrôlée de Gabes

Le captage de biogaz à la décharge de Gabés se fait par les puits de gaz verticaux forés après le remplissage de l'alvéole et de la mise en place d'une couverture provisoire. Le forage des puits est réalisé à la tarière, jusqu' à une hauteur correspondant à 90 % de la hauteur des déchets maximum. Le diamètre de forage varie généralement de 600 à 900 mm.

Actuellement, La superficie totale de la zone d'extraction de Biogaz est de l'ordre de 32 000 m2, repartie sur cinq alvéoles du casier n°1. Le nombre total des puits en cours d'exploitation est de 15 puits, de profondeur moyen 11.5 m.

L'élimination du biogaz est réalisée par la combustion dans des torchères.

Dans la décharge contrôlée de Gabes, la torchère est de type fermé qui assure la combustion dans une chambre de combustion, la flamme n'est pas visible de l'extérieur. La qualité de la combustion se mesure par le taux de monoxyde de carbone dans les gaz de combustion. La température de combustion est plus élevée (minimum 900°C).

2.6.5. Le drainage et le traitement des lixiviats dans la décharge contrôlée de Gabes

La décharge contrôlée à Gabés présente un système à plusieurs couches pour collecter le lixiviat hautement contaminé. Le système comprend une zone de filtrage (graviers), une zone de collecte de lixiviat (avec un système de tuyauterie pour la collecte de lixiviat), une doublure de barrière (géomembrane + géotextile), et un revêtement d'argile compacté.

Dès le début de la mise en décharge, le lixiviat collecté a été dirigé vers un bassin situé sur le site. La superficie du bassin est d'environ 1 600 m² avec une profondeur maximale de 6 m. Du bassin, le lixiviat a été envoyé vers une installation de traitement, qui consiste en un processus d'osmose inverse (figure 2.13).

Le lixiviat est pompé depuis le bassin de stockage jusqu'à un dégrilleur ayant une maille de 1mm afin de piéger les impuretés solides et les particules en suspension. Ce prétraitement est une étape primordiale afin de ne pas endommager les pompes et les membranes. Le rejet de dégrillage est collecté dans une benne et transféré à la décharge régulièrement.

Le liquide dégrillé a subit une série de traitement physico-chimique (coagulation- floculation-flottation à Air dissout) qui consiste à coaguler et éliminer les solides en suspension et les particules colloïdales et à racler ensuite les matériaux flottants. Cette technique participe à

réduire la DCO soluble de l'effluent. Le refus est envoyé dans le stock de boues et transféré par la suite à la décharge afin d'éviter le débordement du bassin. L'effluent clarifié traverse deux bioréacteurs aérés et un bioréacteur d'anoxie (Frikha, 2018) dont il subit les réactions nitrification-dénitrification successivement. Le liquide résultant de traitement biologique est ensuite pompés vers la boucle d'ultrafiltration qui est considéré comme un système de prétraitement pour le reverse osmose afin d'empêcher son encrassement.

Ce dernier optimise le rendement épuratoire de lixiviats et particulièrement l'élimination de la concentration en sels (Aziz et al., 2016; Frikha, 2018). Ainsi que sa capacité à éliminer à la fois la matière organique et les ions inorganiques.

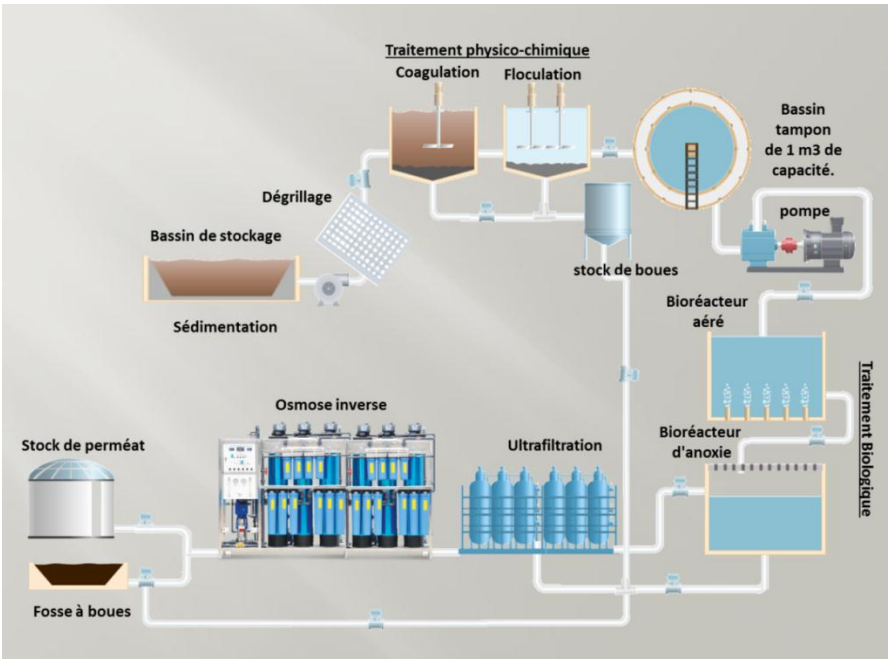

Figure 2. 7: diagramme descriptif de la méthode de traitement des lixiviats dans la décharge de Gabés.

Le concentré résultant de ce processus a été recirculé dans la décharge pendant plusieurs années de 2007 au 03/2012, dans le but d'améliorer la production de méthane en fournissant de l'humidité, des nutriments et des bactéries aux déchets mis en décharge. Depuis le 04/2012, le lixiviat vient d'être stocké dans le bassin sans traitement. En raison du climat aride, une partie de lixiviat stockée est évaporée et la partie restante est recirculée vers la cellule 1 afin d'éviter le débordement du bassin (Figure 2.14).

La cellule 1 est autorisée à recirculer jusqu'à 8 m^3 $jour^{-1}$ de lixiviat par une station de pompage (avec une capacité de pompage de 13 m^3 / h) via des tuyaux horizontaux perforés (de 10 ± 1 mm de diamètre), et qui sont placés dans des tranchées de 0,5 m de largeur et de 30 à 60 m de longueur au niveau de la couche supérieure des déchets (1 m sous le revêtement

supérieur et avec une pente très plate de 1%) (Figure 2.15). Les tranchées étaient remplies de gravier drainant assurant une bonne conductivité hydraulique. Afin de minimiser le flux latéral de la fosse, un revêtement en polyéthylène haute densité (PEHD) a été placé autour des parois latérales et sur le dessus de la fosse. Enfin, ce dernier était recouverte d'une couche de sol limoneux-sableux de 0,5 m d'épaisseur (Figure 2.15). Le volume de lixiviat injecté doit être contrôlé périodiquement en utilisant le niveau dans le bassi n de stockage.

Ces tranchées de recirculation ont été installées dans une certaine zone de la cellule 1, qui couvre environ 40% de la surface totale (Figure 2.16), par conséquent, seule une partie de la cellule 1 est exposée à la recirculation des concentrés et des lixiviats, respectivement.

Figure 2. 8: a, b, c, d, e, f: les étapes de préparation des tranchées de recirculation dans la décharge de Gabés.

Chapitre 3: Caractérisation des déchets entrants a la décharge de Gabés

3.1. Introduction

La composition des déchets varie d'un pays à l'autre, d'une région à l'autre et même d'un quartier à un autre en fonction de la provenance des déchets (type d'habitat ou d'industrie, du degré de développement, du système de collecte, etc.), de l'importante disparité des niveaux de revenus des populations et des municipalités, des habitudes de consommation de produits alimentaires ou non (qui évoluent avec le temps), de l'influence des évènements culturels et religieux (foire, plage, ramadhan, …), des méthodes de gestion locales des déchets (collectes sélectives, tris préalables des déchets ménagers spéciaux, des déchets verts, des encombrants, etc.), du prétraitement avant mise en stockage (mécanique, thermique, biologique, etc.) (Tchobanoglous et al., 1993 ; El-Fadel, 2000 ; Mohee, 2002 ; Olivier, 2003 ; Aloueimine et al. , 2005 a & b ; Aloueimine, 2006 ; Stoltz, 2009).

Cette composition est en outre évolutive avec la biodégradation et sa connaissance est importante car elle va déterminer l'ensemble des paramètres physiques et pour prévoir l'éolution des déchets dans la décharge.

3.2. Matériels et méthodes

L'étude de caractérisation des déchets ménagers, , fournit aux pouvoirs locaux un maximum d'informations et de données de référence qui aide à prendre la décision adéquate de la gestion et du traitement relative à ces déchets :Incinération, recyclage, traitement, etc. (ADEME, 2005 a).

3.2.1. Choix du Protocole

Généralement, les méthodes de caractérisation physique des déchets reposent sur des protocoles qui décrivent les principes d'échantillonnage et de tri de déchets. A ces jours, les principales méthodes de caractérisation des déchets qui ont été mises en place dans différents pays sont (Aloueimine, 2006 ; Ben Ammar, 2006 ; Ayadi, 2013);

L'échantillonnage dans ce Protocol consiste les ordures ménagères fraîches arrivant à la décharge. L'échantillonnage à la décharge est plus simple à réaliser et moins onéreuse que l'échantillonnage à la source et donne les meilleurs résultats lorsque les camions contiennent des déchets provenant de zones faciles à identifier et lorsque l'on tient des registres où est consignés le nombre de camions et les poids déchargés par zone (Aydi, 2012).

En général, ce Protocol exige une phase préliminaire qui consiste à fixer des précautions qui évite un éventuel biais saisonnier (Wavrer et al., 2010). Parmi ces précautions on cite (Bagniou, 2017):

3.2.2. Echantillonnage

Deux échantillons ont été collectés à la décharge de Gabès au cours de deux saisons différentes, l'un en saison hivernale (17 janvier 2017) et l'autre en saison sèche (28 août 2017) afin d'examiner les variations saisonnières de la composition des déchets solides.

La saison estivale correspond à la quantité maximale de déchet reçue et minimale de pluie tombée alors que la saison hivernale correspond à la quantité minimale de déchet reçue et maximale de pluie tombée.

Durant les deux campagnes réalisées, on a suivi les étapes suivantes :

i- Echantillonnages des déchets reçus à partir des camions entrants à la décharge;

ii- Séchage des déchets ;

iii- Tri des déchets par catégorie;

iv- Classification des déchets;

v- Analyses physico-chimiques.

L'échantillonnage a été réalisé entre le 8h à 16h, à l'entrée de la décharge, au niveau du pont bascule où les camions sont choisis au hasard (voir tableau 3.3). Il consiste à prélever un poids de 20Kg environ de déchets frais à partir de chaque camion entrant (100 camions).

Tableau 3. 1: Répartition des véhicules entrant dans la décharge avec le temps en pourcentage.

Temps (h) / Nombre des véhicules	Véhicules entrant dans la décharge (%)	Min	max
De 00 à 12	75	68	81
De 12 à 24	25	18	31

On a rencontré plusieurs difficultés au cours de séchage, vu que le séchage des déchets dans une seule étuve en quantité et en volume limités va multiplier le temps de travail, ce qui pénaliserait les activités du laboratoire concerné. En effet, on a profité de climat aride de Gabes (des températures chaudes et une durée d'ensoleillement longue) pour exposer les déchets frais au soleil avec un malaxage continu.

La durée de séchage peut être beaucoup plus importante (3 à 4 jours) en fonction de la teneur en eau.

Pour préparer ensuite l'échantillon représentatif, 2000kg de déchets a été mélangé de manière exhaustive et divisé en 4 piles de même volume, suivi de l'enlèvement de deux parties des déchets aux extrémités diagonalement opposées et du mélanger le volume restant. Cette opération est répétée deux fois afin de s'assurer que l'échantillon est parfaitement homogène et représentatif (figure 3.1).

Une fois que l'échantillon représentatif (500 kg) a été préparé, il a été tamisé à l'aide d'un tamis à trous de 20 mm de diamètre. L'opération de tri est faite au niveau de hangar, elle a occupé 3 trieurs volontaires qui nécessite la mise à ses disposition des blouses, gants, masques, bâche, tamis, pelles, râteaux, balais, poubelles, sacs plastique, et balance de 20 kg de capacité.

Le ratio de composition de chaque déchet en base humide, Xi (%), a été calculé comme suit:

$$Xi(\%) = \frac{\text{Poids pondérale de chaque composition (kg}}{\text{Poin totale de déchets (kg)}} \quad (1)$$

Sur la base de la composition physique, les échantillons ont été divisés en 7 catégories comme indiqué dans le Tableau.8.

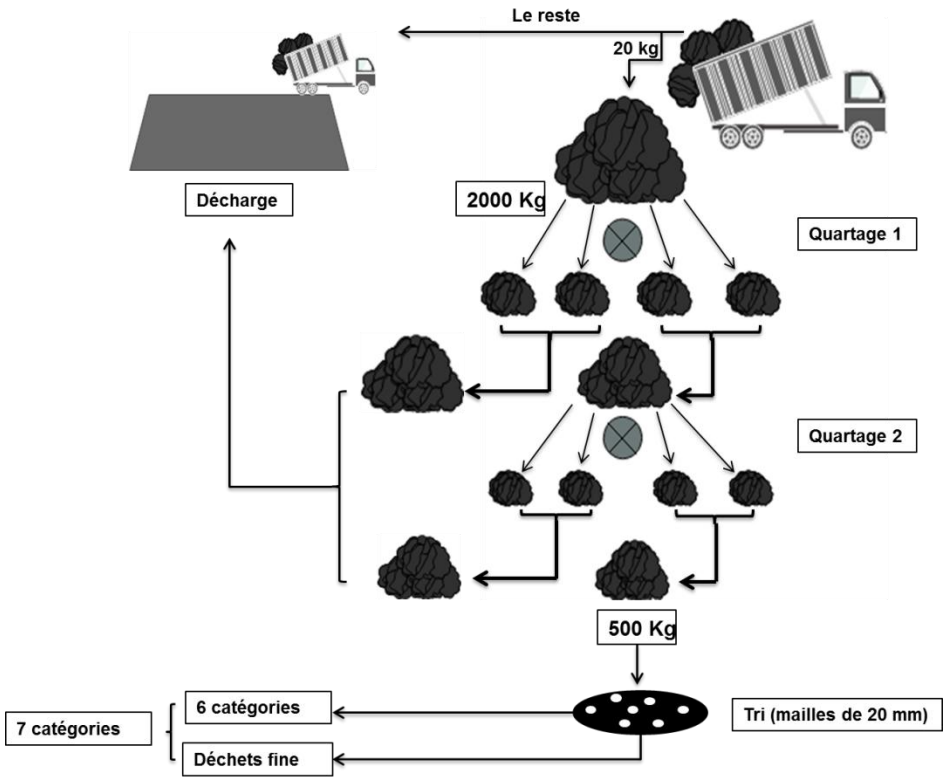

Figure 3. 1: Organigramme du caractérisation de déchets

Figure 3. 2:

3.2.3. Analyses physico-chimiques des déchets

D'autres paramètres physico-chimiques importants des déchets ont été déterminés. Il s'agit de l'humidité, la masse volumique, la matière organique, le PCI et la teneur en métaux lourds.

3.2.3.1. Masse volumique (ou densité)

La masse volumique des déchets frais entrants à la décharge de Gabés, est mesuré en fonction de poids de déchets taré par le véhicule sur le pont-bascule et en fonction de volume du véhicule par les mesures de ses dimensions.

Les calculs se fait par la formule suivante :

$$\rho = \frac{m}{v}$$

Soit

ρ : masse volumique en t /m3 ;

m : poids obtenu en t ;

v : volume du véhicule en m3.

La valeur de la masse volumique fournie est une moyenne des mesures effectuées (2 mesures pour chaque camion entrant à la décharge de Gabés (100 camion)).

3.2.3.2. Détermination de l'humidité

Dans cette étude, selon la norme NF M03-002 (MODECOM, 1993), l'humidité est déterminée par séchage d'une masse de 2 Kg de chaque fraction dans une étuve à 105°C, pendant 24 heures.

Le pourcentage d'humidité est calculé par la formule suivante:

$$W = \frac{M_0 - M_1}{M_0} \times 100$$

Soit

W: Pourcentage d'humidité (%) ;

M_0 : Masse initiale de la fraction avant séchage (= 2 kg) ;

M_1 : Masse finale de la fraction après séchage (kg).

L'humidité globale est mesurée le jour d'échantillonnage, pour éviter les pertes d'humidité par évaporation, surtout en période estivale (où la température peut dépasser 40°C).

La détermination de l'humidité des déchets est substantielle pour:

- le calcul du bilan hydrique des centres de stockage des déchets ;
- le conditionnement de l'évolution physico- chimique et biologique des déchets enfouis ;

- l’évaluation de la mode de gestion adéquat de ce type de déchets.

3.2.3.3. Détermination de la matière organique, perte au feu (ou solide volatil)

La détermination de la teneur en matière organique (MO) est la mesure de perte au feu conformément à la procédure 2540E dans la méthode standard (Eaton et Franson, 2005). Cette dernière consiste à allumer environ 50 g de DSM pendant au moins 4 heures à 550 ° C jusqu'à atteindre un poids constant (Francois, 2004).

3.2.3.4. Détermination de teneur en métaux lourds

L’analyse des métaux lourds permet de connaître le potentiel polluant présenté par les ordures ménagères et leur effet néfaste sur la santé humaine et l’environnement (Aydi, 2012). L’apport des métaux lourds est dû essentiellement aux utilisations de piles, vielles peintures au plomb, des pneumatiques, boîtes de conserves, de matières plastiques, de caoutchouc… (voir tableau 6)

Belevi et Baccini, (1989) trouvent que plus de 99,9 % des métaux restent encore piégés dans le centre d’enfouissement au bout de 30 ans.

Dans cette étude, on a analysé le potentiel polluant par fraction pour définir leur apport individuel en métaux, dans le but d’orienter les approches de gestion des déchets et le traitement de ces effluents, en vue de réduire l’impact de ces métaux sur l’environnement (Aloueimine, 2006; Aydi, 2012). Par exemple, la réduction de plastique, induirait principalement la baisse de Cd, ainsi que le tri de verre induirait le chute significative de Cr, Pb, Mn et As (Aloueimine, 2006).

Selon la norme NF EN ISO 11885 (1998), la détermination des teneurs en métaux lourds (Ni, Zn, Pb, Cd, Cr et Cu) par ICP – OES (Optima 2100DV, Perkin-Elmer, USA) dans chaque fraction de DSM nécessite le suivi des étapes suivantes:

- Transférer environ 0,5 g de chaque fraction dans une capsule de digestion en polytétrafluoroéthylène ;
- Ensuite, tous les échantillons ont été dissous dans 5 ml d’acide nitrique, 5 ml d’acide fluorhydrique et 3 ml d’acide perchlorique. Puis chauffé sur une plaque chauffante électrique ;
- Après évaporation, chaque capsule a été rincée par 10 ml d'acide chlorhydrique et d'eau déminéralisée ;
- Enfin, la solution de digestion a été filtrée à travers une membrane de 0,45 m et le filtrat a été dilué à 100 ml dans un ballon (Xiaoli et al., 2007).

Les fractions analysées sont : les papiers et les cartons, les plastiques, les textiles et les textiles sanitaires, les putrescibles, les déchets de jardins, et les fines < 20 mm

Les métaux lourds analysés dans cette étude sont : Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn.

3.3. Résultat et discussion

3.3.1. Composition des déchets de décharge de Gabés

Cette compagne de caractérisation des déchets indique que la matière organique constitue la plus grande fraction de déchets dans les ordures ménagère de Gabès, qui se compose principalement de résidus alimentaires, de déchets d'abattoir, de légumes pourris et de résidus de jardin (49% kg / kg sec et 54% kg / kg de déchets totales échantillonné en été et en hiver respectivement), suivis des textiles, qui représentent 12% kg /kg sec en hiver et 16% kg / kg sec en été, déchets fins (10% kg / kg sec en été et 14% kg / kg sec en hiver), papiers-carton (9% kg / kg sec en été et 10% kg / kg sec en hiver), plastiques, cuir et caoutchouc (7% kg / kg sec en en été et 11% kg /kg sec en hiver), verre et céramique et les métaux représentaient chacun 3% ou moins (voir la figure 3.2).

- Comparaison avec les compositions de déchets de quelques pays tunisiennes :

D'après les inventaires faites par Chantou, (2012) sur Djerba, Kairouan, Médenine, Bizerte et Sfax ainsi que celle par Ben Ammar, (2006) et Aydi, (2012) sur Grand Tunis, nous ont permet d'avoir une image sur la variation temporelle et spéciale des fractions de déchets en Tunisie.

Commençant par la Grand Tunis, où les déchets tunisiens en 2006 et 2012 restent dominés par les putrescibles en grande partie, suivi par les papiers et les cartons.

L'absence du déchet fine dans l'étude réalisée par Ben Ammar, (2006), peut être expliqué par la comptabilisation de la part de cette fraction dans les CNC et les putrescibles (Chantou, 2012).

Le faible teneur en putrescibles pendant les deux campagnes de caractérisation (hivernale et estivale) est enregistré pour les villes de Bizerte et de Djerba. Ce comportement peut être expliqué par la forte activité touristique qui a conditionné un mode de vie de pays développés.

La teneur en fraction fine a augmenté pour toutes les villes pour la campagne hivernale. Cette augmentation peut être attribuée au climat et à la localisation géographique qui est remarqué surtout pour les villes de Sud (Médenine (46%), Djerba (22.5%) et Sfax (23.6%)) où ils sont exposés plus aux poussières de sable que les villes de Nord.

Le faible pourcentage de matériaux tels que le papier, carton et plastique, enregistré pour toutes les villes Tunisiennes est probablement le résultat de :

- Changements dans l'attitude du public à l'égard des déchets et du recyclage
- L'installation et la prolifération des programmes de collecte et de récupération du recyclage rémunérée « ECOLEF » dans les villes Tunisiennes.
- La réduction des publications dans la presse écrite
- L'allégement des produits de consommation et des emballages par les fabricants et les détaillants.

L'exception est remarquée pour la ville Djerba qui enregistre les grands teneurs en papier & carton (14%) et en plastique (18.8%). Cette exception est expliquée par l'ajout excessif des déchets des hôteliers et de l'activité touristique.

Etant donné que le verre, et les métaux présentent de faibles pourcentages de l'ensemble des déchets. En effet, l'impact de l'augmentation ou de la diminution du pourcentage de ces matériaux, n'a pas autant d'impact que les modifications apportées aux matériaux représentant un volume global plus important.

La seule catégorie ayant connu un teneur moyenne important (environ11%) avec une légère augmentation pour quelque villes (Gabés (16%) et Kairouan (20.1%), est celle des textiles. Ce qui peut s'expliquer par l'amélioration du niveau de vie impliquant la consommation des produits à une utilisation unique (mouchoirs, couches jetables, lingettes,…) plutôt que les produits réutilisables.

3.3.2. Masse volumique

A cause de l'hétérogénéité des déchets, les mesures effectuées ont révélé une grande variation des résultats obtenus.

La valeur de la densité moyenne est de 0,3 t/m3 en période hivernale et de 0,5 t/m3 en période estivale. Elle reste dans la gamme des valeurs des PED (250-500) d'après Cointreau-Levine (1997) (Aloueimine, 2006).

3.3.3. Le pourcentage d'humidité

Les pourcentages d'humidité sont élevées (figure 3.3), et sont apportées essentiellement par le putrescible (77%) (Résidus alimentaires, de déchets d'abattoir, de légumes pourris et de résidus de jardin…). En effet, on constate que ces pourcentages ne sont pas en faveur d'un traitement par incinération (Aloueimine, 2006).

3.3.4. Teneur en matière organique

La teneur en matière organique était estimée à environ 69% en matière sèche. Cette valeur élevée s'explique par la part importante de déchets alimentaires (Zairi et al., 2014). Les observations correspondent aux données de la plupart des pays en développement, qui ont une

teneur extrêmement organique en déchets solides, tels que Maurice 85% (Mohee, 2002), la Tanzanie 80% (Mbuligwe & Kassenga, 2004), le Maroc 68% (Zahrani, 2006) et l'Algérie. 64,6% (Guermoud et al., 2009).

Ce résultat indique que le compostage présente un potentiel de gestion des déchets à Gabès (Gajalakshmi & Abbasi, 2008; Moncef Zairi et al., 2014).

3.3.5. Teneur en métaux lourds

Les teneurs en métaux totaux dans les déchets solides urbains de Gabès sont résumés dans le tableau 3.5. Il a été montré que les concentrations de tous les ions de métaux lourds étaient relativement basses et inférieures aux limites de référence rapportées par Francois (2004) et Aloueimine (2006).

En fait, ce résultat indique la possibilité d'utiliser des déchets organiques compostés comme engrais et amendements de sol (Zairi et al., 2014).

3.4. Conclusion

Ce chapitre s'est concentré sur la détermination de la composition physique de Gabes MSW, puis sur la détermination de ses paramètres physiochimiques optimaux. Ces paramètres ont prouvé que la grande quantité de déchets organiques dans la décharge de Gabès peut être efficacement utilisée comme fumier organique grâce au compostage qui serait une méthode appropriée de gestion des déchets solides urbains dans la ville de Gabès (figure 3.4).

Chapitre 4 : Etude et traitement des lixiviats générés dans la décharge contrôlée de Gabés

4.1. Introduction

Dans le présent chapitre des données relatives à la décharge de Gabès sont présentées et une considération particulière de l'inhibition significative de la dégradation des déchets par l'ammoniac est prise. Dans la plupart des cas, les lixiviats de cette décharge ont été traités par osmose inverse et le concentré résultant a été renvoyé au casier.

L'inhibition de l'ammoniac lors de la dégradation anaérobie des déchets est étudiée à l'échelle du laboratoire. Il est donc bien connu qu'à des niveaux d'ammonium supérieurs à 2 500 mg/l, les bactéries méthanogènes sont inhibées, ce qui entraîne une augmentation de la pollution organique des lixiviats.

Dans une seconde partie, une étude de l'application de l'électrocoagulation et des processus d'électro-Fenton en tant que traitement combiné pour les concentré d'osmose inverse (COI) des lixiviats, et d'évaluer l'efficacité de la méthode de traitement dans la réduction simultanée de la charge organique et de la toxicité vis-à-vis d'espèce modèle Daphnia magna (Straus, 1820) est entreprise. L'EC a été utilisée dans un premier temps, pour éliminer principalement les particules colloïdales et en suspension, et il a été suivi par EF pour éliminer les composés organiques persistants dissous restants. Dans les essais EC et EF, différentes conditions expérimentales ont été testées. Les résultats EF ont été comparés aux résultats obtenus par AO dans des conditions expérimentales similaires.

4.2. Matériel et méthode

4.2.1. Génération des lixiviats dans la décharge de Gabés

La quantité de lixiviats générée sur le site a été mesurée via la quantité de lixiviats recirculée ou envoyée au traitement. Une partie de lixiviats s'évaporant du bassin, la quantité « exacte» générée est supérieure à la quantité recirculée. Sur la base de l'évaporation potentielle du site, (selon Boudouresque, 1982), l'évaporation annuelle de lixiviats du bassin s'élève à environ 1 400 à 2 100 m^3 / an (3,6 à 5,7 m^3 / jour).). Compte tenu de la quantité de lixiviats évaporé et de la quantité recirculée / traitée (environ 1 800 m^3 / an), les lixiviats totalement générés à la cellule 1 correspond à environ 3 500 m^3 / an, ce qui représente environ 70 mm / an ou 35%

des précipitations annuelles (en considérant une surface de la cellule 1 de 50 000 m³). Le taux assez élevé de la production de lixiviats (par rapport aux précipitations annuelles) pour une décharge située dans un climat aride pourrait s'expliquer par les faits, qu'une quantité importante de lixiviats provient des déchets mis en décharge,avec une teneur en eau de plus de 50% et une grande fraction organique dans les déchets qui donne par dégradation entre autres de l'eau qui se transforme en lixiviat, . Les lixiviats sont remis en recirculation (Figure 4.1).

4.2.2. Echantillonnage et Analyse

La qualité du lixiviat de la cellule 1 a été contrôlée sur une période de 10 ans (2007-2017). Chaque mois, des échantillons ont été collectés à l'entrée du bassin de lixiviation, à l'aide de bouteilles en polyéthylène préalablement rincées à l'eau déionisée (DI), décontaminées à l'acide nitrique (HNO3, 5% v / v) pendant 10 min, puis rincées à nouveau avec DI, puis conditionner deux fois avec l'échantillon avant la collecte.

Toutes les étapes, de la collecte à l'analyse, ont été réalisées conformément aux méthodes standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées (APHA / AWWA / WEF, 2012) (tableau 4.1).

Les paramètres surveillés au niveau de la décharge de Gabés sont le pH, la température (T), la conductivité électrique, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO), l'azote total (TKN), les chlorures (Cl^-) et le phosphore (P). Le tableau 4.1 récapitule les méthodes d'analyse des paramètres respectifs. Au total, 46 échantillons de lixiviat de la cellule 1 ont été analysés. Le TKN a été analysé pour tous les échantillons de lixiviat, tandis que la teneur en ammonium a été caractérisée en quelques échantillons, afin de vérifier que le TKN était presque entièrement composé d'ammonium. Sur la base des résultats de l'analyse, un rapport entre NH4-N et TKN de 0,8 a été pris en compte

.

4.2.3. Investigation d'une méthode de traitement des COI par des procédés combinés

De nombreuses études se sont focalisées sur la gestion des COI, soit en intégrant des technologies de traitement aux systèmes d'OI (Dolar et al., 2012; Kulhavý et al., 2019), soit en trouvant des technologies de traitement appropriées pour décontaminer les COI (Pérez et al., 2010; Joo & Tansel, 2015; Fernandes et al., 2017). Parmi les différentes technologies étudiées pour traiter les COI, les processus électrochimiques ont reçu une grande attention, car ils offrent de nombreux avantages, tels que le fonctionnement à température et pression

ambiantes, la concentration élevée de chlorure en COI qui améliore l'oxydation indirecte, la salinité élevée qui favorise une excellente conductivité électrique, réduisant les consommations d'énergie (Pérez et al., 2010; Bagastyo et al., 2012; Labiadh et al., 2016;).
L'électrocoagulation (EC), l'électro-Fenton (EF) et l'oxydation anodique (OA) sont les procédés électrochimiques les plus étudiés pour le traitement des lixiviats des décharges sanitaires (Fernandes et al., 2015).

L'EC, connue pour sa capacité à éliminer les contaminants en suspension, émulsifiés et dissous, à des coûts relativement faibles, est un processus qui utilise des anodes consommables pour fournir des ions à la solution / suspension. Le fer et l'aluminium sont les matériaux d'électrode EC les plus utilisés, car ils sont bon marché, facilement disponibles et efficaces (Fernandes et al., 2015). Les contaminants présents dans la solution sont traités soit par réactions chimiques et précipitation, soit par fixation physique et chimique aux matériaux colloïdaux, générée par la corrosion anodique (Fernandes et al., 2015). Néanmoins, il existe certains inconvénients liés à l'application de cette technologie au traitement des effluents, à savoir les boues qui se forment au cours du procédé, qui auront dans leur contenu des quantités importantes de fer ou d'aluminium. L'intégration du procédé EC avec d'autres méthodes de traitement peut être une solution possible pour surmonter cet inconvénient.

Il existe plusieurs études décrivant l'intégration des processus EC et OA, où l'EC est utilisée comme première étape, pour éliminer les particules colloïdales et en suspension, et l'OA est utilisé pour éliminer les composés organiques persistants dissous restants [24-26]. Bien que l'OA soit, selon plusieurs auteurs, la procédure électrochimique la plus populaire pour éliminer les polluants organiques des eaux usées, elle présente des coûts d'exploitation élevés, en raison de la forte consommation d'énergie, car l'électricité est fondamentalement le seul consommable dans l'oxydation électrochimique [23]. D'autre part, le procédé EF, une autre technique électrochimique émergente attrayante, favorise l'oxydation des composés organiques via une oxydation électrochimique indirecte par le biais de radicaux hydroxyles produits dans la réaction de Fenton (Eq. 1), donnant de bonnes efficacités de traitement et, selon la littérature , peut effectuer l'oxydation de la matière organique à des coûts énergétiques inférieurs à l'OA, lorsque l'échantillon est principalement constitué de matière dissoute [22].

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^{\bullet} + OH^{-} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

L'un des principaux avantages du procédé EF est que, en utilisant une cathode appropriée, comme le feutre de carbone, H_2O_2 peut être électrogénéré in situ à partir de la réduction à deux électrons d'O_2, selon l'équation 2 [27,28].

$$O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow H_2O_2 \quad \text{(Eq. 2)}$$

De plus, dans le processus EF, la réaction décrite par l'équation 1 est électrocatalytique, car les ions Fe^{2+} sont régénérés à partir de la réduction des ions Fe^{3+} à la cathode, par l'équation 3 [22,28].

$$Fe^{3+} + e^- \rightarrow Fe^{2+} \quad \text{(Eq. 3)}$$

Selon la littérature, l'efficacité EF peut être encore améliorée si elle est utilisée une anode à fort potentiel O_2, comme le BDD, car elle accélérera la dégradation de la matière organique, qui peut également être oxydée par des radicaux hydroxyles adsorbés (BDD (• OH)), formé en tant qu'intermédiaire de la décharge d'eau anodique [22].

4.2.4. Caractérisation de l'échantillon

L'échantillon de COI utilisé dans cette étude a été collecté dans une décharge sanitaire intercommunale portugaise. Cette décharge produit un lixiviat avec des caractéristiques copparables à ceux de la décharge de Gabés (tableau 4.2). Le traitement des lixiviats utilisé dans ce site d'enfouissement comprend deux systèmes d'osmose inverse suivis d'une colonne de strippage. L'échantillon a été prélevé dans le réservoir de concentré d'osmose inverse, et ses caractéristiques physicochimiques sont présentées dans le tableau 4.3.

4.2.5. Traitement électrochimiques des COI

Les essais de l'EC ont été effectuées en mode batch en utilisant une cellule électrochimique non divisée, équipée d'anode et de cathode en fer, avec un espace de 7 mm entre elles et avec des dimensions immergées de 25x60x3 mm toutes les deux (fig. 4.2). Les électrodes ont été plongées dans la cellule contenant 0,5 L d'échantillon de COI. L'influence de l'intensité du courant appliqué, de la durée du traitemet EC, du pH initial et des conditions d'agitation sur l'efficacité de la EC a été évaluée. Les expériences ont été effectuées à 2 et 3 A, avec des durées de 1, 2, 3 et 4 heures, sans et avec agitation à 200 tr / min, en utilisant un effluent dans des conditions de pH naturel et à un pH initial égale à 7. Après l'EC, les échantillons ont été centrifugés dans une centrifugeuse à moteur par induction à haute fréquence (Meditronic BL-S), à 5000 tr / min, pendant 5 min, et le liquide surnageant a été recueilli pour les

déterminations analytiques. Conformément aux résultats obtenus dans l'étude d'EC, un ensemble de conditions d'EC expérimentales (2 A, 2 h, pH 7, sans agitation) a été choisi pour procéder aux expériences d'EF et d'OA. Dans ces conditions, plusieurs tests d'EC ont été effectués pour produire le volume d'échantillon prétraité requis pour exécuter tous les tests d'EF et d'OA. Les échantillons prétraités centrifugés ont été mélangés ensemble pour garantir que la composition du COI électrocoagulé utilisé dans toutes les expériences subséquentes était identique.

Les expériences d'EF et d'OA sont menées en mode discontinu sous agitation, pendant 8 h, à des densités de courant imposées (j) de 50, 100 et 200 A m^{-2}, en utilisant 200 ml de COI électrocoagulé. Pour les tests d'EF, le pH de l'échantillon prétraité a été ajusté à 3, ce qui est, selon la littérature, le pH optimal pour le processus d'EF [23].

Les tests EF ont été effectués avec une cathode en feutre de carbone (CF) (Carbone Loraine), avec une épaisseur de 0,5 cm et une zone immergée de 60 cm^2, et une anode BDD (Neocoat), avec une zone immergée de 20 cm^2. L'anode était centrée dans la cellule électrochimique et entourée par la cathode, qui recouvrait la paroi interne de la cellule. La saturation continue en O_2 à la pression atmosphérique a été assurée en faisant barboter de l'air comprimé à travers un diffuseur en verre fritté, à un débit de 1 L min^{-1}, commençant 10 min avant l'électrolyse, pour atteindre une concentration en O_2 stable. Afin de garantir que le H_2O_2 était correctement produit et était en quantité suffisante pour réagir avec le fer, des déterminations de H_2O_2 ont été effectuées au cours des tests. Étant donné que la concentration de fer dissous dans le COI électrocoagulé n'était pas suffisante pour promouvoir un processus d'EF efficace (3,7 mg L^{-1}), auparavant, aux tests d'EF, du fer supplémentaire était fourni à la solution par dissolution anodique des électrodes de fer. Dans ce but, des électrodes en fer, de dimensions 20x50x3 mm, ont été plongées dans 210 mL de COI électrocoagulé, acidifié à pH 3, et une intensité de courant appliquée de 1 A a été appliquée pendant 70 et 85 s, afin d'atteindre une concentration en fer dissous d'environ 60 et 80 mg de L^{-1}, respectivement.

Les essais d'OA ont été effectués en utilisant une anode BDD (la même utilisée dans les expériences d'EF) et une cathode en acier inoxydable (SS), avec une surface immergée similaire à l'anode BDD. Les électrodes étaient disposées en parallèle avec une distance entre elles de 3 mm. Des expériences d'OA utilisant une anode BDD et une cathode en feutre de carbone (les mêmes que celles utilisées dans les expériences EF) ont également été réalisées.

Un résumé des conditions expérimentales utilisées dans les expériences EF et OA est présenté dans le tableau 4.4.

Dans toutes les expériences électrochimiques, une intensité de courant constante dans la cellule électrochimique a été maintenue en utilisant une alimentation en courant continu (GW, Lab DC, modèle GPS-3030D, 0-30V, 0-3 A) . Pour acidifier les échantillons, une solution concentrée de H_2SO_4 a été utilisée.

4.2.6. Essais toxicologiques

Le crustacé d'eau douce Daphnia magna cultivé en laboratoire, dans des conditions standardisées, a été utilisé pour effectuer les tests toxicologiques. Des femelles adultes de D. magna (30 individus par pot de 1 L) ont été maintenues dans de l'eau dure ASTM) dans des conditions de température et de lumière contrôlées (T = 20 ± 1°C; photopériode: 12:12 h lumière: sombre). Le milieu de culture (complété avec un extrait d'algue) a été changé 3 fois par semaine et les daphnies ont été nourries quotidiennement avec Raphidocelis subcapitata ($3,0x10^5$ cellules mL^{-1}). Les $2^{éme}$ à $5^{éme}$ couvées ont été utilisées pour effectuer des tests de toxicité.

Avant les tests avec les échantillons réels, un test de toxicité aiguë de 24 heures avec le $K_2Cr_2O_7$ a été effectué, conformément à la recommandation OCDE 202 [30], pour évaluer la sensibilité des organismes. Des solutions de $K_2Cr_2O_7$ (6 concentrations différentes) ont été préparées dans de l'eau dure ASTM et testées en quadruple, de l'eau dure ASTM a été utilisée comme témoin. Pour chaque réplique, 5 nouveau-nés de moins de 24 h ont été exposés à la solution d'essai pendant 24 h, puis le nombre de daphnies immobilisées a été enregistré et la concentration responsable de 50% d'immobilisation (CE50) calculée à l'aide du progiciel Sigmaplot (v12). 5).

Les tests de toxicité aiguë ont été effectués chez des nouveau-nés de moins de 24 h de la $2^{éme}$ à la $5^{éme}$ couvée, conformément à la ligne directrice 202 de l'OCDE [30]. Cinq répétitions, avec 5 nouveau-nés chacune, ont été testées sur un ensemble de dilutions (5 à 7 dilutions différentes par échantillon) avec des concentrations allant de 0,31 à 10%. Les daphnies immobilisées ont été enregistrées après 24 et 48 h d'exposition et la CE50 calculée. Tous les tests ont été effectués dans le mois suivant des tests électrochimiques et les échantillons ont été maintenus dans des conditions sombres à 4 ^oC.

4.2.7. Déterminations physicochimiques

Les échantillons prélevés avant, pendant et après les essais électrochimiques ont été analysés, selon les procédures décrites dans les méthodes standard [31], pour les paramètres suivants: demande d'oxydation chimique (DOC), carbone organique dissous (COD), carbone inorganique dissous (CID) et l'azote total (NT).

Les déterminations de DCO ont été effectuées en utilisant la méthode titrimétrique à reflux fermé adaptée aux échantillons contenant des concentrations élevées de chlorure [31,32].

Un analyseur Shimadzu TOC-VCPH combiné à une unité TNM-1 a été utilisé pour déterminer le DOC, le DIC et le TDN. Avant d'effecuer les analyses, les échantillons ont été filtrés à travers des filtres à membrane de 0,45 μm.

Pour la caractérisation des échantillons COI, les concentrations en ions ammonium, sulfate et chlorure ont été déterminées par chromatographie ionique en utilisant un système HPLC Shimadzu 20A Prominence qui était équipé d'un détecteur de conductivité Shimadzu CDD 10Avp. Pour déterminer le NH4+, une colonne cationique IC YK-A Shodex (4.6 mm ID x 100 mm) a été utilisée. Alors que pour les concentrations de SO_4^{2-} et de Cl^-, une colonne d'anions Shodex IC I-524A (4.6 mm DI × 100 mm) a été utilisée.

Les concentrations totales de fer dissous et de fer dissous (II) ont été déterminées à l'aide d'une méthode spectrométrique à la 1,10-phénanthroline [33]. La concentration en H2O2 a été déterminée par la méthode colorimétrique au métavanadate [34].

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre HANNA (HI 931400). La conductivité a été déterminée à l'aide d'un conductimètre Mettler Toledo (SevenEasy S30K).maintenus dans des conditions sombres à 4 ^oC.

4.3. Résultats et Discussions

4.3.1. Caractéristiques du lixiviat de la cellule 1 dans la décharge de Gabés

Jusqu'en 2012, le lixiviat était traité par osmose inverse et le concentrât était recyclé. Tandis qu'après l'année 2012, le lixiviat a été directement remis en recirculation sans aucun traitement.

Les principaux résultats de l'analyse du lixiviat de la cellule 1 sont résumés dans les figures 4.3 à 4.8. En général, le lixiviat de la cellule 1 est légèrement alcalin ou acide (figure 4.3), de couleur sombre, voire noir, et présente une large gamme de concentrations de différents paramètres. Une odeur offensive a été notée dans tous les échantillons de lixiviat collectés. La conductivité électrique est très élevée par rapport aux eaux usées domestiques ou aux lixiviats provenant de décharges comparables (Frikha et al., 2017), avec des valeurs allant de 60 à 110 mS / cm (figure 4.4).

Les concentrations de DCO observées dans le lixiviat(figure 4.5) étaient largement supérieure aux niveaux habituels, qui se situent dans une plage de 5000 à 60000 mg de DCO / l (Abbas et al., 2009; Kjeldsen et al., 2002; Renou et al., 2008).

Après une période de concentrations de DCO comparativement plus faibles (2010 à 2012), la charge de pollution a atteint des niveaux supérieurs à 300 000 mg de DCO / l après sept ans d'exploitation des décharges.

La grande variation temporelle observée (entre 50 000 mg et 400 000 mg DCO / l) pourrait être attribuée aux différents niveaux de dilution du lixiviat via l'eau de pluie et la recirculation du lixiviat. Au cours des premières années de fonctionnement (2009 et 2010), on observe généralement des niveaux plus élevés de DCO en été (pas de pluie), alors qu'en hiver, les niveaux ont tendance à diminuer (la plupart des précipitations tombent en automne et en hiver).

Outre la DCO, la DBO_5 dans le lixiviat a également été analysée. La figure 4.6 montre le rapport entre les deux indicateurs. En général, le rapport DBO_5/ DCO est considéré comme un indicateur du stade de dégradation de la matière organique dans les décharges, indiquant ainsi le passage de la phase acétogène à la phase méthanogène. Pendant la phase méthanogène, un rapport DBO_5/ DCO inférieur à 0,1 est attendu.

Les résultats pour la décharge de Gabès (Figure 4.6) indiquent cependant que la décharge n'a pas encore atteint la phase méthanogène, bien que la cellule ait été fermée entre-temps après que l'élimination des déchets ait été pratiquée pendant près de 10 ans. Au mieux, seule une légère diminution du rapport DBO_5/ DCO au fil du temps peut être observée. Cependant, le ratio moyen est encore largement supérieur à 0,4, indiquant ainsi potentiellement une activité limitée des bactéries méthanogènes, qui convertissent la DBO_5 présente dans le lixiviat en biogaz.

L'observation de niveaux relativement élevés du rapport DBO_5/ DCO est également conforme au fait que le pH du lixiviat, qui devrait tendre vers un niveau neutre ou légèrement alcalin (pH 7,0–8,5) après quelques années d'exploitation de la décharge, a montré des valeurs nettement inférieures à 7 après de 10 ans de fonctionnement (Figure 4.3).

Outre les polluants organiques, les constituants des lixiviats inorganiques tels que l'azote ou le chlorure ont également été quantifiés.

Seules les teneurs en azote total (TKN) du lixiviat ont été analysées dans les échantillons, les teneurs en ammonium ont été calculées en supposant que 80% du TKN est de l'azote ammoniacal (hypothèse avait été justifiée par les mesures de contrôle de certains échantillons

de lixiviat). Sur la figure 4.7 et la figure 4.8, les concentrations de NH4–N en fonction du temps et en fonction du pH du lixiviat sont affichés, respectivement.

Les concentrations observées ont variées entre 2000 and 15000 mg NH_4- N/l, ce qui est encore bien au-dessus des niveaux habituellement rapportés pour le lixiviat de décharges. La plupart des teneurs en NH4-N observées sont nettement supérieures aux concentrations (1500 à 6 000 mg de NH4-N / l) pour lesquelles des effets inhibiteurs des bactéries méthanotrophes sont rapportés (Hejnfelt & Angelidaki, 2009; Hobson & Shaw, 1976; Kayhanian, 1999; Lou et al., 2009; Nakakuboet al., 2008; Procházkaet al., 2012; Rajagopalet al., 2013; Sung & Liu, 2003; Sutaryoet al., 2014; Zeeman et al., 1985).

À partir de la comparaison de la concentration d'ammonium et du pH mesuré dans le lixiviat (figure 4.8), il devient évident que des niveaux de NH4-N supérieurs à 4500 mg / l entraînent généralement des valeurs de pH bien en dessous de 7. Cette observation soutient l'hypothèse que les concentrations d'ammonium auraient pu inhiber la dégradation anaérobie, à savoir les bactéries méthanogènes, et par conséquent, l'augmentation de la concentration des acides organiques (non convertis en biogaz), qui a conduit par conséquence à la baisse du pH. Cette observation est également conforme aux récentes enquêtes résumées par Rajagopal et al. (2013), qui ont observé une corrélation entre le pH et les effets inhibiteurs de l'ammoniac sur la biodégradation.

Une comparaison entre les teneurs en NH4-N et les teneurs en DCO dans le lixiviats (figure 4.9) confirme cette hypothèse. Les résultats présentés dans la figure 4.9 indiquent qu'une légère augmentation du NH4-N au niveau auquel les effets inhibiteurs devraient devenir significatifs (4000 – 5000 mg / l) entraîne une augmentation prononcée des niveaux de DCO, ce qui pourrait être considéré comme une indication des effets inhibiteurs des bactéries méthanotrophes causées par l'ammoniac.

À des niveaux plus élevés de NH4-N (au-dessus de 6000 mg / l), une nouvelle augmentation n'entraîne qu'une augmentation proportionnelle des niveaux de DCO, indiquant ainsi des effets de dilution /concentration du lixiviat, qui sont la conséquence de quantités de précipitations plus élevées et plus faibles (fraîches eau entrant dans la décharge) contribuant à la génération de lixiviats.

Les analyses faites dans le Laboratoire Christian Doppler pour les ressources anthropiques à Vienne-Autriche, présenté sur le tableau 4.5, montrent que le lixiviat de la décharge de Gabés, présente des teneurs en chlorures (Cl^-) très importantes (figure 4.10). Il est évidemment qu'il s'agit d'un caractère commun à toutes les décharges d'ordures ménagères (Ozanne, 1990;

Kerbachi et Belkacemi, 1994; Amhoud, 1997, Christensen et al., 2001 et Khattabi, 2002). Ceci peut s'expliquer d'une part par le fait que pendant la recirculation du COI et du lixiviat non traité, il y a des phénomènes de concentration du percolât, d'où le fait que les lixiviats deviennent de plus en plus riches en chlorures. D'autre part, le climat aride qui est caractérisé par une température importante semble stimuler les réactions d'oxydation, d'hydrolyse et de reminéralisation des déchets par les bactéries (stimulation de l'activité enzymatique bactérienne), d'où le fait que le lixiviat devient riche en éléments minéraux tels que les chlorures (Khattabi, 2002 ;Tazi, 2002). L'évolution des concentrations en chlorures semble influencer celle de la conductivité électrique, qui est déterminée principalement par ces ions. En effet, ces concentrations présentent les mêmes variations saisonnières, annuelles et interannuelles. Cette relation étroite entre les teneurs en chlorures et la conductivité a été démontrée par (Khattabi, 2002) sur le site d'Etueffont.

Il est remarquable que les taux du calcium (Ca), du potassium (K), du Sodium (Na), et du phosphore (P) dans les lixiviats de la décharge de Gabes enregistrent des concentrations très élevées et supérieures aux limites de la réglementation tunisienne en matière de rejet dans les eaux usées publiques,

Les concentrations en métaux lourds du lixiviat présentés par le tableau 4.5 ont mis en exergue l'importante charge métallique de cet effluent, alors qu'il s'agisse d'une décharge à caractère ménager dominant. La séquence est la suivante: Pb> Fe> Cr> Zn> Ni>Ba>Cu>Cd>Hg. Les concentrations de Zn, Ni, Ba, Cu, Cd et Hg étaient bien inférieures aux limites de la réglementation tunisienne en matière de rejet dans les eaux usées publiques; alors que Pb, Fe et Cr ont dépassé les limites avec des valeurs très importante. Ceci est probablement dû au fait que la décharge reçoit habituellement des déchets renfermant du Pb comme les batteries usagées, , le PVC, et les encres d'imprimeries ; du Fe comme le fer et l'acier; du Cr comme les textiles, les plastiques, et les verres (Menard, 2008).

Le Zinc (Zn) avec des concentrations de 0,75-2.64 mg l-1 issu principalement du caoutchouc, du cuir, et des piles.

Ces résultats montrent clairement qu'il n'est pas possible de déverser du lixiviat directement dans un milieu récepteur sans traitement approprié, car tous les paramètres mesurés dépassent largement les limites des normes tunisiennes d'où la nécessité de mettre en place un dispositif de traitement approprié.

4.3.2. Résultat des essais de traitement électrochimiques

4.3.2.1. Essais EC

Dans le but de déterminer les conditions expérimentales d'EC les plus appropriées pour le prétraitement des échantillons COI, différents essais d'EC ont été effectués où l'intensité du courant appliqué, le pH initial de l'échantillon, la vitesse d'agitation et la durée du test ont été modifiés. La figure 4.11 présente les absorptions de DCO et les consommations de fer et d'énergie pour les tests EC effectués dans différentes conditions expérimentales. La consommation spécifique de fer, Fe_{sp}, en g L^{-1}, résultant de l'oxydation de l'anode, et la consommation d'énergie spécifique, E_{sp}, en W h (g $DCO_{supprimé}$)$^{-1}$, présentées dans les figures 1 c) et d), étaient calculé selon les équations 4 et 5, où I est l'intensité du courant, en A, t est la durée EC, en s, M_{Fe} est la masse molaire de fer, en g mol-1, F est la constante de Faraday, 96485 C mol- 1, n est le nombre d'électrons impliqués dans l'oxydation de Fe en Fe^{2+}, V est le volume de l'échantillon, en L, ΔCOD est la décroissance en DCO et U est la tension de la cellule, en V.

$$Fe_{sp} = \frac{I \cdot t \cdot M_{Fe}}{F \cdot n \cdot V} \qquad \text{(Eq. 4)}$$

$$E_{sp} = \frac{U \cdot I \cdot t}{3.6 \cdot \Delta COD \cdot V} \qquad \text{(Eq. 5)}$$

L'intensité actuelle et la durée du test sont des facteurs clés dans le processus EC, car elles exercent une influence significative sur la cinétique de réaction et la consommation d'énergie. En augmentant l'intensité du courant appliqué ou la durée du test, l'étendue de la dissolution anodique des électrodes consommables augmente, entraînant une augmentation de la formation de flocons d'hydroxyde qui favorisent l'élimination des polluants. Cependant, la consommation d'énergie est considérablement augmentée par l'augmentation de l'intensité actuelle et de la durée du test. Ainsi, une intensité de courant optimale par rapport à la durée de la CE doit impliquer invariablement un équilibre entre la consommation d'énergie et l'utilisation efficace du coagulant introduit [23]. D'après les données de la figure 1, on peut voir que, en augmentant l'intensité du courant appliqué de 2 à 3 A, l'élimination de la DCO a augmenté, en moyenne, (14 ± 7)%, mais la consommation d'énergie spécifique a augmenté (83 ± 25)%, avec une augmentation de la consommation spécifique de fer de 50%. En ce qui

concerne l'influence de la durée du test sur l'efficacité de la CE, on peut observer que l'élimination de la DCO et la consommation d'énergie spécifique augmentaient avec la durée de la CE. Cependant, avec l'augmentation de la durée du test, le taux d'élimination de la DCO est devenu moins prononcé et la consommation d'énergie spécifique a considérablement augmenté. Ces résultats ont indiqué qu'une durée CE de 2 h à une intensité de courant appliquée de 2 A était les conditions les plus appropriées pour le prétraitement ROC.

Le pH de la solution est un autre facteur de fonctionnement important qui influence les performances du processus EC. Selon la littérature, des rendements d'élimination de la DCO plus élevés sont obtenus dans des conditions de pH neutre, alors qu'en milieu acide ou alcalin, l'élimination de la DCO est plus faible [23]. Ainsi, les tests EC ont été effectués dans deux conditions de pH initiales: pH naturel (8,3) et pH de 7. Les résultats obtenus (figure 4.11) montrent que la $DCO_{éliminée}$ la plus élevées et les consommations d'énergie spécifiques le plus faibles, ont été obtenues lorsque les tests ont été effectués à des conditions de pH= 7, conformément aux résultats décrits dans la littérature [23].

L'effet de l'agitation mécanique sur le processus d'EC a été étudié et différents résultats ont été obtenus [23]. Le processus d'EC est effectué par la mobilisation des ions au moyen d'une charge électrique appliquée, et l'opération de mélange influencera le mouvement des ions à la suspension. Compte tenu de cela, le mélange peut favoriser un milieu de solution plus homogène qui sera beaucoup plus efficace pour le contact entre le contaminant et les coagulants. D'autre part, le mélange peut également provoquer une perturbation de la mobilisation des ions et la rupture des flocs formés.

Dans cette étude, les tests EC ont été effectués sans agitation et avec agitation à 200 tr / min. Selon les résultats obtenus (figure 4.11), l'agitation a eu un effet négatif sur l'élimination de la DCO et sur la consommation d'énergie spécifique, indiquant que l'agitation a rendu la formation d'agrégats plus difficile, retardant la précipitation des matières dissoutes et celle en suspension.

En ce qui concerne la concentration de fer dissous à la fin du processus d'EC, est déterminée dans le liquide surnageant de l'échantillon électrocoagulé centrifugé, des valeurs comprises entre 0,8 et 6,1 mg L^{-1} ont été obtenues, montrant qu'il restait très peu de fer dissous dans l'échantillon prétraité et que pratiquement tout le fer introduit pendant le processus d'EC est resté dans les boues séparées. Le pH des échantillons finaux variait entre 8,9 et 10,9, étant les valeurs de pH les plus élevées trouvées dans les essais effectués à des intensités de courant appliquées et des durées de EC plus élevées.

Conformément aux résultats obtenus dans les expériences d'EC, les meilleures conditions expérimentales d'EC pour prétraiter les échantillons COI sont: pH initial égale à 7, sans agitation, une intensité de courant appliquée de 2 A, et pendant 2 heures.

4.3.2.2. Essais EF et AO

En utilisant les échantillons de COI prétraités par EC dans les meilleures conditions expérimentales, les dosages d'EF ont été effectués en utilisant différentes concentrations initiales en fer ferreux (60 et 80 mg L^{-1} [35]), au pH optimal de 3 et différentes densités de courant appliquées, 50, 100 et 200 A m^{-2}. La figure 4.12, a) à c), montre la DCO éliminée au cours du temps pour les analyses effectuées à différentes densités de courant appliquées et concentrations de fer dissous. On peut voir que, pour les deux concentrations de fer dissous étudiées, l'élimination de la DCO a augmenté avec la densité de courant appliquée, montrant que le processus doit être sous contrôle de courant. Lorsque la densité de courant appliquée est passée de 50 à 100 A m-2, une augmentation de l'élimination moyenne de la DCO de (58 ± 10)% a été atteinte. Cependant, l'augmentation de la densité de courant appliqué de 100 à 200 A m-2 a entraîné une augmentation de l'élimination de la DCO de (29 ± 14)%. Lorsque la consommation d'énergie spécifique pour les essais décrits précédemment est analysée (figure 4.12 d)), il est observé que lorsque la densité de courant appliquée est passée de 100 à 200 A m-2, l'augmentation de la consommation d'énergie spécifique a été beaucoup plus prononcée que la on a observé une augmentation de la densité de courant appliquée de 50 à 100 A m^{-2}, montrant une perte d'efficacité du courant pour la densité de courant appliquée la plus élevée.
En fait, l'augmentation de 50 à 100 A m^{-2} a entraîné une augmentation de la consommation d'énergie spécifique moyenne de (48 ± 8)%, tandis que l'augmentation de 100 à 200 A m^{-2} a entraîné une augmentation de la consommation d'énergie spécifique de (117 ± 6)%. Ce comportement a été rapporté dans la littérature et est associé à des réactions d'électrodes compétitives, telles que la décharge d'oxygène à l'anode et le dégagement d'hydrogène à la cathode, qui augmentent sous des courants appliqués élevés et inhibent les principales réactions [17,36].

Les concentrations de fer dissous (II) et de fer total ont également été surveillées au cours des expériences EF. Les résultats, présentés sur la figure 4.13, corroborent la perte d'efficacité du courant par des réactions secondaires à des courants appliqués plus élevés, car à 200 A m^{-2}, une quantité importante de fer dissous (III) se trouve en solution, en particulier aux dernières heures de l'essai. La présence de fer (III), également détectée dans les tests effectués à 100 A

m^{-2}, mais à une concentration beaucoup plus faible, indique que Fe^{2+} n'était pas correctement régénéré à la cathode via l'équation 3.

Concernant l'influence de la concentration initiale en fer dissous, les résultats obtenus montrent que, pour les essais effectués avec 80 mg L^{-1}, pour toutes les densités de courant testées, le taux d'élimination de la DCO a diminué, par rapport aux essais effectués avec 60 mg L^{-1} (voir Figure 4.12 a) à c)). Cette diminution a déjà été rapportée dans la littérature et peut être due à la réaction chimique entre le fer et les radicaux hydroxyles (équation (6)), qui est renforcée par l'excès de fer ferreux en solution et consomme les radicaux hydroxyles disponibles pour l'oxydation des composés organiques [17,36,37].

$$Fe^{2+} + OH\bullet \rightarrow Fe^{3+} + OH^{-} \qquad \text{(Eq. 6)}$$

Malgré la diminution des taux d'élimination de la DCO pour des concentrations initiales de fer dissous plus élevées, les consommations énergétiques spécifiques n'ont pas augmenté (figure 4.12 d)). Cela peut s'expliquer par les valeurs de conductivité plus élevées présentées par les échantillons prétraités avec une concentration en fer plus élevée qui a conduit à des tensions cellulaires plus faibles pour la même densité de courant appliquée.

Lorsque l'évolution du fer dissous le long des tests EF est analysée (figure 4.13), une augmentation de la concentration en fer peut être observée, ce qui est plus prononcé à la densité de courant appliquée et à la concentration initiale en fer dissous les plus élevées. Cela pourrait être une conséquence de l'existence de fer non dissous dans l'échantillon prétraité, qui a été progressivement dissous au fur et à mesure du traitement EF, comme déjà décrit dans la littérature [37].

Au vu des résultats obtenus dans les expériences d'EF, les conditions les plus favorables sont la densité de courant appliquée de 100 A m^{-2} et la concentration initiale en fer dissous de 60 mg L^{-1}. Dans ces conditions, 2,9 g L^{-1} de DCO ont été éliminés en 8 h de processus EF, avec une consommation d'énergie spécifique de 14,2 W h (g $DCO_{éliminée}$) $^{-1}$.

Pour comparer les performances d'EF et d'OA, les expériences d'OA ont été effectuées aux mêmes densités de courant appliquées utilisées dans l'étude EF, dans des conditions naturelles de fer et de pH. Deux cellules électrochimiques différentes ont été utilisées: l'anode BDD et la cathode en acier inoxydable, les plus utilisées dans les études d'OA, et l'anode BDD et la cathode en feutre de carbone, les mêmes utilisées dans les tests EF. Les résultats, présentés sur la figure 4.12, montrent que, pour des densités de courant appliquées de 50 et 100 A m^{-2},

le processus d'OA présente des performances moins bonnes que celle d'EF, avec des éliminations de DCO plus faibles et des consommations d'énergie spécifiques plus élevées. Cependant, à 200 A m^{-2}, l'élimination de la DCO dans l'OA était supérieure à celle obtenue dans le processus d'EF et la consommation d'énergie spécifique était plus faible. Dans le procédé d'OA, l'oxydation des polluants peut se produire à la surface des électrodes, par la médiation des radicaux hydroxyles formés en continu pendant la décharge de l'eau, et sur la majeure partie de la solution, par d'autres oxydants électrogénés puissants, tels que le chlore actif, le persulfate, etc. [23] .

À de faibles densités de courant appliqué, la formation d'espèces actives oxydées pouvant favoriser l'oxydation des polluants dans la majeure partie de la solution est faible et, par conséquent, l'oxydation des polluants se produit principalement à la surface de l'anode, par médiation des radicaux hydroxyles, dans des conditions oxydatives faibles, car les polluants sont en excès par rapport aux radicaux hydroxyles disponibles. Avec l'augmentation de la densité de courant appliquée, la formation de radicaux hydroxyles et d'autres espèces actives oxydées est améliorée, favorisant une oxydation efficace des polluants à la surface de l'anode et dans la majeure partie de la solution.

En ce qui concerne l'influence du matériau de la cathode sur les performances de l'OA (Figure 4.12, c) et d)), les résultats montrent que, lorsque la cathode en feutre de carbone était utilisée, le taux d'élimination de la DCO était légèrement inférieur et la consommation d'énergie spécifique était plus élevée, indiquant que cette configuration de cellule n'a pas profité du processus d'OA.

Conformément aux résultats obtenus dans les études EF et OA, les processus combinés EC et EF se sont révélés être la solution la plus économique pour traiter le concentré d'osmose inverse des décharges sanitaires, car il permettait d'éliminer la charge organique, tout en maintenant une consommation d'énergie faible.

4.3.2.3. Essais toxicologiques

Afin d'évaluer l'influence des processus électrochimiques sur la toxicité aiguë de l'échantillon COI étudié, des tests d'écotoxicité vis-à-vis de D. magna ont été réalisés. Étant donné que les absorptions de DCO les plus élevées ont été obtenues lorsque les dosages EF et OA ont été effectués à 100 et 200 A m^{-2}, seuls les échantillons finaux obtenus en utilisant ces densités de courant appliquées ont été évalués. Les résultats sont présentés dans le tableau 4.6.

Compte tenu de la toxicité de l'échantillon COI initial, présenté dans le tableau 4.4, avec une CE50 de 1,63% (61,3 UT), on constate qu'après le traitement électrochimique la toxicité a été réduite, pour toutes les conditions expérimentales évaluées, bien que les échantillons traités étaient encore très toxiques, selon la classification de toxicité basée sur les unités toxiques (UT) rapportée par Pablos et al. [29]. On peut également observer que les réductions de toxicité les plus élevées ont été obtenues dans les tests EF effectués avec la plus faible concentration en fer. L'élimination de la toxicité augmente avec la densité de courant appliquée, ce qui peut être dû à l'élimination élevée de la DCO. Cependant, pour les tests OA effectués à 200 A m^{-2}, dont l'élimination de la DCO présentait les valeurs les plus élevées, la diminution de la toxicité n'était pas la plus élevée. Ce résultat peut être la conséquence de la formation de composés organochlorés au cours du traitement OA, comme déjà rapporté dans la littérature [8].

4.4. Conclusion

Les effets inhibiteurs de l'ammonium sur la biodégradation ont été observés pour la première fois dans un site d'enfouissement à grande échelle. Les données sur les lixiviats (niveaux élevés de DCO et de DBO_5) appuient cette hypothèse. Comme principales raisons des niveaux élevés d'ammonium (jusqu'à 15 000 mg de NH4 – N / l) observés dans le lixiviat, la recirculation du concentré provenant d'un traitement par osmose inverse ou la recirculation directe du lixiviat (sans prétraitement) sont présumées. De plus, le climat aride du site et les faibles niveaux d'infiltration d'eau de pluie dans le site d'enfouissement facilitent les niveaux élevés de polluants dans le lixiviat car les effets de dilution sont mineurs.

En effet, une investigation d’une nouvelle méthode traitement du COI est étudiée. Les résultats de cette étude indiquent que les procédés combinés, l'électrocoagulation suivie de l'électro-fenton, peuvent être utilisés pour éliminer la charge organique récalcitrante des concentrés de lixiviats de décharges sanitaires et pour diminuer leur toxicité.

Chapitre 5 : Estimation de la génération et de l'émission des biogaz dans la décharge de Gabés

5.1. Introduction

Le biogaz des décharges constitue un effluent dangereux en raison de son explosivité et toxcité s'il est libéré dans l'atmosphère sans contrôle. Le dimensionnement et la conception des installations de captage et / ou de traitement des biogaz passe nécessairement par une estimation des quantités potentiellment produites par les décharges. Cet objectif est atteint à travers la simulation de la génération et de l'émission par des modèles mathématiques.

La modélisation est une technique permettant d'estimer la production de biogaz et les émissions potentielles d'un site d'enfouissement. Un modèle fiable peut être utilisé pour évaluer la stabilité des déchets organiques et minimiser ou éliminer les ressources nécessaires à la surveillance d'une décharge après la fermeture. Des progrès ont été accomplis de telle sorte que les propriétaires et les exploitants de décharges peuvent utiliser des modèles de production de biogaz pour prévoir les tendances de la production après la fermeture. Les modèles de production de biogaz de décharge varient en complexité pour incorporer différentes variables connues pour influencer la production de méthane (Karanjekar et al., 2015; Kim & Townsend, 2012). Bien que les options complexes de modélisation de biogaz présentent des avantages, l'inclusion de variables supplémentaires dans un modèle augmente

la complexité et l'ajustement des données de collecte de biogaz. L'application d'un modèle simple de génération de biogaz avec des paramètres d'entrée contrôlés ou liés, peut être utilisée pour évaluer plus précisément les effets des procédures opérationnelles des décharges sur la production de biogaz et sur la décomposition des déchets.

5.2. Matériel et méthodes

5.2.1. Simulation de la production du biogaz

La production de biogaz en conditions d'enfouissement est régie par un grand nombre de paramètres, principalement, le pH, le potentiel redox EH, la teneur en eau, la teneur en MO, la disponibilité des nutriments, la présence d'inhibiteurs et la température (Barlaz, 1996 ; El-Fadel et al., 1997).

La vitesse de production et la composition de biogaz est fortement dépendante de la composition des déchets enfouis notamment leur teneur en cellulose, protéine et lipides, principales sources de carbone dans les déchets ménagers (Reinhart et Townsen, 1998; Williams, 1998). La dégradation de composés organiques facilement biodégradables comme ceux contenus dans les fermentescibles (putrescibles, déchets verts, sucres…) aboutit à une production rapide de biogaz qui sera maintenue par la dégradation de composés plus difficilement biodégradables (papier, carton, bois…). En effet, une variété importante de composés organiques (sucres simples, cellulose, lignine, protéines…) constitue dans des proportions variables la part biodégradable des déchets. Barlaz (1996) a montré que la cellulose dans les déchets ménagers est majoritaire avec des taux compris entre 40 et 50% alors que les taux de protéines sont assez faibles.

Les quantités de biogaz produites sont habituellement calculées par des modèles empiriques basées sur des expressions chimiques. La plupart de ces modèles (LandGEM (US EPA, 2005) :, IPCC (IPCC, 1996),…) se basent sur la quantité de déchets, les fractions de déchets, et sur l'âge de l'enfouissement.

Ces modèles sont utiles à utiliser (Ehrig, 1991 ; Vavilin et al., 2000 ; Gachet, 2005):

- lors de la phase de conception d'une décharge pour pouvoir dimensionner le système de collecte du biogaz.
- au cours de l'exploitation de la décharge dans le but de la valorisation du biogaz et la prévision des émissions des gaz à effet de serre.

5.2.2. Présentation du modèle LandGEM

L'agence de protection de l'environnement (EPA) des États-Unis a mis au point le modèle des émission de gaz de site d'enfouissement des déchets (LandGEM) pour répertorier les

émissions des sites d'enfouissement et aider l'industrie à réaliser des projets de récupération d'énergie (US EPA, 2005).

Le modèle LandGEM est développé sur la base d'une équation du taux de décomposition du premier ordre (équation 1), donnée ci-dessous en utilisant le potentiel de génération de gaz de décharge et la quantité de déchets déposée (Zairi et al., 2014). Ce modèle est couramment utilisé dans la pratique pour prédire la production de gaz à partir de déchets enfouis.

Ce modèle contient deux types de paramètres par défaut correspondant aux deux conditions suivantes :

- CAA (Clean Air Act) : basé sur des paramètres par défaut dérivés des exigences fédérales relatives aux émissions des sites d'enfouissement des déchets solides ménagères définies par la loi sur la qualité de l'air. De manière appropriée, cet ensemble de paramètres par défaut aboutit à des projections des émissions conservatives qui servent à contrôler les régulations d'une décharge.
- Inventaires: reposent sur les facteurs d'émission utilisés dans le document «Compilation of Air Pollutant Emission Factors» (AP-42) de l'EPA. Cet ensemble d'hypothèses est moins prudent et peut être utilisé pour projeter les taux d'émissions moyens.

Les paramètres par défaut correspondant à ces deux conditions sont utiles pour l'estimation des résultats d'émissions lorsque les données de test spécifiques au site étudié sont absentes.

Le logiciel LandGEM utilise les entrées suivantes (US EPA, 2005) :

- Nom de la décharge ;
- Date d'ouverture de la décharge ;
- L'année courante ou éventuellement l'année pour laquelle les informations sont disponibles ;
- Date de fermeture de la décharge (Si cette information est inconnue, le modèle peut évaluer ce terme en utilisant la capacité de la décharge) ;
- Capacité et type de la décharge;
- Quantité de déchets à enfouir (t/an);
- La constante de vitesse de dégradation "k";
- la capacité potentielle de biogaz"L0";
- Concentration des NMOC (Non Methane Organic Compounds) ;
- Pourcentage de CH_4 dans le biogaz (%/vol.) ;

La version de LandGEM appliquée dans cette étude se base sur l'équation (1) suivante :

$$Q_{LFG} = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=0.1}^{1} k \times L_0 \times (Mi/10) \times e^{-k.t_{ij}} \quad (1)$$

Où:

Q_{LFG} : taux de production estimé de biogaz de décharge [Nm³ / an]

i : incrément de temps d'un an

n : (année du calcul) - (année initiale d'acceptation des déchets) [année]

j : incrément de temps de 0,1 ans

k : La constante de vitesse de dégradation [1 / an]

Lo : la capacité potentielle de biogaz[Nm³ / Mg de déchets]

Mi : masse de déchets déposé au cours de l'i^{ème} année [Mg]

Tij : âge de la j^{ème} section de la masse de déchets Mi éliminée au cours de l'i^{ème} année [décimales]

Cette version de LandGEM, a été utilisée par plusieurs auteurs (Fallahizadeh et al., 2019; Mantell, 2016; Plocoste et al., 2016; Sun et al., 2019; Tansel & Inanloo, 2019; Zairi et al., 2014),pour simuler la production du CH_4 sur une base mensuelle, par opposition à l'équivalent d'une année utilisée dans le modèle LandGEM classique, et intègrent également pour rendre compte de l'efficacité de la collecte. La prévision mensuelle des débits de CH_4 est propice à une comparaison directe avec les données de surveillance des décharges. Le Q_{LFG} prédit avec léquation 1 peut être modifié à la production totale de gaz en prenant en compte la contribution en pourcentage de CH_4 et en supposant que le restant lors de la biodégradation anaérobie correspond au CO_2.

De nombreux facteurs sont connus d'avoir un effet sur le taux de génération de méthane. Le taux de décomposition de premier ordre peut être influencé par la teneur en humidité, la composition des déchets et des liquides recirculés, la densité des déchets, la profondeur des déchets, le pH, l'efficacité de collecte du gaz et d'autres conditions environnementales (Amini et al., 2012). Les interactions spécifiques entre toutes ces facteurs sont difficiles à calculer ou à modéliser, mais des relations générales entre des facteurs choisis ont été explorées (Bareither et al., 2012)

5.2.2.1. La constante de vitesse de dégradation k

La constante de vitesse de dégradation , k, décrit le taux de génération de CH_4 par masse de déchets enfouis dans la décharge. Plus la valeur de k est élevé, plus le taux de génération de

méthane augmente rapidement puis décroît avec le temps. La valeur de k dépend principalement de facteurs suivants (US EPA, 2005; Fallahizadeh et al., 2019):

- Disponibilité des éléments nutritifs pour les microorganismes qui décomposent les déchets pour former le CO_2 et CH_4,
- Teneur en humidité de déchets enfouis,
- le pH de la masse de déchets,
- Température de la masse de déchets.

Le tableau 5.1 donne les cinq valeurs de k utilisées par LandGEM. Les décharges pour zones arides sont situées dans des zones recevant moins de 200 m^3de pluie par an. La valeur k (0.02) par défaut est la valeur donnée pour l'option de décharges conventionnelles de la CAA (US EPA, 2005).

5.2.2.2.La capacité de production potentielle de CH4, Lo

La capacité de production potentielle de CH_4, Lo, décrit généralement la quantité totale de CH4 pouvant être finalement produite par la masse de déchets et est principalement liée au type et à la composition des déchets mis en décharge, ainsi que les précipitations annuelles.

La valeur de Lo varie très probablement entre les décharges et même dans une décharge donnée.

Les valeurs rapportées dans la littérature varie considérablement, allant de 6.2 à 270 m3-CH_4 / Mg-déchets en fonction de la composition du flux de déchets (US EPA, 2005, 2008; Mantell, 2016).

Si aucune valeur Lo spécifiée par l'utilisateur n'est entrée dans LandGEM (tableau 5.2), une valeur par défaut est utilisée pour Lo (Lo = 170 m3 / Mg de déchets) pour l'option de décharges conventionnelles de la CAA (US EPA, 2005).

Afin d'évaluer le potentiel de production de gaz de décharge (L_0), nous évaluons dans cette étude, tout d'abord la teneur en carbone organique dégradable (COD) des déchets enfouis (voir le tableau 16), puis les entrer dans l'équation. (2) (Thompson et al., 2009; Zairi et al., 2014) :

$$L_0 = \frac{22.4}{12} \times LGCF \times DOC \times DOC_f \qquad (2)$$

Où:

L0: capacité potentielle de production de biogaz[Nm3 / Mg]

LGCF : Facteur de correction des biogaz(LGCF = 1 pour les décharges sanitaires, utilisé dans cette étude)

COD : Carbone organique dégradable [kg C / Mg de déchets];

CODf : est la fraction de COD assimilée (par défaut = 0,50 ; 0,60 est utilisé dans cette étude car la plupart des matières organiques sont facilement dégradables) (IPCC, 2006).

Pour estimer la teneur en carbone organique dégradable (COD) dans les déchets enfouis, les données fournies par Kost, (2001) sont utilisées et ont été insérées dans l'équation 3 Des données sur la teneur en eau et en carbone de différentes fractions de déchets, à savoir le carton et le papier (c), les textiles (t), les déchets de jardin et déchets organiques (o) et les déchets fins (f) ont été utilisées pour calculer la teneur en COD.

$$COD = m_c \times (1 - w_c)C_c + 0.5 \times m_t \times (1 - w_t)C_t + m_o \times (1 - w_o)C_o + m_f \times (1 - w_f)C_f \quad (3)$$

Où:

mc, mt, mo, mf : fractions de déchets enfouis, constitués de carton et papier c, textiles t, déchets organiques o et de déchets fins f [kg / kg de déchets humides]

w_c, w_t, w_o, w_f : teneurs en eau des cartons et papiers c, textiles t, déchets organiques o et déchets fins f [kg H2O / kg de matière humide]

C_c, C_t, C_o, C_f : teneur en carbone du carton et papier c, des textiles t, des déchets organiques o et des déchets fins f [g C / kg de matière sèche]

COD : contenu en carbone organique dégradable des déchets enfouis [en g / kg de déchets humides]

5.2.2.3. Concentration en composés organique non méthanique (NMOC)

Ces composés résultent des réactions entre certaines substances chimiques présentes dans les déchets, qui dépendent souvent de la composition des déchets dans les décharges et du taux de décomposition.

La concentration par défaut de NMOC pour la CAA est de 4000 ppmv. Pour l'inventaire, en cas de mise en décharge de déchets dangereux, la concentration par défaut de NMOC est égale à 2400 ppmv et elle est de 600 ppmv quand la Co-élimination n'a pas été produite (US EPA, 2005).

5.2.2.4. Efficacité de la collecte de gaz

L'efficacité de la collecte des gaz a été intégrée à LandGEM afin de tenir compte du fait que tous les gaz de décharge générés lors de la biodégradation anaérobie ne seront pas collectés dans les Systèmes de captage de Gaz (SCG). L'efficacité des SCGs dépend de nombreux

facteurs, notamment la conception et le fonctionnement des SCGs, de l'environnement ou du climat environnant, de la composition, de l'épaisseur et de l'intégrité de la couverture de la décharge (Amini et al., 2013; Spokas, 2006). La fraction de biogazqui n'est pas collectée par les SCGs peut se déplacer dans le sol de la décharge où le méthane peut être partiellement oxydé ou s'échapper par des voies préférentielles à l'intérieur de la décharge (p. Ex. Imperfections de la couverture, fuites de SCGs, système de collecte du lixiviat, etc.). Une quantité du biogaz peut être également dissoute dans les lixiviats et échappe ainsi au système de captage.

Diverses méthodes et séries de valeurs permettant d'estimer l'efficacité de la collecte de gaz dans des décharges à grande échelle ont été évaluées (Amini & Reinhart, 2011; Amini et al., 2013; SCS Engineers, 2008; Spokas, 2006). Cependant, mesurer avec précision la fraction de biogaznon collectée via les SCGs est difficile et coûteux (Abichou et al., 2011a,b). Plusieurs études ont montré que la valeur par défaut de l'EPA des États-Unis de l'efficacité de collecte (75%), était conservatrice et sous-estimait l'efficacité d'une SCG. Une limite supérieure α = 90-99% a été recommandée pour les décharges contenant des couches de géomembrane (Spokas, 2006). Des recommandations supplémentaires ont été élaborées pour prendre en compte des facteurs tels que les conditions de fonctionnement, la SCG et les systèmes de couverture (Amini et al., 2013; EPA, 2008; Spokas, 2006).

5.2.3. Quantification de flux des émissions de biogaz

5.2.3.1. Programme de mesures

Afin de fixer le programme des mesures, les données de précipitation sur 24 ans (1991-2015) sont utilisées pour désigner le mois le plus humide (Janvier) et le mois le plus sec (Juillet) à Gabés. Les mesures des flux de biogaz ont été réalisées pendant ces deux mois afin d'évaluer l'influence de changement de saison. Elles ont été effectuées au cours de deux semaines consécutives (pour éviter les fluctuations importantes des conditions météorologiques) entre 8h et 12h du matin pour minimiser l'effet de la variation journalière des conditions météorologique (température, pression atmosphérique, humidité).

5.2.3.2. Maillage et horaire des mesures:

Le choix du maillage à respecter est une étape très importante afin d'avoir des échantillons représentatifs de la totalité de la surface selon un protocole précis .

Les mesures de concentration de biogaz ont été réalisées dans 46 emplacements, selon un maillage irrégulier (10 à 30 m)

.

5.2.3.3. Matériel de mesure des émissions de biogaz

Une évaluation de la gestion de biogaz produit dans la décharge contrôlée de Gabés, les quantités de CH_4 et de CO_2 émisent à travers la couverture de la décharge

5.2.3.4.Détermination du flux de biogaz

Le flux de biogaz a été calculé à partir de concentration mesurées (C en ppm) en fonction du temps écoulé

5.2.4. Choix des paramètres de simulation:

Les entrées utilisées lors de l'application du modèle LandGemà la décharge de Gabés sont :

- Pour le taux de production de CH_4 (k), une valeur de 0,05 a été utilisée, bien que pour les décharges situées dans des climats arides, une valeur de 0,02 soit recommandée selon l'USEPA, (2004). Le choix d'une constante de taux de dégradation plus élevée a été fondé sur le fait que les déchets enfouis contiennent principalement des matières organiques facilement dégradables et que le lixiviat a été remis en circulation, ce qui a maintenu une teneur en humidité des déchets plus élevée que celle attendue sous des climats arides.
- Afin d'évaluer la capacité de production potentielle de CH_4 (L0), le contenu en carbone organique dégradable (COD) des déchets de la décharge est d'abord estimé (tableau 5.1) :
- Pour le NMOC, pour le cas de la décharge de Gabés, caractérisée par la co-élimination de déchets dangereux, on a pris 2400 ppmv comme valeur par défaut.

5.2.5. Résultats de simulation

La composition des lixiviats, en particulier les niveaux extrêmement élevés de DCO ainsi que le rapport relativement élevé DBO/DCO supérieur à 0,4, corroborent l'hypothèse selon laquelle la dégradation des déchets organiques est inhibée par des niveaux élevés d'ammonium. Afin de confirmer cette hypothèse, la production de biobiogaz sur le site a été étudiée et comparée au taux de génération attendu à l'aide du modèle LandGEM.

La collecte et le torchage de biogaz à la décharge de Gabés ont commencé depuis 2013. Ainsi, les données de biogaz disponibles correspondent aux années 2013,2014, 2015, 2016, 2017, 2018 et 2019.

De plus, la composition du biogaz, par rapport au rapport CO2 /CH4, a été analysée dans certains puits de biogaz. À cet effet, les puits de biogaz situés dans la zone de recirculation des lixiviats / concentrés (puits 13 et 14) et les puits (puits 2 et 4) situés dans les zones où aucune recirculation des lixiviats n'a été pratiquée (la figure 27).

La comparaison entre la quantité extraite de biogaz et la quantité attendue par simulation avec le modèle LandGEM est présentée dans la figure 5.2. Elle indique clairement que la quantité extraite de biogaz est bien inférieure au taux de production de biogaz simulés.
La quantité de biogaz extraite ne représente qu'environ 14% de la quantité simulée par lemodèle. La production de biogaz la plus élevée est pour l'année 2017 (fermeture de la décharge), avec un volume total de près de 4 millions Nm^3 / an, alors que la quantité maximale extraite est pour l'année 2016, avec une quantité d'environ 640 000 Nm^3 an. La différence entre la production de biogaz observée et prévue pourrait résulter d'une collecte de gaz incomplète ou du fait que la production de biogaz est partiellement inhibée sur le site. La première hypothèse peut être exclue car les mesures avec la chambre statique à la surface de la décharge en 2017, effectuées à plus de 30 points, ont montré des niveaux insignifiants d'émissions de méthane à la surface de la décharge (la plupart des points ont montré des niveaux d'émission inférieurs à 10 g CH_4/m^2/jour), qui résulte de l'installation d'une doublure en plastique étanche à l'air (soudée) au sommet de la décharge.

5.2.6. Evaluation du rapport du CO2/CH4 dans différents puits de biogaz

Les données de composition du biogaz (évaluées pour certains puits) indiquent que, dans les zones d'enfouissement sans recirculation des lixiviats (puits 2 et 4), le rapport entre le CO_2 et le CH_4 est généralement constant et varie entre 0,6 et 0,8, ce qui signifie que les concentrations de méthane dans ces puits sont beaucoup plus importantes que la teneur en dioxyde de carbone (voir les points de données bleue / marron de la figure 5.3). Typiquement, des concentrations de CO_2 de 35% en volume correspondent à une teneur volumétrique en CH_4 de 55% dansces puits.

Les puits de gaz (puits 12 et 13) situés dans la zone, où le lixiviat / concentré est recirculé, présentent un rapport différent important entre le CO_2 et le CH_4. LaLa variation du rapport est beaucoup plus prononcée (allant de 0,6 à 1,4) et la teneur relative en dioxyde de carbone est beaucoup plus élevée (voir les points de données jaune / violet de la figure 5.3). En moyenne, le dioxyde de carbone et le méthane sont présents à la même concentration dans ces deux puits. Le glissement vers un CO_2 plus élevé et une concentration de CH_4 plus faible dans les biogaz dans les zones à recirculation de lixiviat par rapport aux zones sans recirculation peut à nouveau être interprété comme une indication d'une certaine inhibition des bactéries méthanogènes.

Dans l'ensemble, les données sur les biogaz observés sur le site soutiennent l'hypothèse que la biodégradation et, en particulier, les bactéries méthanogènes sont entravées par des niveaux élevés d'ammonium. Il a été constaté que des quantités significativement plus faibles de biogaz sont générées par rapport aux résultats du modèle de biogaz (qui ne peut pas tenir compte des effets inhibiteurs) et qu'un changement vers une teneur plus faible en méthane et une teneur plus élevée en dioxyde de carbone s'est produit dans les zones où la recirculation du lixiviat est pratiquée.

5.2.7. Variabilité spatiale et temporelle des émissions de CH4 et de CO2

Les mesures des émissions montrent une grande variabilité spatiale des concentrations et des flux de CH_4 et de CO_2. Cette variabilité est due à l'hétérogénéité de la composition, de l'âge, et de l'épaisseur des déchets enfouis d'un point à un autre, ainsi qu'à la variation de l'épaisseur de la couverture finale.

En outre, au niveau des surfaces pentées on a enregistré des valeurs d'émission de CH_4 plus élevées par rapport aux surfaces plates. Ceci est à cause de la pluie qui érode les surfaces en pentes plus que les surfaces plates et à la façon dont les déchets sont placés dans les sites d'enfouissement.

Les déchets sont déposés et compactés en couches horizontales, puis ils sont couverts quotidiennement par une couche en terre. Cette technique induit à la migration du gaz latéralement plus qu'à la verticale, d'où l'explication de l'enregistrement des valeurs élevées d'émission de CH_4 et de CO_2 aux alentours de la limite du casier.

Dans la décharge de Gabes, la majorité des fuites ponctuelles mesurées se concentrent au niveau des zones d'ancrage situées en haut et en bas de talus. Ceux-ci peuvent être attribués au poinçonnement de la géomembrane et aux variations de l'épaisseur de la couche supérieure de la couverture finale.

Généralement plus la couverture des déchets est épaisse, plus le flux d'émissions de biogaz est moins important et dominé par les fuites ponctuelles. Cette épaisseur importante de la couverture favorise également l'oxydation du biogaz et les teneurs en CH4 se trouvent par conséquent plus faibles. Le flux est plus élevé mais plus uniforme si la couverture est plus

5.3. Conclusion

La comparaison entre les taux de production de biogaz prévus et mesuré ainsi que la qualité réduite des biogaz (augmentation du CO2 et de diminution de la concentration de CH4) observées s'accordent avec les effets inhibiteurs attendus de l'ammonium sur la dégradation

anaérobie. Les effets inhibiteurs observés sont plus prononcés pour la composition des lixiviats que pour la production de gaz d'enfouissement, ce qui peut s'expliquer par le flux préférentiel de lixiviat à travers les décharges. Cette dernière entraîne un contournement de la majeure partie du volume de déchets, ce qui signifie que les concentrations élevées de polluants observées dans le lixiviat ne sont pas représentatives de la masse totale de déchets (Fellner et al., 2009).

Les variations spatiales des émissions des sites d'enfouissement sont difficiles à quantifier en raison de l'hétérogénéité des déchets et des caractéristiques de couverture du sol. Il est donc difficile de généraliser les émissions des chambres à flux vers l'ensemble de la surface d'enfouissement couverte.

Conclusion générale

Afin de réduire considérablement la charge de pollution organique du lixiviats, une infiltration d'eau «douce» (ou au moins d'eau sans ammonium) dans la décharge serait nécessaire afin de réduire le niveau d'ammonium pour que les bactéries méthanogènes ne soient plus inhibées. Cela permettrait la dégradation microbienne de la DBO et de la DCO dans le lixiviat en LFG. De plus, il est recommandé de mettre fin à la recirculation des lixiviats sur le site ou de ne la pratiquer que si l'ammonium présent dans le lixiviat est préalablement converti en nitrate afin d'éviter une accumulation d'ammonium dans le lixiviat de décharge..

Lors de l'évaluation des effets de différents paramètres de fonctionnement sur l'efficacité de l'élimination de la DCO, les conditions expérimentales optimales du prétraitement d'EC et du procédé d'EF ultérieur ont été évaluées : 2 h d'EC à une intensité de courant de 2 A et à un pH initial égale à 7, sans agitation, suivies de 8 h d'EF à une densité de courant de 100 A m^{-2} et avec une concentration initiale de fer dissous de 60 mg L-1. Dans ces conditions optimales, une élimination de la DCO de 7,3 g L-1 a été réalisée, ainsi qu'une diminution de 69 % de la

toxicité aiguë envers D. magna, avec une consommation d'énergie spécifique de 10,6 W h (g $DCO_{éliminée}$)$^{-1}$.

Ainsi, ce procédé combiné peut être utilisé pour traiter les concentrés d'osmose inverse provenant des lixiviats des décharges sanitaires, ce qui donne un effluent traité avec une faible teneur en composés organiques et inorganiques récalcitrants, mais avec une charge organique et une toxicité importantes, qui peut être envoyé vers des traitements ultérieurs dans les stations d'épuration des eaux urbaines.

Ainsi, ce procédé combiné peut être utilisé pour traiter les concentrés d'osmose inverse provenant des lixiviats des décharges sanitaires, ce qui donne un effluent traité avec une faible teneur en composés organiques et inorganiques récalcitrants, mais avec une charge organique et une toxicité importantes, qui peut être envoyé vers des traitements ultérieurs dans les stations d'épuration des eaux urbaines.

Le flux de biogaz calculé, montre que les émissions de CO2 mesurée étaient plus importantes que le CH4, ce qui correspond aux autres résultats trouvés dans la littérature dans des conditions d’enfouissement similaires.