

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Structure de Recherche : Laboratoire d'Energie Solaire et d'Environnement

Discipline : Physique

Spécialité : Energétique, Energies renouvelables et Environnement

Présentée et soutenue le 13/05/2023 par :

Asmae OURHEDJA

Optimisation des techniques de traitement et d'élimination des déchets solides municipaux par simulation. Application à la valorisation du biogaz et des lixiviats de la ville de Fès.

JURY

Mohammed ABD-LAFDIL	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat.	(Président)
Mohamed GAROUM	PES, Université Mohammed V, Ecole Normale Supérieure - Rabat.	(Examineur/Rapporteur)
Abdellah MECHAQRANE	PES, Université Sidi Mohammed Ben Abdellah, Faculté des Sciences et Techniques - Fès.	(Examineur/Rapporteur)
Mourad EL BAZ	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat.	(Examineur/Rapporteur)
Mohammed Najib BARGACH	PES, Expert, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat.	(Co-directeur de thèse)
Rachid TADILI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat.	(Directeur de thèse)

Année Universitaire : 2022 – 2023

Dédicaces

À mes très chers parents, source de vie, d'amour et d'affection.

À mon cher mari Saâd, source de bonheur et d'énergie.

À mon fils Yanis, source de joie et ma raison de vivre.

À mes chers frères, source de soutien et d'appui.

À tous les membres de ma famille.

À tous mes amis.

À vous chers lecteurs.

Remerciements

Au terme de ce travail, qui a été réalisé au sein du Laboratoire d'Énergie Solaire et d'Environnement de la Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat, je commence par remercier Dieu le tout puissant de m'avoir donné la volonté, la force et le courage pendant ces longues années d'étude pour réaliser mon objectif.

Je tiens d'abord à exprimer ma profonde gratitude et mes remerciements les plus sincères à mon directeur de thèse Monsieur **Rachid TADILI**, PES à la Faculté des Sciences de Rabat, pour l'accueil qu'il m'a réservé dans la structure de recherche LESE, pour sa confiance, sa patience, son soutien inconditionnel ainsi que ses qualités scientifiques et humaines dont il a fait preuve tout au long de ce travail.

Le cheminement de ce travail arrive aujourd'hui à son terme grâce à mon co-directeur de thèse Monsieur **Mohammed Najib BARGACH**, PES à la Faculté des Sciences de Rabat et membre de la structure de recherche LESE. Je lui exprime mes sincères remerciements pour la pertinence de ses conseils méthodologiques, sa disponibilité, sa rigueur scientifique, et l'efficacité dont il a su orienter ce travail. Qu'il trouve ici l'expression de l'estime et du respect que j'éprouve pour lui ainsi que ma profonde reconnaissance pour tout ce qu'il a fait pour l'aboutissement de ce travail.

Monsieur **Mohammed ABD-LAFDIL**, PES à la Faculté des Sciences de Rabat, m'a fait l'honneur de bien vouloir présider le jury de soutenance de ma thèse. Je le prie d'accepter le témoignage de mes remerciements les plus sincères.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements à Monsieur le Professeur **Mohamed GUAROUM**, PES, Directeur de l'École Normale Supérieure de l'Université Mohammed V de Rabat, pour l'honneur qu'il m'a accordé en acceptant de juger mon travail, et pour ses remarques et suggestions qui ne peuvent que l'enrichir davantage.

Je tiens également à exprimer mes sincères remerciements et ma profonde gratitude à Monsieur **Abdellah MECHAQRANE**, PES à la Faculté des Sciences et Techniques, Université Sidi Mohammed Ben Abdallah à Fès, pour sa précieuse participation au jugement de ce travail, pour son appui et sa collaboration scientifiques, et pour la qualité des conseils qu'il n'a cessé de me prodiguer au cours de la réalisation de ce travail.

J'adresse mes vifs remerciements accompagnés d'une pensée particulière à Monsieur **Mourad EL BAZ**, PES à la Faculté des Sciences de Rabat, pour avoir spontanément accepté de participer au jugement de ce travail et pour son soutien scientifique qui m'a beaucoup aidé à le réaliser.

Mes remerciements s'adressent également à Messieurs Mohammed **Nabil BENKIRANE** et **Mohcine Tazi** Responsables de la Société ECOMED GESTION DES DECHET, et du Centre d'Enfouissement Technique de la ville de Fès pour leur encouragement et soutien.

A mes collègues et amis de l'Université Mohammed V - Agdal, je pense particulièrement à tous les membres de notre Laboratoire LESE pour qui j'exprime ma gratitude pour leur soutien qui a beaucoup contribué à la réalisation du présent travail.

Mes remerciements s'adressent également au responsable du Laboratoire de Biotechnologie de la Faculté des Sciences Dhar El Mahraz de Fès, pour l'accueil et l'aide qu'ils m'ont accordés lors des analyses des échantillons prélevés sur les lixiviats de la décharge.

Enfin, que toutes les personnes qui, de près ou de loin, d'une façon ou d'une autre, ont apporté une pierre, petite ou grande à la réalisation de cette thèse, puissent trouver à travers ces lignes l'expression de mes remerciements les plus sincères.

ملخص:

نستخدم في هذه الدراسة نتائج توصيف النفايات البلدية الصلبة التي جُمعت لمدة 6 سنوات في المحطة الخاضعة للمراقبة لتفريغ النفايات بمدينة فاس، لتقدير حجم الغاز الحيوي الناتج عن التحلل الحيوي للنفايات باستعمال نموذجين لبرمجة الحاسوب. تم استخدام هذا التقدير، التي تُظهر نتائجها توافقا جيدا مع القياسات، لتحديد عدد المولدات الكهرو-حرارية التي يمكن استعمالها لتحسين تقييم طاقة الغاز الحيوي الناتج عن موقع النفايات، كما تم تقديم نتائج احتساب تخفيض انبعاثات ثاني أكسيد الكربون وكذلك كميات المادة السائلة الناتجة المتسربة من محطة التفريغ لاختيار الوضع المحتمل للعلاج المناسب.

واستناداً إلى البيانات المتعلقة بالخصائص المناخية للمناطق المغربية، وتطور حجم وكتلة النفايات الصلبة المدفونة خلال عدة سنوات، وباستعمال نموذج الحاسوب، قمنا بتقييم قدرة توليد الغاز الحيوي من مواقع تصريف النفايات الخاضعة للرقابة التي يمكن إنشاؤها في كل منطقة مغربية، كما تم استخدام العديد من السيناريوهات المفترضة حول المادة العضوية المكونة للنفايات المنزلية الصلبة والمماثلة لاحتساب تخفيض انبعاثات ثاني أكسيد الكربون الناتجة، بالإضافة إلى تقدير عدد الأجهزة الكهرو-حرارية التي يمكن استعمالها لتوليد الطاقة الكهربائية من الغاز الحيوي، مع مراعاة القدرة الإنتاجية وإجراء حساب لخصومات انبعاثات ثاني أكسيد الكربون لكل منطقة على حدة.

RÉSUMÉ :

Dans ce travail, nous utilisons les résultats de caractérisations des déchets solides municipaux accueillis pendant une période de 6 ans par la décharge contrôlée de Fès, pour estimer par deux modèles mathématiques LandGEM et EPA, le volume du biogaz de la décharge. Les résultats d'estimation qui montrent une bonne concordance avec les mesures sont utilisées pour déterminer le nombre de cogénérateurs à mettre en place pour optimiser la valorisation énergétique du biogaz. Un calcul des réductions des émissions de CO₂ ainsi que les quantités de lixiviat produits par la décharge sont présentés en vue de choisir le mode éventuel de traitement approprié.

En nous basant sur les données relatives aux caractéristiques climatiques des régions marocaines et à l'évolution au cours de plusieurs années de la masse des déchets solides enfouis, nous avons estimé par le modèle mathématique LandGEM, le potentiel de génération du biogaz des décharges contrôlées pouvant être installées dans chaque région marocaine. Plusieurs scénarios sur la composition en matières organiques des déchets ménagers solides et assimilés (DMSA) ont été envisagés. Un calcul des réductions des émissions de CO₂ ainsi que le nombre de cogénérateurs à mettre en place pour la valorisation énergétique du biogaz, en tenant compte de la capacité de production du biogaz de chaque région, ont été effectués.

ABSTRACT:

In this work, we use the results of characterization of the municipal solid waste received for a period of 6 years by the controlled discharge of Fez, to estimate by two mathematical models LandGEM and EPA, the volume of the dumping biogas. The estimation results that show good concordance with the measurements are used to determine the number of co-generators to be set up to optimize the energy valuation of biogas. A calculation of CO₂ emissions reductions as well as the quantities of leachate produced by the discharge are presented to choose the possible mode of appropriate treatment.

Based on the data relating to the climatic characteristics of the Moroccan regions and to the evolution during several years of the mass of buried solid waste, we estimated by the mathematical model LandGEM, the generation of biogas generation of controlled discharges that can be installed in each Moroccan region. Several scenarios on the composition of organic matter of solid and similar household waste (DMSA) have been envisaged. A calculation of CO₂ emissions discounts as well as the number of co-generators to be set up for the energy recovery of biogas, taking into account the production capacity of the biogas of each region, were carried out.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE I : ÉTAT DE L'ART SUR LES TECHNIQUES DE GESTION DES DÉCHETS ET DE VALORISATION DU BIOGAZ.	5
I.1 Introduction	5
I.2 Définition des déchets au Maroc	5
I.2.1 Différents types de déchets	6
I.2.2 Techniques de gestion des déchets	7
I.3 Ratio des déchets solides au Maroc	8
I.4 Valorisation des déchets	10
I.4.1 Différents types de traitement des déchets	11
I.4.1.1 L'incinération des déchets	11
I.4.1.2 Le recyclage des déchets	11
I.4.1.3 L'enfouissement des déchets	11
I.4.2 La production de biogaz et ses composées	12
I.4.2.1 Le biogaz	14
I.4.2.2 Composition du biogaz	14
I.4.2.3 Caractéristiques des principaux composés du biogaz	15
I.4.2.4 Paramètres influençant la production du biogaz.....	18
I.4.3 Caractéristiques de la matière enfouie	18
I.4.3.1 Présence d'oxygène dans les cellules d'enfouissement.....	18
I.4.3.2 Humidité	19
I.4.3.3 Température	19
I.5 Caractérisation des déchets	19
I.6 Les différentes méthodes de caractérisation	20
I.6.1 Les méthodes directes	20
I.6.1.1 La méthode MODECOM	20
I.6.1.2 Le Protocole IBGE	21
I.6.1.3 Le Protocole IEPA	21
I.6.1.4 Le Protocole ARGUS	21
I.6.2 Méthodes indirectes	21
I.7 Procédés de traitement du biogaz	22
I.8 Machines de cogénération	23
I.8.1 Définition de la cogénération	23
I.8.2 Systèmes de cogénération	24
I.8.2.1 La pile à combustible	24
I.8.2.2 Les moteurs à combustion interne	24
I.8.2.3 Les moteurs à combustion externe	24
I.8.2.3.1 Le moteur de Stirling	25
I.8.2.3.2 Le moteur d'Ericsson	25
I.8.2.3.3 Le Cycle de Rankine Organique (ORC)	25
I.8.2.4 Les turbines à vapeur (à condensation ou à contre-pression)	26
I.8.2.4.1 Turbines à contre-pression	26
I.8.2.4.2 Turbines à gaz (TAG)	26
I.9 Systèmes de captation de biogaz et de cogénération	27
I.10 Conclusion	27

CHAPITRE II : MODÉLISATION DE LA PRODUCTION DE BIOGAZ ISSU DE LA DÉGRADATION DES DÉCHETS ENFOUIS Á LA DÉCHARGE DE LA VILLE DE FÈS	29
II.1 Introduction	29
II.2 Modèles d'estimation de la production de biogaz issu des centres de stockage des déchets	29
II.2.1 Le Modèle EPER	30
II.2.2 Le Modèle SWANA	30
II.2.3 Le Modèle TNO	31
II.2.4 Le Modèle multiphase Afvalzorg	32
II.2.5 Le modèle LandGEM	32
II.2.6 Le modèle EPA	33
II.3 Caractérisation des déchets enfouis à la décharge de la ville de Fès	34
II.3.1 Méthodologie de l'étude de caractérisation	37
II.3.1.1 Période de l'étude	39
II.3.1.2 Outillages utilisés	39
II.3.1.3 Zone d'étude	39
II.3.1.4 Collecte	40
II.3.1.5 Echantillonnage	40
II.3.1.6 Matériels et méthodes	41
II.3.2 Résultats des secteurs étudiés	42
II.3.3 Discussions	43
II.3.4 Constitution d'une base de données des masses annuelles des déchets de la ville de Fès	45
II.4 Détermination du taux annuel k de génération du méthane	46
II.4.1 Contexte climatique de la ville de Fès	46
II.4.2 Taux annuel de production de méthane	47
II.4.2.1 Taux annuel k_x de génération du méthane par type x de déchet	47
II.4.2.2 Taux annuel k de production totale de méthane	48
II.4.3 Capacité de production potentielle de méthane L_0	48
II.4.3.1 Carbone organique dégradable total DOC	49
II.4.3.2 Fraction du carbone organique dégradable DOC_f	50
II.4.3.3 Facteur de correction du méthane MCF	50
II.4.3.4 Masse volumique du méthane ρ_{CH_4}	50
II.4.3.5 Fraction volumique du méthane dans le biogaz F	50
II.4.4 Application du modèle LandGEM	51
II.4.5 Application du modèle EPA	53
II.5 Comparaison entre les modèles et le débitmètre	54
II.6 Conclusion	55
CHAPITRE III : VALORISATION ÉNERGÉTIQUE DES DÉCHETS MÉNAGERS SOLIDES ET ASSIMILÉS DE LA VILLE DE FÈS	57
III.1 Introduction	57
III.2 Paramètres de valorisation énergétique du biogaz	58
III.2.1 Technologies de valorisation du biogaz par cogénération	58
III.2.1.1 Gammes de puissance des moteurs de valorisation énergétique du biogaz	59
III.2.1.2 Choix entre un moteur à gaz et une micro-turbine	60
III.2.1.3 Choix en fonction de la valorisation thermique	60
III.2.1.4 Choix en fonction du site	61

2.1.4.1	Centre de stockage ou centre d'enfouissement technique (CET) des déchets	61
III.2.1.4.2	Station d'épuration	62
III.2.2	Paramètres de dimensionnement de l'unité de valorisation énergétique du biogaz	62
III.2.2.1	Valorisation énergétique du biogaz	62
III.2.2.2	Pouvoir énergétique du biogaz produit	63
III.2.2.3	Volume annuel du méthane valorisable	64
III.2.2.4	Capacité énergétique annuelle du méthane	65
III.2.2.4.1	Le méthane récupérable	65
III.2.2.4.2	Le méthane brûlé par torchage	65
III.2.2.4.3	Le méthane valorisable	65
III.3	Dimensionnement de l'unité de valorisation énergétique du biogaz	66
III.3.1	Charge de fonctionnement du moteur	66
III.3.2	Energie électrique annuelle développée par le moteur	66
III.3.2.1	Energie électrique annuelle valorisable	66
III.3.2.2	Débit volumique du méthane consommé par le moteur	67
III.3.3	Optimisation du nombre de moteurs	67
III.3.3.1	Critères de choix de(s) moteur(s)	67
III.3.3.2	Choix de(s) moteur(s)	67
III.4	Station bioélectrique de la décharge ECOMED de Fès	69
III.4.1	Unité de valorisation du biogaz de la station bioélectrique de la décharge de Fès	69
III.4.1.1	Station de soutirage et torchère	70
III.4.1.2	Réseau de collecte du biogaz	71
III.4.2	Biogaz généré par la décharge de Fès	72
III.4.3	Optimisation de la production électrique par valorisation du biogaz de la décharge de Fès	73
III.4.3.1	Valorisation électrique du méthane avec zéro torchage	74
III.4.3.2	Optimisation de la valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès à zéro torchage	77
III.5	Réduction des émissions des gaz à effet de serre (GES)	81
III.5.1	Equivalent en CO ₂ des émissions annuelles des GES de la décharge	82
III.5.2	Emissions annuelles en tonnes d'équivalent CO ₂ du méthane à zéro torchage	82
III.5.3	Emissions annuelles en tonnes d'équivalent CO ₂ du méthane brûlé par torchage	83
III.5.4	Réduction totale en tonnes d'équivalent CO ₂ des émissions du méthane de la décharge de Fès	84
III.5.4.1	Réduction totale par torchage à combustion complète des émissions du méthane	84
III.5.4.2	Réduction par valorisation électrique des émissions du méthane	84
III.5.4.2.1	Equivalent en tonnes de CO ₂ des émissions évitées	84
III.5.4.2.2	Réduction des émissions par utilisation de l'électricité produite par valorisation	85
III.6	Conclusion	86
CHAPITRE IV : SIMULATION DE LA PRODUCTION DU MÉTHANE ISSU DES CENTRES D'ENFOUISSEMENT DES DÉCHETS AU MAROC		87
IV.1	Introduction	87
IV.2	Choix du modèle de calcul des émissions des gaz d'enfouissement au Maroc	87
IV.3	Caractéristiques démographiques de la population marocaine	88
IV.3.1	Répartition régionale de la population marocaine	88

IV.3.1.1	Profils d'accroissement de la population pour les 12 régions marocaines	90
IV.3.1.2	Méthodologie des projections	91
IV.3.1.3	Evolution de la population par région	92
IV.3.2	Production régionale des déchets ménagers solides et assimilés (DMSA) au Maroc	94
IV.3.2.1	Masses annuelles des DMSA	94
IV.3.2.2	Evolution de la production des déchets ménagers par région	97
IV.4	Détermination du taux annuel k de génération du méthane	102
IV.4.1	Contextes climatiques des régions marocaines	102
IV.4.1.1	Bases de données utilisées	103
IV.4.1.2	Evapotranspiration potentielle mensuelle PET_m	104
IV.4.1.3	Evapotranspiration potentielle annuelle PET	105
IV.4.1.4	Cas des climats des villes marocaines	105
IV.4.2	Composition des DMSA	108
IV.4.3	Taux annuel k de production de méthane	108
IV.4.3.1	Calcul de la fraction FR_x des déchets	109
IV.4.3.2	Calcul du taux annuel k_x de génération du méthane par type x de déchet	109
IV.4.3.3	Calcul du taux annuel k de production totale de méthane	110
IV.5	Détermination de la capacité de production du méthane Lo	112
IV.6	Application du modèle LandGEM pour l'estimation de la production potentielle du méthane dans les régions marocaines	115
IV.7	Réduction des émissions des gaz à effet de serre (GES)	116
IV.8	Conclusion	118
CHAPITRE V : CARACTÉRISATION PHYSICOCHIMIQUE DES LIXIVIATS DE LA VILLE DE FÈS		119
V.1	Introduction	119
V.2	Composition des lixiviats	120
V.3	Evaluation de la pollution - Cas des Lixiviats	121
V.3.1	Classification des lixiviats	121
V.3.2	Genèse du Lixiviat	122
V.3.3	Evolution de la composition du lixiviat au cours de la dégradation des déchets ...	123
V.3.4	Impact du lixiviat sur l'environnement	124
V.4	Techniques de Traitement des lixiviats	125
V.4.1	Méthodes Biologiques	125
V.4.1.1	Microfiltration	126
V.4.1.2	Nanofiltration	126
V.4.1.3	Osmose inverse	127
V.4.1.4	Ultrafiltration	127
V.4.2	Procédés physicochimiques	128
V.4.2.1	Adsorption	128
V.4.2.2	Coagulation-Floculation	128
V.5	Echantillonnages et techniques de caractérisation	128
V.5.1	Site de prélèvement de la décharge publique contrôlée de Fès	128
V.5.2	Principales techniques utilisées pour la caractérisation des lixiviats à Fès	130
V.6	Résultats expérimentaux et discussions	130
V.6.1	Evolution dans le temps de la DCO et la DBO_5 du lixiviat brut	131
V.6.2	Evolution au fil du temps du pH de lixiviation	132

V.6.3	Évolution au fil du temps de la conductivité électrique σ du lixiviat	133
V.6.4	Évolution au fil du temps des substances solides en suspension dans le lixiviat	134
V.6.5	Variation dans le temps du phosphore total dans le lixiviat	134
V.6.6	Variation dans le temps de l'ammonium du lixiviat	135
V.6.7	Variation dans le temps des métaux lourds dans le lixiviat	136
V.6.8	Etude comparative entre différents lixiviats	136
V.7	Conclusion	137
CONCLUSION GÉNÉRALE		139
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		143
ANNEXE		151

Liste des Tableaux :

Tableau I.1	Taux de production journalière des déchets (2006).
Tableau I.2	Evolution de la production des déchets au Maroc entre 2005 et 2020.
Tableau I.3	Quantités de déchets produits par région au Maroc en 2014.
Tableau I.4	Composition moyenne du biogaz.
Tableau I.5	Avantages et inconvénients des procédés de purification du méthane.
Tableau I.6	Systèmes de cogénération.
Tableau II.1	Fractions des déchets par catégorie et par secteur.
Tableau II.2	Fractions moyennes des déchets par catégorie pour les trois secteurs réunis.
Tableau II.3	Fractions moyennes en (%) et poids en (kg) de la matière fermentescible des trois secteurs réunis.
Tableau II.4	Plages des valeurs par défaut du taux annuel k de génération du méthane.
Tableau II.5	Taux annuel moyen k_x de génération du méthane par catégorie de déchet pour le climat de type BTS.
Tableau II.6	Plages de valeurs du taux de DOCx pour différents types de déchets.
Tableau II.7	Valeurs retenues pour le taux moyen de carbone organique dégradable DOCx.
Tableau II.8	Débit quotidien moyen mesuré au débitmètre à la décharge de Fès.
Tableau III.1	Gamme de puissances électriques de sortie des moteurs Jenbacher.
Tableau III.2	Gamme de puissances électriques des moteurs Jenbacher de Type 3.
Tableau III.3	Volume annuel du biogaz généré par la décharge de Fès entre 2006 et en 2105.
Tableau III.4	Durées et périodes d'utilisation des 8 moteurs de valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès.
Tableau III.5	Durées optimisées et périodes d'utilisation des moteurs de valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès.
Tableau IV.1	Répartition régionale des villes au Maroc.
Tableau IV.2	Taux des populations en 2014 par région et par catégorie.
Tableau IV.3	Taux de croissance en % des populations en 2014 par région et par catégorie.
Tableau IV.4	Masses des DMSA pour les 12 régions marocaines en 2015, et en 2030.
Tableau IV.5	Masses annuelles des déchets par région en 2015 et 2030 au Maroc.
Tableau IV.6	Coefficients des courbes d'ajustement annuelles des DMSA en fonction du nombre d'habitants (2015 ã 2030)
Tableau IV.7	Coefficients des courbes d'ajustement linéaire des DMSA en fonction des années (2015 ã 2030).
Tableau IV.8	Valeurs mensuelles du coefficient F_f pour les principales villes représentatives des régions marocaines.
Tableau IV.9	Critères de classification des paramètres climatiques TAM, PAM et PET.
Tableau IV.10	Paramètres annuels du contexte climatique régional des 75 villes marocaines.
Tableau IV.11	Types de climats des régions marocaines.
Tableau IV.12	Fractions envisagées de composition des déchets.
Tableau IV.13	Taux annuel moyen k_x de génération de méthane par type de climat et par catégorie
Tableau IV.14	Taux annuel moyen k_{moyen} de génération de méthane par type de climat.
Tableau IV.15	Compositions des déchets correspondant aux valeurs k_{min} , k_{moy} et k_{max} du taux annuel de génération de méthane par type de climat.
Tableau IV.16	Valeurs par défaut du taux moyen de carbone organique dégradable DOCx.
Tableau IV.17	Taux de carbone organique dégradable DOC.
Tableau IV.18	Capacité de production potentielle de méthane Lo .
Tableau IV.19	Valeurs moyennes du taux de génération k et de la capacité de production potentielle du méthane Lo pour les deux types de climat BTS et TH.

Tableau IV.20	Production potentielle totale du méthane entre 2016 et 2115 pour les 12 régions du Maroc.
Tableau IV.21	Emissions potentielles totales à zéro torchage ou à torchage total du méthane entre 2016 et 2115 pour les 12 régions du Maroc.
Tableau V.1	Différents paramètres de caractérisation des lixiviats.
Tableau V.2	Avantages et inconvénients du procédé de traitement des lixiviats par boues activées.
Tableau V.3	Evolution dans le temps des concentrations <i>DCO</i> , <i>DBO5</i> et du rapport <i>DCO/DBO5</i> pour le lixiviat brut de la décharge contrôlée de Fès.
Tableau V.4	Concentrations des métaux lourds de lixiviat brut pour chaque trimestre.
Tableau V.5	Caractérisation bibliographique des lixiviats bruts.

Liste des Figures :

Figure I.1	Evolution de la production des déchets au Maroc entre 2005 et 2020.
Figure I.2	Etapas caractéristiques du processus de biodégradation anaérobie de la matière organique complexe.
Figure I.3	Évolution de la composition du biogaz en fonction du temps.
Figure II.1	Evolution des quantités annuelles du déchet total enfoui entre 2005 et 2021.
Figure II.2	Moyennes mensuelles par année du déchet enfoui quotidiennement.
Figure II.3	Evolution des déchets quotidiens enfouis à ECOMED Fès entre 2016 et 2021.
Figure II.4	Moyennes mensuelles du déchet enfoui quotidiennement pendant la période 2016-2021.
Figure II.5	Equipe chargée d'exécuter le tri des ordures ménagères.
Figure II.6	Caractérisation des déchets ménagers selon plusieurs catégories.
Figure II.7	Evolution des quantités de déchets en fonction de la population de Fès entre 2005 et 2021.
Figure II.8	Méthode de tri manuel des DMSA par catégorie.
Figure II.9	Identification, classement et tri manuel des déchets par catégories.
Figure II.10	Répartition des ordures ménagères par catégorie pour chaque secteur.
Figure II.11	Pourcentages moyens par catégorie des déchets pour les trois secteurs I, II et III.
Figure II.12	Dispersion des mesures autour de la droite de régression des déchets enfouis au cours des années.
Figure II.13	Evolution entre 2005 et 2034 des masses annuelles des déchets enfouis à la décharge de Fès.
Figure II.14	Evolution de la fraction mesurée F de CH_4 dans le biogaz de la décharge de Fès.
Figure II.15	Estimations de production de biogaz dans la décharge de Fès (LandGEM).
Figure II.16	Comparaison de l'estimation de production du méthane récupéré dans la décharge de Fès par les deux modèles LandGEM et EPA.
Figure II.17	Comparaison de l'évolution du volume cumulé de CH_4 récupéré, estimé par les deux modèles LandGEM et EPA pour la décharge de Fès.
Figure III.1	Choix du type de la machine en fonction du taux et du débit de méthane produit.
Figure III.2	Choix du type de la machine en fonction de l'utilisation.
Figure III.3	Choix du type de la machine en fonction du débit horaire du méthane.
Figure III.4	Choix du moteur à gaz en fonction de la stabilité de production (STEP).
Figure III.5	Schéma récapitulatif des procédés d'épuration/purification du biogaz.
Figure III.6	Comparaison du PCI de plusieurs sources d'énergie.
Figure III.7	Générateur électrique de 1063 kW de l'unité de valorisation du biogaz à Fès.
Figure III.8	Transformateur de tension électrique de la décharge contrôlée de Fès.
Figure III.9	Station de soutirage de la décharge contrôlée de Fès.
Figure III.10	Torchère de la station bioélectrique de la décharge de Fès.

- Figure III.11 Evolution de l'énergie électrique annuelle valorisable à zéro torchage du méthane de la décharge de Fès, et celle de l'énergie électrique annuelle valorisée en fonction du nombre de moteurs utilisés.
- Figure III.12 Evolution de l'énergie électrique annuelle du méthane valorisable de la décharge de Fès et celle de l'énergie électrique annuelle optimale valorisée à zéro torchage.
- Figure III.13 Durées de fonctionnement optimisées et taux de valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès par les 8 moteurs installés.
- Figure III.14 Variation du taux cumulé de valorisation électrique du méthane en fonction du nombre de moteurs utilisés.
- Figure III.15 Profils d'évolution de l'énergie électrique annuelle valorisée à zéro torchage par utilisation de 8 et/ou 9 moteurs.
- Figure IV.1 Répartition des pourcentages de populations des régions marocaines.
- Figure IV.2 Evolution de la population totale des régions entre 2014 et 2030.
- Figure IV.3 Courbes d'ajustement de l'évolution de la masse des DMSA en fonction du nombre d'habitants des régions marocaines, pour les deux années 2015 et 2030.
- Figure IV.4 Evolutions en modes linéaire et quadratique des déchets entre 2015 et 2030 à la région de Casablanca-Settat.
- Figure IV.5 Localisation des régions marocaines avec leur type de climat.
- Figure IV.6 Histogrammes de distribution du taux annuel de production du méthane k.
- Figure IV.7 Evolution de production de méthane pour les 12 régions du Maroc.
- Figure V.1 Localisation des différentes entités de la décharge publique contrôlée de Fès.
- Figure V.2 Vue générale sur les bassins de stockage des lixiviats de la décharge publique contrôlée de Fès.
- Figure V.3 Analyse trimestrielle de DCO et DBO5 du lixiviat de la ville de Fès.
- Figure V.4 Analyse trimestrielle du *pH* de lixiviat de la ville de Fès.
- Figure V.5 Analyse trimestrielle de la conductivité du lixiviat de la ville de Fès.
- Figure V.6 Analyse trimestrielle des substances en suspension dans le lixiviat de Fès.
- Figure V.7 Analyse trimestrielle du phosphore total des lixiviats de la ville de Fès.
- Figure V.8 Analyse trimestrielle de l'ammonium du lixiviat de la ville de Fès.

Nomenclature :

A	Quantité de déchets en place (tonnes).
APr (t,i)	Proportion de la région i projetée et ajustée à l'année t.
C	Concentration en méthane.
C _o	Quantité de carbone organique dans les déchets (kg de C/tonnes de déchets).
C _{BCH4}	Capacité énergétique annuelle du méthane brûlé (kWh/an).
CO ₂	Dioxyde de carbone.
C _{RCH4}	Capacité énergétique annuelle du méthane récupérable (kWh/an).
C _{VCH4}	Capacité énergétique annuelle du méthane valorisable (kWh/an).
C _x	Facteur de conversion.
D _c	Efficacité de la collecte.
D ₂₀₁₅ (h)	Courbe d'ajustement des données relatives à l'année 2015 (Million de tonnes/an).
D ₂₀₃₀ (h)	Courbe d'ajustement des données relatives à l'année 2030 (Million de tonnes/an).
D _a (h)	Courbe d'ajustement des données relatives à l'année a (Million de tonnes/an).
d _j	Nombre de jours pour le mois considéré.
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène sur 5 jours (mg O ₂ /litre)
D _{CH4}	Débit volumique horaire du méthane (m ³ /h)
DCO	Demande chimique en oxygène (mg O ₂ /litre).
DOC	Carbone organique dégradable total (kg de carbone / kg de déchet).
DOC	Proportion de carbone biodégradable (tonnes de C/tonne de déchets).
DOC _f	Fraction de carbone organique réellement dégradable.
DOC _x	Carbone organique dégradable pour le type x de déchet (kg de carbone / kg de déchet).
Ent (x)	Partie entière de la variable x.
E _{Vm}	Energie électrique annuelle développée par un moteur (kWh/an).
E _{élVCH4}	Energie électrique annuelle valorisable par le moteur pour un volume V _{CH4} du méthane (kWh/an).
F	Fraction volumique de CH ₄ dans le biogaz généré (tonne CH ₄ /tonne C).
FE	Facteur d'émission de CO ₂ exprimant le niveau d'émissions de CO ₂ par production de 1 kWh d'électricité (kg de CO ₂ par kWh d'électricité produite).
FR	Fraction totale des déchets fermentescibles (%).
FR _x	Fraction en (%) du type x des déchets fermentescibles.
F _φ	Facteur de correction mensuel (sans dimension).
G	Production totale de biogaz au temps t (m ³ /an).
H	Nombre d'habitants d'une région pendant une année (million d'habitants/an).
i	Incrément de temps d'une année ;
IT _a	Indice thermique annuel.
IT _m	Indice thermique mensuel.
j	Incrément de temps de 1/10 d'année.
J _r :	Numéro du jour à partir du 1er janvier.
k :	Taux annuel de production de méthane (an ⁻¹) ;
k _{1,x} :	Constante du taux de dégradation de la fraction x (an ⁻¹).
k _j :	Taux annuel de production de méthane représentatif de la classe j (an ⁻¹).
k _x :	Taux annuel de génération du méthane de la fraction FR _x de déchets de type x (an ⁻¹).
L(i) :	Asymptote inférieure d'accroissement logistique pour la région i (égale à 0 par défaut).
L _o :	Potentiel annuel de génération de méthane (m ³ /tonne).

M :	Quantité annuelle de déchets enfouis (tonnes de déchets/an).
MCF :	Facteur de correction du méthane.
mCO ₂ :	Masse de dioxyde de carbone produite par unité de masse de méthane brûlé (kg/kg).
Me :	Quantité d'émission de méthane diffusé (tonnes de CH ₄ /an).
MES	Matières solides en suspension.
M _i :	Masse des déchets acceptés dans la i ^{ème} année (tonnes/an).
N ₂	Azote.
N ₂ O	Oxyde de diazote.
n :	(Année de calcul) ñ (Année initiale d'acceptation des déchets) ;
n _x :	Nombre de types de déchets.
n _k :	Effectif total des valeurs de k ;
n _j :	Effectif des valeurs de k appartenant à la classe j.
N _o :	Nombre quotidien moyen d'heures d'ensoleillement théorique pour chaque mois (h/j).
N _m :	Nombre de moteurs.
P(t) :	Population nationale projetée à l'année t.
P(t, i) :	Population de la région i projetée à l'année t.
PAM :	Précipitation annuelle moyenne (mm).
PCI	Pouvoir calorifique inférieur (kWh/m ³).
P _{el} :	Puissance électrique de sortie du moteur (kWe).
P _{th} :	Puissance thermique de sortie du moteur (kWth).
PET :	Evapotranspiration potentielle annuelle (mm).
PET _m :	Evapotranspiration potentielle mensuelle corrigée (mm).
PET _{om} :	Evapotranspiration potentielle mensuelle non corrigée (mm).
pH :	Potentiel hydrogène qui mesure l'acidité ou la basicité d'une solution.
P _m :	Puissance du moteur électrique (kW).
P _{MM} :	Précipitation mensuelle moyenne (mm).
Pr (t _{1,2} , i) :	Poids de la région i dans la population nationale à l'année t _{1,2} .
Pr (t, i) :	Proportion projetée de la région i à une année future t.
Pr (t ₂ , i) :	Proportion de la région i dans la population nationale à l'année 2014.
PRG :	Pouvoir de réchauffement global d'un GES.
Q _{CH₄} :	Production annuelle de méthane (m ³ /an) ;
Q _m	Point de fonctionnement optimal d'un moteur (%).
R	Taux annuel moyen d'acceptation des déchets au cours de la vie active du site (tonnes).
RE	Réduction des émissions en tonnes d'équivalent CO ₂ du méthane (tonnes/an).
RET	Evapotranspiration réelle annuelle (mm).
RET _m	Evapotranspiration réelle mensuelle (mm).
s :	Constante de temps de croissance de premier ordre (an ⁻¹).
SS	Matière solide en suspension (mg/litre).
SF ₆	Hexafluorure de soufre.
t :	Temps écoulé depuis le début de stockage (an).
t _o :	Temps de latence (an)
t _a :	Temps entre le début de stockage et le début de la production de biogaz (an).
t _c :	Temps écoulé depuis la fermeture du site d'enfouissement, en années (t _c = 0 lorsque le site d'enfouissement est actifs).
t _n :	Numéro de l'année de production des déchets.
TAM :	Température annuelle moyenne (°C).
tCO _{2e} :	Emissions en tonnes d'équivalent CO ₂ (tonnes/an).

TH :	Climat Tropical Humide.
t_{ij} :	Age de la $j^{\text{ème}}$ section de la masse de déchets M_i acceptée dans la $i^{\text{ème}}$ année (années décimales, par exemple 5,7 ans).
t_m :	Durée de fonctionnement du moteur (en nombre d'années).
T_{MM}	Température mensuelle moyenne (en °C).
TTH	Climat Tropical Très Humide.
$T_x(i)$	Taux d'accroissement pour la région i .
$U(i)$	Asymptote supérieure d'accroissement logistique pour la région i (égale à 1 par défaut).
V_{seuil}	Volume annuel minimal de méthane nécessaire pour l'alimentation d'un moteur (m^3/an).
W	Masse totale des déchets stockés (tonnes).
x	Fraction de déchets avec taux de dégradation $k_{1,x}$ (kg de la fraction i /kg de déchets).
α	Coefficient de puissance (empirique).
α_m	Coefficient de proportionnalité des énergies (Ratio).
α_t	Production de gaz de décharge à un moment donné (m^3/an).
δ	Déclinaison solaire (degrés).
ϕ	Latitude du lieu (degrés).
η_{PCH4}	Teneur moyenne de méthane dans le biogaz (%).
η_{RCH4}	Teneur moyen de méthane récupérable (%).
η_{el}	Rendement électrique d'un moteur (%). Teneur moyen de méthane récupérable (%).
η_{th}	Rendement thermique d'un moteur (%). Teneur moyen de méthane récupérable (%).
η_{tot}	Rendement total d'un moteur (%). Teneur moyen de méthane récupérable (%).
ξ_{CH4}	Masse volumique du méthane ($0.7162 \text{ kg}/m^3$).
σ	Conductivité électrique du lixiviat (mS/cm : milli Siemens par centimètre).
σ_{BTS}	Ecart-type des taux de génération du méthane pour le climat de type BTS (an^{-1}).
σ_{TH}	Ecart-type des taux de génération du méthane pour le climat de type TH (an^{-1}).
ω_o	Angle horaire du coucher du soleil (rad).
ζ	Facteur de dissimilation représentant la fraction de matière organique dégradable ($\zeta = 0.58$).

Acronymes et Abréviations :

BTH	Climat Boréal et Tempéré Humide.
BTS	Climat Boréal et Tempéré Sec.
CET	Centre de stockage technique des déchets.
COT	Carbone organique total
COV	Composés organiques volatiles.
DIB	Déchets industriels banals.
DMSA	Déchets ménagers solides et assimilés.
EPER	European Pollutant Emission Register
GES	Gaz à effet de serre.
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.
HCP	Haut-Commissariat au Plan.
IPCC	Intercontinental Panel on Climate Change.
LandGEM	Landfill Gas Emissions Model
LDMA	Lixiviat de déchets ménagers et assimilés.
MDP	Mécanisme de développement propre.
MO	Matière organique.
MOD	Matière organique dissoute.

PEHD	Polyéthylène à haute densité.
PNDM	Programme national des déchets ménagers.
STEP	Station d'épuration des eaux usées.
SWANA	Solid Waste Association of North America.
TNO	Netherlands Organisation for Applied Scientific Research.
USEPA	United States Environmental Protection Agency.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

En raison de la croissance démographique rapide et l'extension des agglomérations urbaines qu'elle engendre, le développement socio-économique des populations et le changement de leurs modes de consommation s'accompagnent souvent d'une dynamique de production des déchets solides municipaux, proportionnelle au nombre d'habitants. Les conséquences directes de cette dynamique se manifestent par une multiplication des décharges sauvages en terrains vagues et en périphérie des villes, ce qui favorise, par prolifération des produits toxiques, la propagation des maladies contagieuses, la contamination des nappes phréatiques (par infiltration des lixiviats), etc., et pose de ce fait, avec une forte acuité, des pressions sur la qualité de vie des populations. Les répercussions néfastes et les effets nuisibles de cette situation sur les ressources naturelles et l'environnement, sur la santé publique et sur le budget des collectivités locales, deviennent au fil du temps un danger évident qu'il faudrait gérer.

Pour faire face à cette situation, le Maroc s'est engagé dans une politique de réforme et de développement du secteur des déchets ménagers, en promulguant depuis 2006 une première loi sur la gestion des déchets et, avec l'appui de la Banque Mondiale, en élaborant le Programme National des Déchets Ménagers (PNDM). Ce Programme prévoit un ensemble de mesures juridiques et institutionnelles consistant à instaurer, avec la mise en place de canevas, d'un système de collecte, de traitement, de tri, de stockage, d'élimination et de valorisation des déchets ménagers.

En parallèle aux stratégies de valorisation des déchets potentiellement recyclables, comme les métaux, les papiers, les plastiques, etc., ou valorisables comme les matières organiques, l'enfouissement des déchets dans des centres de stockage technique (CET) sans aucun traitement de tri, reste encore une pratique très utilisée au Maroc pour diminuer leur volume, éliminer les odeurs qu'ils peuvent générer et les envois des matériaux légers, et réduire la prolifération des rongeurs et des insectes et les risques de maladies qu'ils peuvent véhiculer.

La mise en décharge des matières organiques biodégradables de différentes catégories (déchets verts, déchets ménagers fermentescibles, boues de stations, effluents d'élevage et produits agricoles, etc.) génère, par décomposition spontanée en milieu anaérobie, d'un côté un biogaz composé majoritairement de deux gaz à effet de serre qui sont le méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2), et de l'autre côté le lixiviat qui est un liquide résiduel provenant de la percolation de l'eau à travers les déchets. La réduction des émissions du méthane issue des CET par brûlage en torchère ou par utilisation des procédés de récupération à des fins de production de la chaleur et/ou d'électricité par cogénération permettrait, en évitant son rejet dans l'atmosphère, de limiter sa contribution au

réchauffement climatique, et un traitement des lixiviats par un procédé adapté permettrait de répondre aux normes marocaines de rejets directs dans le milieu naturel.

En vue d'une meilleure maîtrise des techniques de gestion des déchets, et dans la perspective de répondre aux attentes d'un grand nombre de décideurs et de professionnels impliqués dans la gestion des déchets ménagers, l'objectif visé par notre étude est double : d'une part l'identification des paramètres les plus pertinents permettant une génération optimale du méthane des décharges, et d'autre part, l'identification et l'analyse des paramètres techniques des machines de cogénération permettant d'optimiser la valorisation énergétique du méthane généré. Les paramètres intervenant dans la détermination du potentiel de production du méthane généré par les décharges enfouies, des caractéristiques démographiques et des conditions climatiques des villes marocaines en général, et de la ville de Fès en particulier, etc., et les paramètres de valorisation sont analysés en fonction d'une multitude de gammes de puissances électriques et des caractéristiques techniques des machines de cogénération. Une optimisation de la réduction des émissions des gaz à effet de serre est évaluée.

C'est ainsi que, suite à une analyse bibliographique détaillée, nous définirons dans un premier chapitre les différents types de déchets, leur répartition à travers le monde et les techniques utilisées pour leur gestion et leur traitement. Les différentes étapes du processus de biodégradation des déchets générant le biogaz ainsi que les techniques de valorisation par cogénération de ce biogaz seront présentés.

Dans le deuxième chapitre, nous passerons en revue quelques modèles des plus cités dans la littérature, et nous appliquerons parmi eux deux modèles pour estimer et comparer la production annuelle du méthane dans la décharge ECOMED de Fès sur une longue période (une centaine d'années). Les entrées de ces modèles ont été élaborées à partir de données expérimentales enregistrées pendant plusieurs années à la décharge de Fès.

Dans le troisième chapitre, une identification des meilleurs choix à faire en termes d'optimisation des différentes étapes de valorisation du biogaz des deux points de vue énergétique et environnemental nous permettra d'analyser et comparer plusieurs scénarios d'actions pour optimiser la réduction des émissions des gaz à effet de serre (valorisation électrique, combustion par torchage, etc.).

Dans le quatrième chapitre, une simulation du comportement, en termes de génération du méthane, des décharges enfouies des déchets ménagers solides et assimilés (DMSA) au Maroc sera effectuée par utilisation comme données d'entrée les caractéristiques climatiques de 75 villes marocaines et les données statistiques démographiques sur la composition et l'évolution des populations et des taux de déchets générés. Le potentiel de réduction des émissions de GES provenant de la combustion du méthane généré sera évalué pour les 12 régions marocaines.

Le cinquième chapitre sera consacré à l'étude des résultats et méthodes d'évaluation des éléments présents dans les lixiviats de la ville de Fès, notamment avant et pendant la période de confinement du coronavirus. Une étude de caractérisation de ces lixiviats nous permettra d'analyser les paramètres physico-chimiques tels que la DCO, la DBO5, le pH, la conductivité électrique, ainsi que les types de polluants présents dans les lixiviats de la décharge de Fès. Les quantités de lixiviats produits par la décharge et leur composition seront présentées en vue d'une éventuelle identification, moyennant plus de mesures ultérieures, du mode de traitement le plus approprié.

CHAPITRE I : ÉTAT DE L'ART SUR LES TECHNIQUES DE GESTION DES DÉCHETS ET DE VALORISATION DU BIOGAZ.

I.1 Introduction

En raison de l'urbanisation accélérée qui a caractérisé nos agglomérations ces dernières décennies, et les activités économiques de production qui l'accompagnent, la quantité de déchets ménagers a connu un accroissement rapide, et ce phénomène est devenu d'autant plus critique que la gestion des déchets commence à devenir un problème qui nécessite une attention particulière en termes de préservation et de protection du cadre de vie des populations.

C'est dans cette optique que l'adoption depuis 2006 de la loi 28-00 sur les déchets a permis au secteur marocain de gestion des déchets solides municipaux de s'améliorer considérablement, notamment en termes de taux de collecte et d'enfouissement contrôlé, malgré un taux de recyclage et de valorisation énergétique des déchets qui reste encore faible.

En réponse aux attentes d'un grand nombre de décideurs et de professionnels impliqués dans la gestion des déchets ménagers, nous définissons dans cette partie bibliographique les déchets au sens de la loi n°28-00, leurs différentes classifications selon leur origine, leur répartition à travers le monde, ainsi que l'identification de leurs grandes modalités de traitement (enfouissement, incinération, recyclage, compostage) [1].

Après quelques définitions des termes clés liées à la décharge, et sans faire allusion aux aspects socio-économiques et environnementaux s'y rapportant, ni les modalités de création et de gestion d'un centre d'enfouissement technique, nous présentons les différentes étapes du processus anaérobique de biodégradation des déchets générant le biogaz, les techniques de valorisation par cogénération de ce biogaz, ainsi que l'importance d'exploitation de la production d'énergie électrique à partir du biogaz issu des décharges contrôlées.

I.2 Définition des déchets au Maroc

Au sens de la loi n°28-00 relative à la gestion des déchets solides et à leur élimination, « *on entend par déchets tous résidus résultant d'un processus d'extraction, d'exploitation, de transformation, de production, de consommation, d'utilisation, de contrôle ou de filtration, et d'une manière générale, tout objet et matière abandonnés ou que le détenteur doit éliminer pour ne pas porter atteinte à la santé, à la salubrité publique et à l'environnement* » [1].

I.2.1 Différents types de déchets

On distingue plusieurs types de déchets [2] :

- ❖ **Déchets ménagers** : tous déchets issus des activités des ménages.
- ❖ **Déchets assimilés aux déchets ménagers** : tous déchets provenant des activités économiques, commerciales ou artisanales et qui par leurs natures, leurs compositions et leurs caractéristiques, sont similaires aux déchets ménagers.
- ❖ **Déchets industriels** : tous déchets résultant d'une activité industrielle, agro-industrielle, artisanale ou d'une activité similaire.
- ❖ **Déchets médicaux et pharmaceutiques** : tous déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif, palliatif ou curatif dans les domaines de la médecine humaine ou vétérinaire et tous déchets résultant des activités des hôpitaux publics, des cliniques, des établissements de la recherche scientifique, des laboratoires d'analyses opérant dans ces domaines et de tous établissements similaires.
- ❖ **Déchets dangereux** : toutes formes de déchets qui, par leur nature dangereuse, toxique, réactive, explosive, inflammable, biologique ou bactérienne, constituent un danger pour l'équilibre écologique tel que fixé par les normes internationales dans ce domaine ou contenu dans des annexes complémentaires.
- ❖ **Déchets inertes** : tous déchets qui ne produisent pas de réaction physique ou chimique tels les déchets provenant de l'exploitation des carrières, des mines, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation et qui ne sont pas constitués ou contaminés par des substances dangereuses ou par d'autres éléments générateurs de nuisances.
- ❖ **Déchets agricoles** : tous déchets organiques générés directement par des activités agricoles ou par des activités d'élevage ou de jardinage.
- ❖ **Déchets ultimes** : tous résidus résultant de déchets traités ou ceux qui ne sont pas traités selon les conditions techniques et économiques actuelles.
- ❖ **Déchets biodégradables** : tous déchets pouvant subir une décomposition biologique naturelle, aérobie ou anaérobie, comme les déchets alimentaires, les déchets de jardins, de papiers et de cartons ainsi que les cadavres d'animaux.
- ❖ **Déchets fermentescibles** : tous résidus d'origine animale ou végétale constitués de matière organique biodégradable, contenant du carbone, et pouvant être décomposés par des micro-

organismes pour lesquels ils représentent une source d'alimentation. On distingue plusieurs types de déchets fermentescibles :

- ❖ **Résidus alimentaires**, issus de produits d'origine animale tels que la viande, le lait, le fromage, les coquilles d'œufs, etc.
- ❖ **Restes alimentaires d'origine végétale** tels que les épluchures de légumes, de fruits, les huiles végétales usagées, le café, le thé, etc.
- ❖ **Bio-déchets verts ou résidus de jardinage** tels que les tontes de gazon, les feuilles mortes, le fumier, la paille, etc.
- ❖ **Résidus composés de papiers et cartons** contenant des fibres cellulosiques végétales tels que les papiers et cartons d'emballages et de conditionnement, les papiers d'hygiéniques, les revues et journaux, les papiers industriels et spéciaux, etc.

1.2.2 Techniques de gestion des déchets

La gestion des déchets est toute opération de pré-collecte, de collecte, de stockage, de tri, de transport, de mise en décharge, de traitement, de valorisation, de recyclage et d'élimination des déchets, y compris le contrôle de ces opérations ainsi que la surveillance des sites de décharges pendant la période de leur exploitation ou après leur fermeture. Nous définissons ci-après les opérations et les opérateurs intervenant dans la gestion des déchets.

- ❖ **Générateur de déchets** : toute personne physique ou morale dont l'activité de production, de distribution, d'importation ou d'exportation génère des déchets.
- ❖ **Détenteur de déchets** : toute personne physique ou morale ayant la possession des déchets.
- ❖ **Exploitant** : toute personne physique ou morale responsable de l'exploitation d'une décharge, d'une installation de tri, de traitement, de stockage, de valorisation ou d'incinération des déchets.
- ❖ **Technique la plus appropriée** : technique mise au point sur une grande échelle pouvant être appliquée dans le contexte industriel concerné et dans des conditions économiquement réalisables. Le terme « technique » recouvre aussi bien les technologies employées que la manière dont une installation est conçue, construite, entretenue, exploitée ou mise à l'arrêt.
- ❖ **Pré-collecte des déchets** : ensemble des opérations organisant l'évacuation des déchets depuis le lieu de leur production jusqu'à leur prise en charge par le service de collecte de la commune ou de tout autre organisme habilité à cet effet.
- ❖ **Collecte des déchets** : toute action de ramassage des déchets par la commune, par un groupement de communes ou par tout autre organisme habilité à cet effet.

- ❖ **Décharge contrôlée** : installation ou site, répondant aux caractéristiques et prescriptions techniques réglementaires où sont déposés d'une façon permanente les déchets.
- ❖ **Stockage des déchets** : dépôt provisoire des déchets dans une installation autorisée à cet effet.
- ❖ **Traitement des déchets** : toute opération physique, thermique, chimique ou biologique conduisant à un changement dans la nature ou la composition des déchets en vue de réduire dans des conditions contrôlées, le potentiel polluant ou le volume et la quantité des déchets, ou d'en extraire la partie recyclable.
- ❖ **Élimination des déchets** : toute opération d'incinération, de traitement, de mise en décharge contrôlée ou tout procédé similaire permettant de stocker ou de se débarrasser des déchets conformément aux conditions assurant la prévention des risques pour la santé de l'homme et de l'environnement.
- ❖ **Valorisation des déchets** : toute opération de recyclage, de réemploi, de récupération, d'utilisation des déchets comme source d'énergie ou toute autre action visant à obtenir des matières premières ou des produits réutilisables provenant de la récupération des déchets, et ce, afin de réduire ou d'éliminer l'impact négatif de ces déchets sur l'environnement.

I.3 Ratio des déchets solides au Maroc

Parallèlement au développement socio-économique, les pays du monde entier, y compris le Maroc, connaissent une forte production des déchets solides municipaux (DSM). A titre comparatif, le tableau I.1 suivant donne le taux de production journalière des déchets dans plusieurs pays à travers le monde en 2006 [3] :

Tableau I.1 : Taux de production journalière des déchets (2006).

Pays	Quantités des déchets produits (kg/hab/j)
France	0.97
Algérie	0.75 ã 1.00
Malaisie	0.50 ã 0.80
Maroc	0.75
Chine	0.40 ã 0.70
Philippines	0.61
Brésil	0.51
Mauritanie	0.21

Ces taux de production ne sont pas constants puisqu'ils varient d'une année à l'autre. Cette variation est due à plusieurs facteurs dont les principaux sont liés à la variation du mode de vie socio-

économique, au changement de mode de consommation, à l'augmentation du nombre d'habitants, au taux de collecte et à la variabilité des déchets produits en relation avec les variations climatiques et saisonnières.

Le tableau I.2 suivant donne les taux de production des déchets au Maroc pour les années 2005, 2010 et, par projection, pour l'année 2020, [4] :

Tableau I.2 : Evolution de la production des déchets au Maroc entre 2005 et 2020 [4].

Année	Population (Millions d'habitants)	Déchets ménagers (tonnes/an)		
		Urbain	Rural	Total
2005	30.484	5 220 000	2 380 000	7 600 000
2010	32.628	6 120 000	2 690 000	8 810 000
2020	36.914	8 400 000	3 450 000	11 850 000

La figure suivante montre que les taux d'accroissement des déchets en milieu urbain est en milieu rural ainsi que le taux d'accroissement total sont différents d'une année à l'autre.

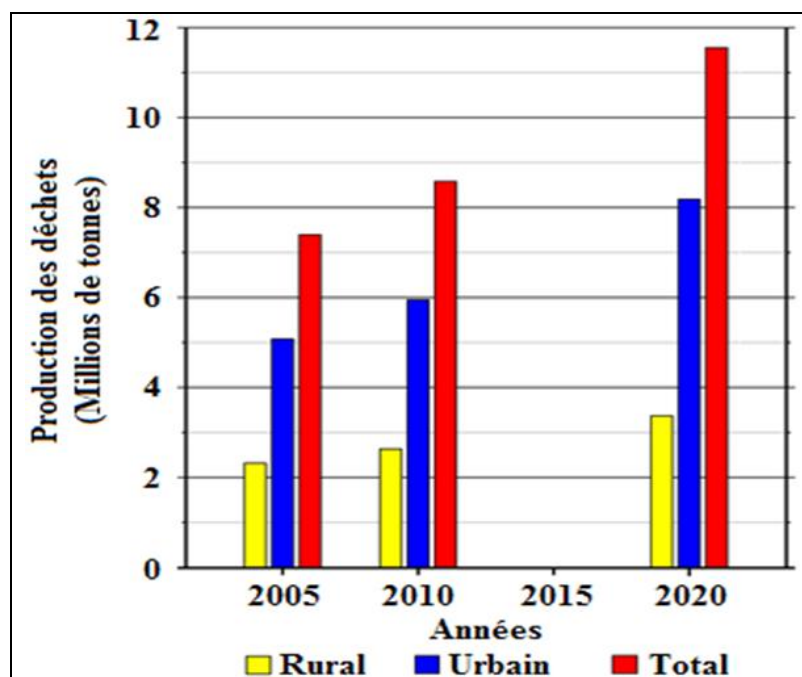


Figure I.1 : Evolution de la production des déchets au Maroc entre 2005 et 2020

Au niveau régional, la quantité des déchets générés en (kg/habitant/jour) ou en (tonnes/an) est très variable en passant d'une région à l'autre ou d'une ville à l'autre.

Selon les résultats du recensement statistique de la population marocaine de 2014, publiés par le Haut-Commissariat au Plan [5], le tableau I.3 suivant montre que la masse des déchets produits par habitant et par jour est très variable d'une région à l'autre :

Tableau I.3 : Quantités de déchets produits par région au Maroc en 2014.

Région	Quantité produite	
	(tonnes/an)	(kg/hab/j)
Laâyoune ñ Boujdour ñ Saquiya Hamra	74 460	1.00
Grand Casablanca	1 097 625	0.95
Rabat ñ Salé ñ Zemmour ñ Zaer	603 177	0.88
Taza ñ El Hoceima ñ Taounate	139 885	0.88
Tanger ñ Tétouan	408 104	0.79
Chaouia ñ Ouardigha	199 778	0.72
Oued Ed-Dahab ñ Lagouira	12 775	0.72
Fès ñ Boulemane	291 073	0.71
Meknès ñ Tafilalt	182 034	0.67
Tadla ñ Azilal	79 200	0.63
Oriental	272 434	0.62
Gharb ñ Chrada ñ Beni Hssen	193 030	0.62
Guelmim ñ Es-Semara	58 342	0.60
Sous-Massa ñ Daraâ	212 948	0.56
Marrakech ñ Tensift ñ Al Haouz	225 007	0.54
Doukkala ñ Abda	103 631	0.49
Moyenne	259 594	0.71

En termes de quantités annuelles des déchets produits en 2014, c'est la région de Grand-Casablanca qui est la plus productrice de déchets ménagers par rapport aux autres régions du Royaume (1 097 625 tonnes/an), suivie par celle de Rabat-Salé-Zemmour-Zaer (603 177 tonnes/an). En termes de masses quotidiennes de déchets produits par habitant (en kg/hab/jour), le classement est différent puisque c'est la région de Laâyoune-Boujdour-Saquiya Hamra qui est classée en premier (1,0 kg/hab/jour), la moyenne nationale étant de 0.711 kg/hab/jour.

En plus de cette variation régionale, la production des déchets ménagers varie en passant du milieu urbain au milieu rural. D'après les statistiques du (PNDM) de l'année 2014 [6], les taux de production dans les deux milieux sont :

- Entre **0,70 et 0,76 kg/hab/jour** dans le milieu urbain, avec une valeur de **5,3 millions tonnes/an**.
- Entre **0,28 et 0,30 kg/hab/jour** dans le milieu rural, avec un taux de **1,47 millions tonnes/an**.

I.4 Valorisation des déchets

La valorisation des déchets fournit une nouvelle valeur aux déchets en les sortants du circuit de collecte et de traitement. A l'opposé de l'élimination, la valorisation permet de faire des économies

de matières premières par récupération des matières recyclables et contribue au respect de la planète et au développement durable par transformation des gaz à effet de serre à des combustibles à haute valeur énergétique. Les différents types de valorisation des déchets sont :

- ❖ **La valorisation matière** : c'est l'utilisation d'une partie ou de la totalité de la matière composant les déchets dans un nouveau processus de production. La valorisation de matière peut être assimilée au recyclage et au réemploi.
- ❖ **La valorisation organique** : elle repose sur le compostage. Le compost créé à l'issue du compostage sert à la régénération des sols.
- ❖ **La valorisation énergétique** : elle repose sur l'incinération des déchets et la méthanisation. A l'aide de fours spécifiques, l'incinération des déchets permet de créer de la chaleur qui permet d'alimenter les systèmes d'électricité et de chauffage. La méthanisation est un procédé de fermentation qui conduit à la création du méthane. L'énergie électrique ou thermique produite par combustion du méthane est la même que celle produite par le gaz naturel.

I.4.1 Différents types de traitement des déchets

Les trois principaux types de traitement des déchets fermentescibles sont les suivants :

I.4.1.1 L'incinération des déchets

L'incinération à haute température (entre 850 et 1 000°C) des ordures ménagères, qui est l'ultime étape de traitement des déchets fermentescibles lorsqu'ils ne sont pas triés, consiste tout simplement à brûler les détritiques pour réduire le volume des déchets sans détruire totalement leurs polluants. Ce procédé qui permet de transformer les déchets résiduels en énergies de chaleur et d'électricité rejette dans l'environnement de la dioxine du soufre, des oxydes d'azote, de l'acide chlorhydrique, etc., ce qui accentue la pollution atmosphérique.

I.4.1.2 Le recyclage des déchets

La valorisation des déchets fermentescibles, c'est l'ensemble des procédés par lesquels les déchets fermentescibles sont traités, recyclés et transformés en matière première utilisable. La valorisation des déchets fermentescibles est la filière la plus adaptée à la protection de l'environnement.

I.4.1.3 L'enfouissement des déchets

Les centres d'enfouissement stockent les déchets sous terre, dans un milieu quasiment dépourvu d'oxygène (anaérobie), c'est la seule décomposition des détritiques d'origine organique qui produit les biogaz qui émanent de toutes ces installations. Mais à l'inverse des centres de méthanisation conçus

pour produire de l'énergie à partir des gaz produits par la fermentation des déchets, les émanations de gaz sont perdues et généralement détruites par combustion.

I.4.2 Production du biogaz par digestion anaérobie

La digestion anaérobie, aussi appelé méthanisation, est un processus qui transforme la matière organique en biogaz et en digestat. Cette transformation se déroule en l'absence d'oxygène et par action de bactéries anaérobies. La méthanisation comprend quatre étapes successives dont les produits de chaque étape servent de substrat pour l'étape suivante. Ces étapes sont : **l'hydrolyse**, **l'acidogénèse**, **l'acétogénèse** et **la méthanogénèse** (voir figure I.2). Une dernière phase est communément appelée **phase de maturation** où la matière organique biodégradable en anaérobiose a été partiellement minéralisée, tandis que la maturation de la matière organique récalcitrante conduit à la formation d'acides fulviques et humiques, précurseurs en milieu naturel de l'humus (molécules très résistantes à la biodégradation) [7].

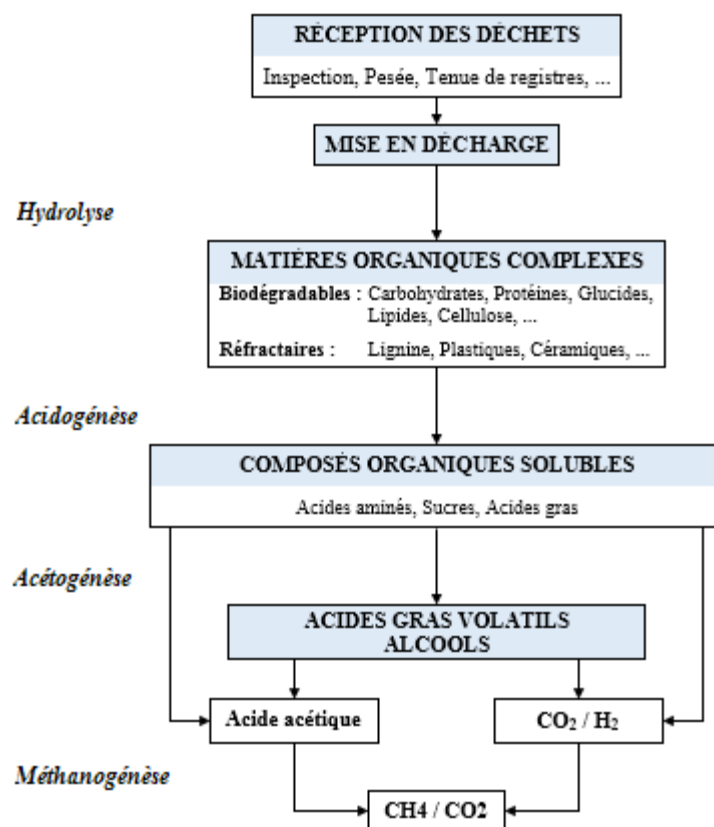


Figure I.2 : Etapes caractéristiques du processus de biodégradation anaérobie de la matière organique complexe.

Pendant chaque phase du processus de méthanisation, les concentrations des différents composés varient considérablement. La figure I.3 suivante représente les profils de variation de ces concentrations pour les différentes phases de méthanisation.

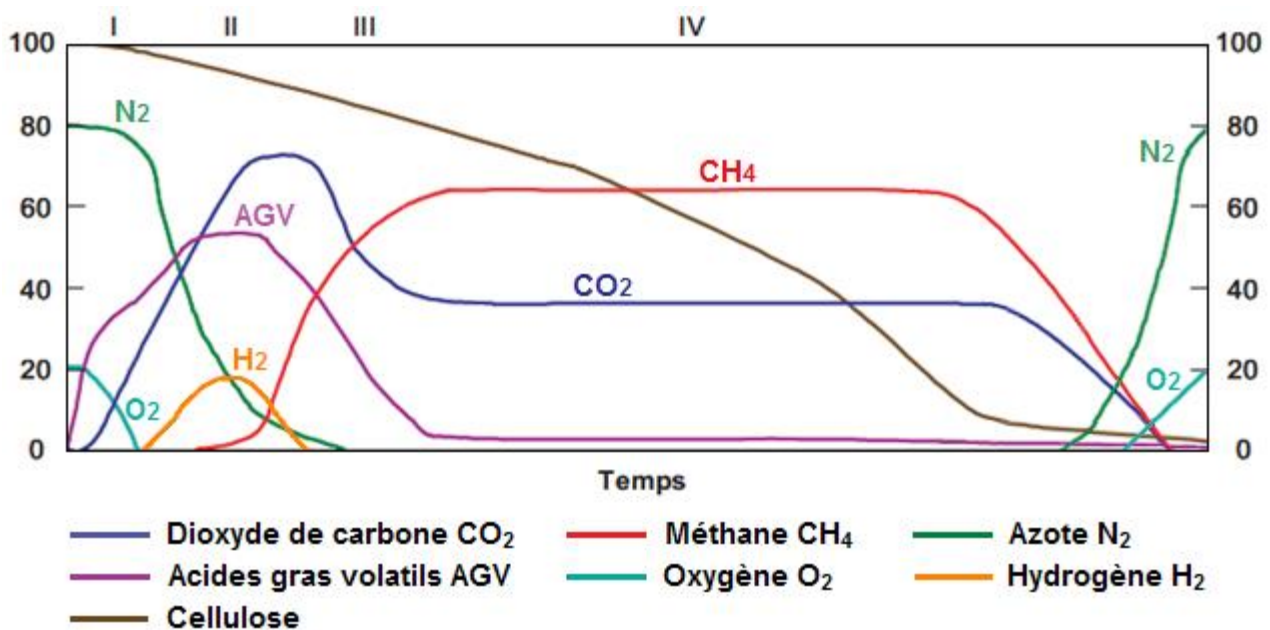


Figure I.3 : Évolution de la composition du biogaz en fonction du temps [8], [9].

Les différentes phases présentées par cette figure sont :

L'hydrolyse (phase I) : les polymères qui composent la matière initiale (déchets) se fragmentent en composés plus simples appelés monomères (acides gras simples, acides aminés, sucres, etc.)

L'acidogénèse (phase II) : les bactéries acidogènes utilisent les monomères produits dans la première étape et les transforment en acides volatils organiques et en alcools.

L'acétogénèse (phase III) : les bactéries qui utilisent les acides et les alcools de l'étape précédente interviennent pour les transformer en acide acétiques, en hydrogène et en dioxyde du carbone. La durée de ces trois premières phases est de quelques semaines à une année et demie selon la nature et la composition des déchets.

La méthanogénèse (phase IV) : dernière étape qui peut durer jusqu'à 50 ans voire plus et dans laquelle interviennent des bactéries qui transforment les produits intermédiaires en produits finaux qui composent le biogaz : le méthane, le dioxyde de carbone, des traces d'hydroxyde de soufre, etc.

A la phase terminale de l'activité de la décharge, la production de gaz finit par s'annuler par manque progressif de matière biodégradable. La matière organique ne pouvant pas être dégradée par action des bactéries anaérobies est appelée digestat.

I.4.2.1 Le biogaz :

Le biogaz est produit durant un processus anaérobique des substrats organiques tels que le fumier des animaux de ferme (vache, volailles, etc.), les résidus organiques des stations d'épuration des eaux usées, les déchets organiques ménagers ou même les résidus des cultures agroalimentaires.

La technique d'enfouissement des déchets déclenche le processus de dégradation de la matière organique dans laquelle les ordures ménagères, disposées en site d'enfouissement, entament un processus de fermentation de la matière organique qui dure entre 9 et 12 mois. Cette fermentation anaérobique (en absence d'oxygène) génère des flux gazeux, c'est le biogaz.

Beaucoup de décharges sont équipées de systèmes d'extraction des gaz installés après le recouvrement pour extraire le gaz essentiellement composé de méthane CH_4 et de dioxyde de carbone CO_2 produits par la décomposition des déchets. La réglementation impose la mise en place d'un réseau de captage de ce biogaz, car le méthane qu'il contient est un composé à fort potentiel de réchauffement global (21 à 25 fois plus élevé que celui du dioxyde de carbone). Cette décomposition peut être contrôlée à travers l'utilisation d'un méthaniseur.

Le biogaz est souvent brûlé dans une chaudière pour réduire le déversement de ses composés dans l'atmosphère, notamment le méthane qui est transformé par combustion en CO_2 , moins néfaste pour l'environnement que le méthane. Ce dernier pourrait être également utilisé pour produire de l'électricité ou de la chaleur dans des unités de valorisation énergétique (typiquement un moteur ou une micro turbine).

Il est même préférable pour l'environnement de brûler ce gaz que le laisser s'échapper dans l'atmosphère, ce qui permet de consommer le méthane, un gaz à effet de serre encore plus nocif que le dioxyde de carbone. Une partie de ce biogaz peut aussi être utilisée comme carburant.

I.4.2.2 Composition du biogaz

La méthanisation produit du biogaz qui est majoritairement constitué de méthane (50-65 %). Ce biogaz est corrosif et toxique (présence d'hydrogène sulfuré), des précautions doivent donc être prises pour à la fois, garantir la sécurité des personnes, et également éviter la dégradation rapide du matériel (principalement du moteur). Le biogaz provenant de déjections animales et particulièrement riche en hydrogène sulfuré.

Tableau I.4 : Composition moyenne du biogaz [10].

Eléments	Proportions pour 1 Nm³ de biogaz brut (en %)
Méthane	50-65
Dioxyde de carbone (CO ₂)	25-45
Vapeur d'eau (H ₂ O)	2-7
Azote (N ₂)	0-2
Hydrogène (H ₂)	0-1
Oxygène (O ₂)	0-2
Hydrogène sulfuré (H ₂ S)	0-2

I.4.2.3 Caractéristiques des principaux composés du biogaz

- ❖ **Le méthane CH₄** : Le taux de CH₄ confère aux biogaz un pouvoir calorifique important [11]. Il est en effet un des principaux constituants participant au dégagement d'énergie lors de la combustion. La température d'ignition du méthane à pression atmosphérique en présence d'une flamme ou étincelle est de 550°C.
- ❖ **Le dioxyde de carbone CO₂** : La présence de CO₂ est inhérente aux gaz d'émanation des sites d'enfouissement. Il ne participe pas au processus de combustion mais fait modifier l'indice de méthane.
- ❖ **L'hydrogène H₂** : On produit l'hydrogène à partir de méthane présent dans le gaz naturel ou bien présent dans le biométhane (gaz produit par dégradation de la biomasse puis épuré). L'hydrogène est un combustible dont la vitesse de propagation de flamme est extrêmement élevée : 260 cm/s (dans les conditions stœchiométriques).
- ❖ **Le monoxyde de carbone CO** : La teneur importante en monoxyde de carbone (gaz inodore et incolore) entraîne une toxicité des gaz d'émission des décharges. Même en faible concentration, il peut remplacer l'oxygène dans le processus de respiration et provoquer l'asphyxie.
- ❖ **Les composés azotés** : La présence de NH₃ dans le biogaz accélère et amplifie la combustion entraînant des contraintes thermiques pouvant entraîner la fonte des pistons et un échauffement des injecteurs, surtout à des valeurs de pH supérieures à 8,3.
- ❖ **L'eau H₂O** : A la sortie, le biogaz est saturé en vapeur d'eau et la quantité d'eau augmente avec la température du gaz. Les problèmes prévisibles sont : la vapeur d'eau réagit avec le H₂S pour former les acides sulfureux (nuisibles pour les vannes), la formation des poches d'eau dans

les conduites de gaz, l'augmentation des pertes de charge au niveau du filtre, une baisse du rendement du moteur due à la compression de l'eau contenue dans le biogaz.

Il y a également une possibilité de condensation de l'eau, dans le cas d'un moteur, dans la conduite après la suralimentation, cela entraîne le passage en phase liquide de différents composés traces et provoque de la corrosion. La solution consiste à refroidir le gaz via les conduites souterraines, ou par un groupe froid.

- ❖ **Les composés soufrés :** Le biogaz contient toujours de l' H_2S dont la proportion peut atteindre 2%. De nombreux problèmes sont liés à la présence de H_2S dans le biogaz. Cela provoque notamment la corrosion des conduites, des équipements de valorisation (moteurs, turbine, etc.) et des échangeurs de chaleur sur les fumées. Cette corrosion dépend de plusieurs facteurs : la teneur en H_2S , l'humidité, le type de matériau, le temps et le mode d'exposition (gazeux ou aqueux).

Le H_2S en milieu humide corrode l'acier en surface à une vitesse de l'ordre de 1 mm/an et fragilise la structure par la formation de cloques. On peut aussi constater l'augmentation de la fréquence des vidanges d'huile, du fait de la combustion de H_2S qui provoque l'acidification de l'huile de moteur. Les composés soufrés sont également des poisons au niveau des catalyseurs des piles à combustible et des moteurs. En effet, le H_2S empoisonne les catalyseurs. Il est également à l'origine de pluies acides, de pollution, d'odeurs aux conduites d'échappement et est nocif à la santé. Les solutions consistent à désulfurer le gaz soit par voie biologique ou par réaction avec l'hydroxyde de fer, ou encore par filtration sur du charbon actif.

- ❖ **Les hydrocarbures condensables :** Les hydrocarbures condensables sont les goudrons produits par la gazéification. Il n'existe aujourd'hui pas de procédé commercial pleinement satisfaisant pour le traitement des hydrocarbures condensables. Une autre voie de résolution du problème consiste à prévenir la formation de ces composés : type de gazéifier, conditions opératoires, choix du substrat. La quasi-totalité des technologies de production d'électricité à partir de gaz de biomasse nécessite un traitement pour réduire leur teneur en vapeurs d'hydrocarbures condensables (goudrons) et en particules. Le problème des hydrocarbures condensables (condensation au-dessous de 90-100°C) est l'une des principales difficultés de la gazéification.

- ❖ **Les composés organiques volatiles (COV) :** Les composés organiques volatiles (COV) présents dans les biogaz proviennent de deux origines :

- **Produits intermédiaires de la fermentation** (acides organiques par exemple), concernant tous les biogaz.
- **Produits présents dans le substrat** (produits présents dans les déchets ménagers, antibiotiques présents dans les lisiers, etc.). Les éléments présents peuvent être très nombreux, en particulier dans le gaz de décharge. Leur concentration dépend de plusieurs facteurs :
 - Le type de déchets enfouis OM (les ordures ménagères) ou DIB (les déchets industriels banals qui regroupent les déchets non dangereux produits par les industriels du commerce, de l'artisanat, des services et de l'administration, la chimie et la pétrochimie, etc.) ;
 - Les conditions de décomposition (température, humidité, pH, etc.) ;
 - L'âge de la décharge. Ce facteur peut être résumé ainsi :
 - **Déchets « jeunes » (< 5 ans)** : forte concentration de traces organiques, pourcentages élevés d'alcools et d'hydrocarbures halogénés.
 - **Déchets « moyens » (entre 5 et 10 ans)** : diminution de la concentration totale de traces organiques, pourcentages d'alcools et d'hydrocarbures halogénés stables et augmentation du pourcentage d'hydrocarbures aromatiques (cycliques).
 - **Déchets « anciens » (> 10 ans)** : diminution constante de la concentration totale de traces organiques, pourcentage prédominant d'alcane qui augmenteront avec l'âge et pourcentage d'hydrocarbures aromatiques qui diminueront avec l'âge.
- ❖ **Le silicium et ses composés : les siloxanes** ce sont des composés volatiles présents dans le biogaz sont composés de plusieurs constituants chimiques sous forme gazeuse : silicium, oxygène, chaîne carbonée. Ce sont des polymères organiques, hydrophobes et inertes chimiquement, de formule générale $R-SiO-R$. Communément utilisés pour la fabrication de cosmétiques, d'huiles et de peintures, ils se retrouvent principalement dans le gaz de décharge et en moindre mesure dans les gaz de digesteurs.
- ❖ **Le dioxyde de silicium (SiO_2)** : lorsque le biogaz est brûlé pour produire de l'électricité, les siloxanes se transforment en dioxyde de silicium (SiO_2), qui peut se déposer sur les différents équipements en contact avec le gaz brûlé, sous forme de dépôt blanchâtre apparenté à de la céramique.

I.4.2.4 Paramètres influençant la production du biogaz

De façon générale, les paramètres les plus importants qui influencent la production de biogaz dans un site d'enfouissement sont la quantité et la nature de la matière enfouie, d'autres facteurs comme le climat et les conditions d'enfouissement auront aussi des effets importants dans la production du biogaz. Comme dans la plupart des réactions biologiques, le pH du milieu, la disponibilité des nutriments et la présence des bactéries compétitrices comme celles de nature sulfato-réductrice influencent également la production de biogaz.

I.4.3 Caractéristiques de la matière enfouie

La génération du biogaz dans un site d'enfouissement dépend des conditions de dégradation de la matière enfouie (aérobie, anaérobie), le potentiel de génération de CH_4 pour chaque type de matière est par conséquent différent.

Par exemple, le plastique et le caoutchouc sont très peu dégradables, tandis que les résidus alimentaires se dégradent rapidement, mais produisent peu de biogaz, contrairement au papier, qui se dégrade lentement, mais produit plus de biogaz [12]. Plus le contenu et la biodisponibilité en carbone organique dans la matière enfouie est important, plus la génération de biogaz l'est aussi. La surface spécifique des déchets enfouis aura également un impact sur la rapidité à laquelle le biogaz est produit. En effet, plus la dimension des particules est réduite, par broyage ou par d'autres actions mécaniques, plus la réaction de dégradation est favorisée. L'homogénéité des déchets dans les cellules d'enfouissement favorise également la stabilité de la production de biogaz.

Le principal facteur pour le déroulement de la méthanisation est l'absence d'oxygène, mais il existe d'autres paramètres qui détermineront la performance de ce processus et par conséquent la vitesse de dégradation de la matière enfouie.

I.4.3.1 Présence d'oxygène dans les cellules d'enfouissement

L'oxygène O_2 est présent dans les cellules d'enfouissement lorsque les déchets sont récemment enfouis. A ce moment-là, la première phase de décomposition aérobie se déroule avec production de CO_2 , mais non de CH_4 . La concentration d' O_2 diminue graduellement avec le remplissage et l'entassement des cellules, et le processus de décomposition anaérobie se déclenche. Néanmoins, il est possible que lors de la phase de méthanogène stable se produisent des infiltrations d'air dans les cellules d'enfouissement, soit par diffusion directe de l'atmosphère ou par advection lorsqu'il se produit un différentiel de pression important dans le système de captage actif de biogaz [12].

Ce nouvel apport d' O_2 aura une influence inhibitrice sur la génération de CH_4 due à la compétition entre la décomposition aérobie et anaérobie.

I.4.3.2 Humidité

L'humidité est alors une condition très importante qui favorise la production de biogaz, son manque peu d'ailleurs entrainer l'arrêt de la production de biogaz. Pour que la méthanogène se produise, la teneur massique en eau des déchets doit se trouver généralement entre 15 et 50%, mais pour qu'elle soit faite de manière optimale, une teneur supérieure à 75% pourrait être requise. Ainsi, si les déchets sont dépourvus d'humidité, des amendements tels que par des eaux d'infiltration pourraient être nécessaires.

I.4.3.3 Température

La température des déchets dans une décharge dépend de la profondeur de la décharge, du nombre de couches couvrant la décharge, et du climat (près de la surface). Les températures élevées (en général dans la masse des déchets : 30-40°C) dans une décharge facilitent la croissance des bactéries qui produisent le méthane.

I.5 Caractérisation des déchets

En plus de son intérêt qui la place à la base de toute stratégie visant à trouver des filières de valorisation et/ou de commercialisation les plus appropriées, et le rôle qu'elle occupe en tant qu'étape essentielle pour atteindre les objectifs stratégiques du PNDM, la caractérisation des déchets consiste à déterminer la composition d'un gisement donné de déchets. Il s'agit d'une phase préalable nécessaire à toute approche efficace de bonne gestion et de planification raisonnée. En effet, la caractérisation permettra non seulement d'évaluer la production des déchets et suivre son évolution, mais aussi d'apprécier le potentiel de valorisation énergétique du gisement des déchets, et choisir les modes de traitement les mieux adaptés à son étude et les moins préjudiciables pour l'environnement [13].

L'étude de la composition des déchets n'est pas uniquement une étape nécessaire pour une bonne gestion, mais surtout une exigence permettant d'évaluer la quantité des matériaux produits, identifier leur source de génération, faciliter le design des équipements des procédés de traitement, définir les propriétés physiques, thermiques et chimiques des déchets et veiller sur l'affinité avec les lois et les réglementations en vigueur [14].

La mise en place de données fiables et la disponibilité d'informations capitales sur la caractérisation des déchets constituent donc un préalable à toute approche de gestion efficace des résidus car elles permettent principalement [14] :

- d'évaluer la masse des déchets produits et suivre son évolution en vue d'organiser et déterminer les stratégies futures en matière de gestion et de traitement ;
- d'évaluer le potentiel de valorisation (recyclage des métaux et du carton, compostage, etc.) ou les besoins pour le traitement et la réduction des déchets ;
- d'optimiser le mode de traitement en connaissant précisément la composition des déchets ;
- de prédire les écoulements de ces déchets dans l'environnement et travailler éventuellement sur la réduction de leur impact.

I.6 Les différentes méthodes de caractérisation

Toute méthode de caractérisation doit prendre en compte cet aspect de mise à jour des données. Par conséquent, elle doit être fiable, ajustée aux conditions locales et avoir un coût minimal pouvant être supporté par les collectivités intéressées [15].

Parmi les principales méthodes disponibles de caractérisation des déchets solides municipaux, on différencie les méthodes subséquentes :

I.6.1 Les méthodes directes

Les méthodes d'analyse directe se basent sur l'échantillonnage et le tri manuel des déchets dans un secteur précis pour spécifier leur composition selon des catégories prédéfinies. Les principales méthodes sont : la méthode MODECOM, le Protocole IBGE, le Protocole EPA et le Protocole ARGUS (Ben Ammar, 2006) [15].

I.6.1.1 La méthode MODECOM

Cette méthode a été développée en 1994 par l'Agence Française de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME). Elle vise à faire la caractérisation ou le triage à partir des déchets collectés par les bennes ou déposés dans les décharges [16].

Avec cette méthode, les résidus ménagers se divisent en 13 catégories (déchets putrescibles, cartons, papiers, plastiques, textiles, textiles sanitaires, complexes, combustibles non classés, métaux, verres, incombustibles non classés, déchets ménagers spéciaux et éléments fins inférieurs à 20 mm). Les 13 catégories sont ensuite séparées en 39 sous-catégories [17], avec la nécessité d'effectuer deux campagnes de caractérisation sur une année dont l'une en été et l'autre en hiver, comportant chacune les 5 étapes suivantes :

- Enquête préalable pour récolter l'ensemble des données essentielles à l'organisation d'une campagne d'analyse.
- Choix des bennes ou des conteneurs de collecte à échantillonner.

- Choix des échantillons pour triage.
- Tri d'un échantillon compris entre 300 kg et 500 kg en 13 catégories et en 39 sous-catégories par la suite.
- Analyses en laboratoire (composition, pouvoir calorifique, taux d'humidité, etc.) [15].

I.6.1.2 Le Protocole IBGE

Ce protocole a été conçu en 1995 par l'Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement en collaboration avec l'Agence Bruxelles-Propreté afin d'estimer le gisement et la composition des déchets ménagers. Il consiste à établir un bilan global de la production des déchets ménagers en se basant sur les données apportées par les gestionnaires de collectes des déchets ménagers organisées dans la région de Bruxelles-Capitale. Ces données concernent spécialement la collecte sélective unitaire : les quantités collectées via les associations charitables, via le réseau des bulles à verre, via les coins verts, via les sacs bleus et jaunes, ainsi que les quantités et compositions des déchets collectés via les parcs à conteneurs et la décharge locale [15].

I.6.1.3 Le Protocole IEPA

Développé en 1996 par l'Agence Irlandaise de Protection de l'Environnement, il est à peu près identique à la méthode MODECOM. L'échantillonnage et la taille de l'échantillon est en fonction du nombre de ménages dans la zone d'étude, du type d'habitats, du niveau social et du type du système de collecte utilisé [15].

I.6.1.4 Le Protocole ARGUS

Il a été développé en 1979-80 et en 1983-85 par l'Agence allemande de l'Environnement. Les résidus sont classifiés en 13 catégories qui sont : les métaux ferreux, les métaux non ferreux, les papiers et cartons, le verre, les plastiques, les déchets organiques, le bois, les textiles, les minéraux (autres que le verre), les composites, les déchets risqués, les éléments fins inférieurs à 10 mm et autres,. Ces déchets sont par la suite répartis en 41 sous-catégories [15].

I.6.2 Méthodes indirectes

La plus populaire est la méthode MFM (Material Flows Methodology) développée par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement EPA. Elle est basée sur l'analyse des produits mis sur le marché car tout produit commercialisé et consommé, est rejeté en tant que déchets. Les quantités des déchets engendrées pourraient être comptées si on connaît avec précision les quantités de tout produit fabriqué et mis sur le marché ainsi que ses durées de consommation spécifiques. Etant une méthode théorique, elle est rapide et moins coûteuse [15].

I.7 Procédés de traitement du biogaz

Le biogaz est un gaz dont la composition peut varier en fonction de son utilisation. Une épuration plus au moins poussée doit être menée, et la conservation d'une bonne qualité du biogaz permet de maintenir la garantie contractuelle sur des équipements de valorisation (chaudières de combustion du biogaz ou moteurs de cogénération).

Les techniques d'épuration du biogaz en biométhane sont basées sur son traitement qui consiste à enlever l'eau, l' H_2S et d'autres indésirables du biogaz. Son épuration consiste à le purifier en enlevant également le CO_2 jusqu'à atteindre un taux de CH_4 supérieur à 95 %. Le biométhane ainsi obtenu peut être utilisé en substitution de gaz naturel. Le tableau I.5 suivant résume les différentes techniques de purification de biogaz ainsi que les avantages et inconvénients de chaque procédé :

Tableau I.5 : Avantages et inconvénients des procédés de purification du méthane [11].

Techniques	Composés	Avantages	Inconvénients
Récupération de condensat le long d'une conduite.	H_2O	Procédé peu coûteux.	Nécessité d'une canalisation de transport du gaz sur une distance minimale de 50 m avec une pente de 1 % minimum.
Séchage du gaz par refroidissement.	H_2O	Simplicité de l'installation et performance du séchage directement liée à la température de refroidissement.	Plus la température de refroidissement sera basse, plus le procédé sera énergivore.
Séchage par glycol.	H_2O	Régénération possible.	Besoin de chaleur pour la régénération.
Désulfuration biologique intégrée.	H_2S	Technique peu coûteuse et facilement réalisable dans le cas de méthanisation en digesteur.	L'injection d'air peut avoir une incidence sur la qualité finale du biogaz.
Désulfuration biologique externe.	H_2S	Aucun réactif n'est nécessaire, demande énergétique limitée. Coûts de fonctionnement et d'investissements faibles. Adaptation aux variations de débit de gaz à traiter (débits de biogaz compris entre 500 et 20 000 m^3/j).	Vidange et rinçage réguliers du réacteur biologique pour éviter l'encrassement et l'accumulation de soufre.
Désulfuration par injection de chlorure de fer.	H_2S	Peu d'investissement et peu d'exploitation. Très intéressant pour des boues urbaines sur une station traitant le phosphore. Nombreuses applications sur les stations d'épurations.	Coûts des réactifs élevés. Technique spécifique au traitement des boues d'épuration.
Désulfuration par oxyde de fer.	H_2S	Fonctionnement simple et efficace pour des concentrations moyennes d' H_2S dans le biogaz.	Difficulté d'automatisation, le procédé nécessite un savoir-faire.

		Coût d'investissement peu élevé. Épuration en continu grâce au cycle épuration/régénération en parallèle. Nombreuses applications sur les stations d'épurations.	Régénération limitée. Installation sous forme de tour peut être encombrante. Dans la plupart des cas, le soufre élémentaire n'est pas récupérable économiquement. Coût élevé du réactif. La consommation de réactif dépend du débit de biogaz à traiter et de la teneur en H ₂ S.
Lavage NaOH.	H ₂ S	Bonnes performances d'épuration.	Pas de régénération possible. Grand volume d'eau souillée par sulfure de sodium. Coûts d'investissement et de maintenance importants.
Adsorption sur charbons actifs.	H ₂ S, COV, siloxanes	L'adsorption sur charbon actif permet l'élimination de plusieurs composés contenus dans le biogaz.	La régénération est très coûteuse en énergie pour la récupération du soufre. Sans régénération. L'installation nécessite de très grands volumes de réactifs pour un fonctionnement de 6 mois.
Adsorption sur d'autres media Tamis moléculaires.	H ₂ S, COV, siloxanes	Traitement adapté pour une épuration poussée. L'épuration se passe à température ambiante.	Coût prohibitif de la garniture à changer régulièrement, donc pas adaptée pour de gros débits de biogaz à traiter. Traitement réalisé sous pression (10 bars) d'où demande énergétique forte.
Silicagel.	Siloxanes	Bonne capacité d'adsorption, bonnes performances.	Coût d'installation plus élevé que pour du charbon actif, mais plus rentable sur du long terme.
Lavages aux amines.	H ₂ S, CO ₂	Procédé standard pour l'épuration du gaz naturel lors de l'extraction.	Procédé trop cher pour l'épuration du biogaz (consommable, conduites), il n'est pas adapté à l'échelle biogaz.

I.8 Machines de cogénération

I.8.1 Définition de la cogénération

La cogénération consiste à produire simultanément de la chaleur et de l'électricité dans une même installation. La chaleur est produite à titre principal, tandis que la production d'électricité est secondaire. Toute unité de cogénération est conçue sur mesure, en fonction des besoins locaux de chaleur.

La cogénération à partir de moteurs à gaz est indiquée pour des sites industriels de petites ou moyennes tailles et des centres de services. Le moteur à gaz entraîne un alternateur qui produit de

l'électricité. La chaleur des circuits de refroidissement du moteur et des gaz de combustion réchauffe un circuit d'eau par l'intermédiaire d'échangeurs de chaleur. L'eau chaude est utilisée pour couvrir des besoins industriels ou résidentiels en chaleur, comme par exemple le chauffage des bâtiments ou de serres.

I.8.2 Systèmes de cogénération

On peut classer les systèmes de cogénération en plusieurs types de machines :

I.8.2.1 La pile à combustible

Une pile à combustible est un générateur dans lequel la fabrication de l'électricité se fait grâce à l'oxydation sur une électrode d'un combustible réducteur (par exemple le dihydrogène H_2), couplée à la réduction sur l'autre électrode d'un oxydant, tel que le dioxygène O_2 de l'air. La réaction d'oxydation de l'hydrogène est accélérée par un catalyseur qui est généralement du platine. Si d'autres combinaisons sont possibles, la pile la plus couramment étudiée et utilisée est la pile dihydrogène-dioxygène ou dihydrogène-air (ceci s'expliquant notamment par l'abondance des ressources en hydrogène sur Terre et la facilité de production du dihydrogène).

I.8.2.2 Les moteurs à combustion interne

Les moteurs à combustion interne transforment l'énergie chimique emmagasinée dans un carburant en énergie mécanique grâce à l'expansion des gaz durant la combustion. Le terme « interne » exprime le fait que la combustion ait lieu à l'intérieur du moteur et que le mélange air-carburant et les produits de la combustion sont les fluides de travail. Le transfert de travail a lieu entre ces gaz et les composants mécaniques du moteur (piston, cylindre). Un moteur à combustion interne (MCI) est un type de moteur à combustion dans lequel l'énergie thermique dégagée par la combustion est convertie en énergie mécanique à l'intérieur du moteur. Il existe deux grands types de moteurs à combustion interne : les moteurs produisant un couple sur un arbre mécanique, et les moteurs à réaction éjectant rapidement un fluide par une tuyère.

I.8.2.3 Les moteurs à combustion externe

La machine à vapeur est un moteur à combustion externe qui transforme de l'énergie thermique en énergie mécanique. La vapeur d'eau produite grâce à une chaudière est utilisée pour mouvoir un piston dans un cylindre, puis ce mouvement de translation est transformé en rotation par des bielles. Le terme externe vient du fait qu'aucune combustion n'a lieu dans le moteur et que le fluide caloporteur demeure confiné dans celui-ci. L'énergie thermique est fournie par deux sources de température externes (une chaude et une froide). Les moteurs à combustion externe les plus connus sont le moteur

de Stirling, le moteur d'Ericsson et bien sûr, la machine à vapeur, apparus à la même époque que les premières machines à vapeur.

I.8.2.3.1 Le moteur de Stirling

Inventé en 1816 par ROBERT STIRLING afin de remplacer la chaudière à vapeur, le moteur de Stirling est un moteur à combustion externe qui utilise un gaz contenu dans une enceinte fermée chauffée par une source de chaleur située à l'extérieur. Cela permet d'avoir une combustion en continu. De plus, ce moteur ne contient pas de soupapes, ce qui diminue considérablement le bruit. Enfin, le moteur Stirling peut fonctionner avec tout type de combustible et avec l'énergie solaire à concentration.

I.8.2.3.2 Le moteur d'Ericsson

C'est un moteur d'Ericsson constitué d'un premier cylindre où est comprimé l'air et d'un deuxième cylindre moteur où l'air est dilaté par chauffage. Le cycle thermodynamique du moteur Ericsson est dans son principe très simple : il comprend deux mouvements pendant lesquels se produisent 4 phases. Le gaz utilisé subit les transformations suivantes :

- **Première phase** : pendant cette même descente de piston, l'air chaud contenu dans le cylindre inférieur est évacué à l'atmosphère car le tiroir met en relation le piston inférieur avec l'extérieur. Au cours de cette phase, l'air est à la pression atmosphérique, sa température devient progressivement celle de l'air extérieur.
- **Deuxième phase** : pendant toute la remontée du piston, le gaz frais est mis en pression à température constante. Le clapet de gauche est alors plaqué fermé, le clapet de droite s'ouvre dès que la pression du gaz est égale à celle du réservoir d'air.
- **Troisième phase** : pendant la première partie de la remontée du piston, de l'air frais est envoyé dans le cylindre inférieur. Cet air reste à la pression du réservoir d'air mais se met à la température de la source chaude.
- **Quatrième phase** : le piston termine sa course vers le haut, l'air dans le cylindre inférieur se dilate à température constante, celle de la source chaude. Dans le cylindre supérieur, l'air frais est toujours comprimé à température constante.

I.8.2.3.3 Le Cycle de Rankine Organique (ORC)

Le cycle de Rankine organique aussi appelé ORC (pour Organique Rankine Cycle en anglais) est un cycle thermodynamique, comme le cycle de Carnot ou de Stirling, parcouru par un fluide et constitué de quatre processus réversibles. Le cycle est réalisé soit dans le sens moteur, soit dans le sens pompe.

I.8.2.4 Les turbines à vapeur (à condensation ou à contre-pression)

La cogénération avec turbine à vapeur est actuellement la technologie la plus utilisée car la plus éprouvée. Pour les puissances supérieures à 1 MW, cette technologie est compétitive puisque les matériels sont standardisés quelle que soit la source d'énergie. Il existe deux types de turbines à vapeur :

I.8.2.4.1 Turbines à contre-pression

Elles sont essentiellement utilisées dans les cas où il existe un besoin en vapeur. La vapeur est détendue dans la turbine jusqu'à une pression supérieure à la pression atmosphérique, ce qui permet de la garder dans sa phase gazeuse. La vapeur détendue peut alors être valorisée pour un procédé industriel, une blanchisserie ou dans un réseau de chaleur. Le rendement électrique d'une telle turbine est plus faible (maximum 15 à 20 %) que celui d'une turbine à condensation mais la chaleur résiduelle constitue dans ce procédé un élément important valorisable. Le rendement global de l'installation en prenant en compte l'énergie consommée et l'énergie utile (électricité et chaleur) est meilleur. Il est possible de coupler les deux types de turbines pour obtenir un rendement électrique correct et permettre une valorisation de la chaleur : la vapeur est détendue dans une turbine à contre-pression puis dans une turbine à condensation avec possibilité d'utiliser une partie de la vapeur en sortie de la première turbine.

I.8.2.4.2 Turbines à gaz (TAG)

Cette technologie est adaptée aux grosses puissances (supérieures à 1 MW). Les installations sont semblables à celles fonctionnant au gaz naturel. Le gaz issu de la gazéification du bois est brûlé en mélange avec de l'air, au préalable comprimé dans un turbocompresseur, dans une chambre de combustion. Les gaz d'échappement sous pression issus de cette combustion subissent une détente dans une turbine à gaz couplée à un alternateur. Une partie de l'énergie mécanique produite peut être utilisée pour l'entraînement du turbocompresseur.

Le Tableau I.6 résume les systèmes de cogénération.

Tableau I.6 : Systèmes de cogénération [18].

Cogénérateurs	Sources d'énergie primaire adaptées	Puissance installée	Combustion	Rendement Electrique (%)	Rendement Global (%)
Moteurs à combustion interne (MCI)	Combustibles gazeux et liquides	3 à 10 kWel	Interne	25 à 45	65 à 92
Turbine à cycle de Rankine	Tout type de combustibles	4 kWel	Externe	10 à 20	70 à 90
Cycle de Rankine Organique (CRO)	Solaire, géothermie	3 MWel			> 70

Micro-turbine à gaz	Combustibles gazeux et liquides	15 à 300 kW _{el}	Interne ou externe	15 à 30	65 à 90
Moteur Stirling	Tout type de combustibles, solaire, géothermie	0.3 à 1.5 MW _{el}	Externe	10 à 33	65 à 95
Moteur Ericsson	Tout type de combustibles, solaire, géothermie	1 à 35 kW _{méca}	Externe ou interne	9 à 52	-
Pile à combustible	Hydrogène hydrocarbures	1 à 7 kW _{th}			70 à 90
Générateur thermo-électrique	Tout type de combustibles, solaire, géothermie	2 kW _{el}			74 à 90

I.9 Systèmes de captation de biogaz et de cogénération

Les différentes étapes du processus de transformation des déchets en énergie sont expliquées par les étapes suivantes et illustrées par la figure I.2 ci-dessous :

Étape 1 : Accueil des déchets dans la décharge pour enfouissement et installation des puits de captage du biogaz.

Étape 2 : Le biogaz captés par les puits verticaux est pompé sous l'action d'un pompage de biogaz.

Étape 3 : Le biogaz est injecté dans le réseau de distribution après une étape d'épuration très poussée.

Étape 4 : Une partie du biogaz est ensuite valorisée dans une centrale à cogénération. C'est le mode le plus courant pour la production simultanée, dans la même centrale, de deux formes d'énergie différentes : l'électricité et la chaleur.

Étape 5 : L'autre partie est acheminée de façon mécanique dans une torchère à flamme invisible pour assurer la combustion du gaz.

Étape 6 : La tension de l'électricité produite est élevée par un transformateur à 20 kV avant d'être exportée sur un câble électrique.

I.10 Conclusion

En vue d'une meilleure maîtrise des techniques de gestion des déchets, voire leur amélioration, nous avons présenté dans ce premier chapitre les résultats d'analyses bibliographiques en termes d'identification des différents types de déchets au Maroc et de classification des principales méthodes utilisées pour leur caractérisation. En dehors des techniques déjà connues d'organisation et d'optimisation de gestion des déchets et les grandes modalités de leurs traitements (enfouissement, incinération, recyclage, compostage, etc.), et eu égard de l'impact que peut représenter cette gestion quant à la maîtrise et l'amélioration des effets sur l'environnement, nous avons mis l'accent sur

l'importance d'exploitation du gisement des déchets pour la production d'énergie électrique et/ou thermique par valorisation du biogaz issu des décharges contrôlées. Ainsi, les techniques et procédés de purification de ce biogaz et les avantages et inconvénients de chaque procédé ont été identifiés, et les techniques de valorisation du biogaz par cogénération, brièvement décrites dans ce chapitre, seront largement discutées dans les chapitres qui suivent.

CHAPITRE II : MODÉLISATION DE LA PRODUCTION DE BIOGAZ ISSU DE LA DÉGRADATION DES DÉCHETS ENFOUIS À LA DÉCHARGE DE LA VILLE DE FÈS.

II.1 Introduction

L'enfouissement des déchets solides dans les décharges contrôlées, appelées centres d'enfouissement technique (CET), est l'un des moyens efficaces permettant de réduire les répercussions néfastes, qui peuvent résulter de la croissance continue des masses de ces déchets et de leur exposition à l'air libre, sur l'environnement et sur la qualité de vie des populations. Néanmoins, la dégradation de la matière organique contenue dans les déchets enfouis par l'activité anaérobie des bactéries, engendre la production d'importantes quantités de biogaz, composé principalement de méthane CH_4 , de dioxyde de carbone CO_2 , et d'autres gaz en faibles quantités.

Les quantités générées de méthane et de CO_2 , qui sont des gaz à effet de serre (GES) contribuant fortement au réchauffement climatique [19], sont fortement conditionnées par de nombreux facteurs dont, le mode d'enfouissement des déchets, la quantité et l'âge des déchets enfouis, leur composition en matière organique, les caractéristiques pédologiques et climatiques du site d'enfouissement, etc. Pour estimer la production de biogaz ou de méthane issu des centres d'enfouissement, la littérature fait part de nombreux modèles de calcul qui se basent généralement sur des cinétiques de décomposition de la matière organique contenue dans le déchet, tout en tenant compte des divers facteurs influençant.

Malgré le grand nombre et la diversité de modèles existants, certains d'entre eux utilisent des paramètres qui ne sont pas toujours disponibles à la décharge. Il n'est donc pas possible de les comparer tous pour savoir quel est le plus performant en termes de précision des résultats sans pouvoir le confronter aux mesures expérimentales. Dans la suite de cette étude, nous passerons en revue quelques modèles des plus cités dans la littérature, et nous appliquerons parmi eux deux modèles des plus couramment utilisés dans le monde, car ils sont parmi les plus précis, pour estimer la production annuelle du méthane CH_4 dans la décharge ECOMED de Fès. Une comparaison des prévisions de CH_4 généré et/ou cumulé dans la décharge sur une longue période (une centaine d'années), obtenues à partir de chaque modèle, sera discutée.

II.2 Modèles d'estimation de la production de biogaz issu des centres de stockage des déchets.

Pour répondre aux demandes d'inventaires nationaux en termes d'analyse de cycle de vie des sites d'enfouissement des déchets et d'adhésion aux exigences des réglementations en vigueur, plusieurs

modèles d'ordre zéro, de premier ou de deuxième ordre permettent de décrire en termes simples les changements complexes intervenant lors de la décomposition d'une décharge afin d'estimer la production de méthane au fil du temps [20]. Néanmoins, les modèles de premier ordre sont souvent les plus utilisés en raison du compromis qu'ils offrent entre une précision des résultats et une facilité d'utilisation [21].

II.2.1 Le Modèle EPER

C'est un modèle d'ordre zéro qui génère le taux de production de méthane indépendamment de la quantité de substrat restante ou de la quantité de biogaz déjà produite. Il fournit une approximation de la production de méthane à partir des décharges opérationnelles, mais non des décharges fermées. Bien que la décomposition anaérobie complète des déchets organiques dans les décharges nécessite de nombreuses années (50 ans et plus), le modèle EPER considère uniquement l'entrant des déchets de la dernière année pour estimer la production de méthane [22].

Le modèle EPER peut être décrit mathématiquement comme suit [23] :

$$M_e = M * DOC * DOC_f * F * D_c * C \quad (II.1)$$

où :

- M_e : Quantité d'émission de méthane diffusé (tonnes de CH_4 /an).
- M : Quantité annuelle de déchets enfouis (tonnes de déchets/an).
- DOC : Proportion de carbone biodégradable (tonnes de C/tonne de déchets).
- DOC_f : Fraction de carbone organique réellement dégradable.
- F : Fraction volumique de CH_4 dans le biogaz généré (tonne CH_4 /tonne C).
- D_c : Efficacité de la collecte.
- C : Concentration en méthane.

II.2.2 Le Modèle SWANA

Le modèle SWANA (Solid Waste Association of North America) est utilisé pour modéliser la quantité de gaz généré dans le temps par une masse de déchets placée dans un centre de stockage.

L'effet du vieillissement des déchets sur la production de gaz est intégré au modèle. Pour chaque quantité unitaire de déchets, le taux de génération de gaz de décharge diminue de manière exponentielle. Ce modèle peut être représenté sous sa forme simple par l'équation suivante [24] :

$$Q_{CH_4} = W * L_o * \exp^{-k * (t - t_o)} \quad (II.2)$$

Où :

- Q_{CH_4} : Production annuelle de méthane (m^3 /an).
- W : Masse totale des déchets stockés (tonnes).
- L_o : Potentiel de génération du méthane de déchets (m^3 /tonne).

- t : Temps (an).
 t_o : Temps de latence (an)
 k : Constante de vitesse de premier ordre (an^{-1}).

Le modèle de premier ordre SWANA peut être représenté également par l'équation modifiée suivante, décrite par (Van Zanten et Scheepers, 1995) [25] :

$$G = W * L_o * \frac{k + s}{s} * [1 - e^{-s * (t - t_a)}] * [k * e^{-k * (t - t_a)}] \quad (\text{II.3})$$

Où :

- G : Production totale de biogaz au temps t (m^3/an).
 W : Masse totale des déchets stockés (tonnes).
 L_o : Potentiel annuel de génération de méthane (m^3/tonne).
 k : Taux de génération du méthane (an^{-1}).
 t : Temps écoulé depuis le début de stockage (an).
 t_a : Temps entre le début de stockage et le début de la production de biogaz (an).
 s : Constante de temps de croissance de premier ordre (an^{-1}).

Sous sa forme modifiée, la forme du modèle suppose que la génération de méthane peut être faible au début. La génération augmente ensuite jusqu'à un sommet avant de décliner de manière essentiellement exponentielle.

II.2.3 Le Modèle TNO

C'est un modèle de premier ordre où l'effet de l'épuisement du carbone dans les déchets au fil du temps est pris en compte. La formation de gaz d'enfouissement à partir d'une certaine quantité de déchets est supposée décroître de manière exponentielle dans le temps. Le modèle TNO qui calcule la production de biogaz sur la base de carbone organique dégradé dans les déchets peut être décrit mathématiquement par l'équation suivante [26], [27] :

$$\alpha_t = \zeta \times 1.87 \times A \times C_o \times k_1 \times e^{-k_1 \times t} \quad (\text{II.4})$$

où :

- α_t : Production de gaz de décharge à un moment donné (m^3/an).
 ζ : Facteur de dissimilation représentant la fraction de matière organique dégradable ($\zeta = 0.58$).
 A : Quantité de déchets en place (tonnes).
 C_o : Quantité de carbone organique dans les déchets (kg de C/tonnes de déchets).
 k_1 : Constante du taux de dégradation ($k_1 = 0.094 \text{ an}^{-1}$).
 t : Temps écoulé depuis le dépôt (an).
 1.87 : Facteur de conversion (m^3 de CH_4/kg de C dégradé).

II.2.4 Le Modèle multiphase Afvalzorg

NV Afvalzorg a mis au point le modèle multiphase Afvalzorg afin de prévoir les émissions de méthane de plusieurs flux de déchets entrants dans des décharges aux Pays-Bas [28]. La directive de l'Union Européenne sur la mise en décharge des déchets interdit la pénétration des déchets biodégradables non traités dans une décharge, et le modèle tient compte de ces exigences réglementaires.

Les flux des déchets sont caractérisés par des fractions C_o de carbone organique auxquelles on associe une valeur k selon que la décomposition se fait rapidement, modérément ou lentement. Les valeurs de k pour les désintégrations rapides, modérées et lentes sont calculées par les demi-vies du carbone, comme indiqué dans l'équation (II.5), cela suppose que la biodisponibilité relative et le type de C_o sont équivalents pour toutes les fractions de déchets [28] :

$$\alpha_t = \zeta \times \sum_{x=1}^3 (C_x \times A \times C_o \times k_{1,x} \times e^{-k_{1,x} \times t}) \quad (II.5)$$

où :

- α_t : Production de gaz de décharge à un moment donné (m^3/an).
- ζ : Facteur de dissimilation représentant la fraction de matière organique dégradable ($\zeta = 0.58$).
- C_x : Facteur de conversion.
- $k_{1,x}$: Constante du taux de dégradation de la fraction x (an^{-1}).
- t : Temps écoulé depuis le dépôt (an).
- A : Quantité de déchets en place (tonnes).
- C_o : Quantité de carbone organique dans les déchets (kg de C /tonnes de déchets).
- x : Fraction de déchets avec taux de dégradation $k_{1,x}$ (kg de la fraction i/kg de déchets).

II.2.5 Le modèle LandGEM

Basé sur une équation du taux de décomposition du premier ordre permettant de quantifier les émissions provenant de la décomposition des déchets enfouis dans les décharges des déchets solides municipaux, le modèle LandGEM fournit une approche relativement simple pour estimer les émissions de gaz de décharge. Il permet de calculer le rendement en méthane en fonction de la quantité M_i des déchets déposés dans une décharge au cours de toutes les années de fonctionnement de la décharge, du taux annuel k de production de méthane, et du potentiel annuel L_o de génération de méthane [29]. L'équation du taux de décomposition du premier ordre utilisée dans le modèle LandGEM est la suivante [30] :

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \left(\sum_{j=0,1}^1 k \times L_o \times \left(\frac{M_i}{10} \right) \times e^{-k \times t_{ij}} \right) \quad (II.6)$$

où :

Q_{CH_4} : Production annuelle de méthane dans l'année de calcul (m^3/an).

k : Taux annuel de production de méthane (an^{-1}).

L_o : Potentiel annuel de génération de méthane ($m^3/tonne$).

M_i : Masse des déchets acceptés dans la $i^{ème}$ année (tonnes).

i : Incrément de temps d'une année.

j : Incrément de temps en 1/10 d'année.

n : (Année de calcul) n (Année initiale d'acceptation des déchets).

t_{ij} : Age de la $j^{ème}$ section de la masse de déchets M_i acceptée dans la $i^{ème}$ année (années décimales, par exemple 5,7 ans).

Les paramètres importants de l'équation (II.6) sont le taux annuel de production de méthane k et le potentiel annuel de génération de méthane L_o [31].

II.2.6 Le modèle EPA

Le modèle ci-dessus a été conçu pour estimer la production du méthane et non les émissions du méthane dans l'atmosphère. Ce modèle, développé par l'agence américaine « Environmental Protection Agency of The United States (USEPA) » [32] est décrit par l'équation (II.7) suivante :

$$Q_{CH_4} = R * L_o * [e^{-k*t_c} - e^{-k*t}] \quad (II.7)$$

où :

Q_{CH_4} : Quantité de méthane générée (m^3/an).

L_o : Potentiel annuel de génération de méthane ($m^3/tonne$) :

R : Taux annuel moyen d'acceptation des déchets au cours de la vie active du site (tonnes).

k : Taux de génération de méthane (an^{-1}).

t_c : Temps écoulé depuis la fermeture du site d'enfouissement, en années ($c = 0$ pour les sites d'enfouissement actifs).

t : Temps écoulé depuis le placement initial des ordures (an).

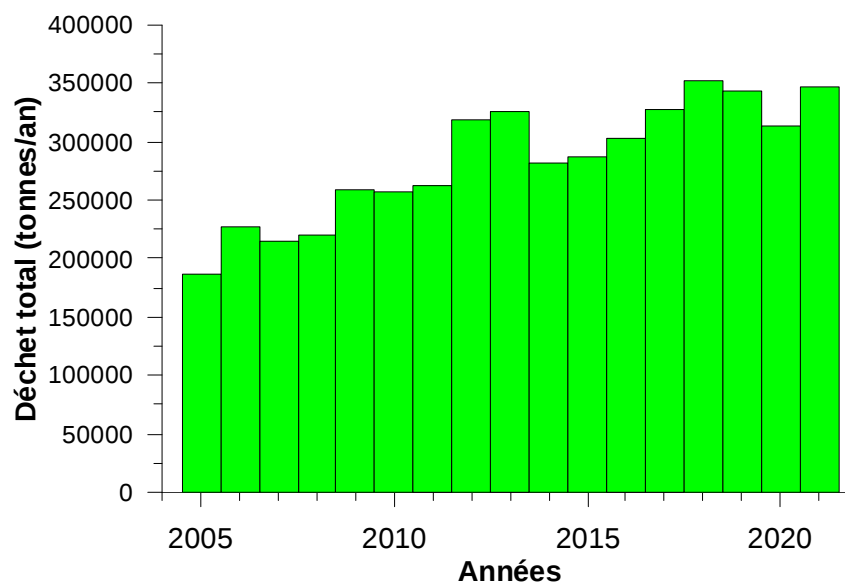
Comme nous pouvons le constater, l'une des données de base utilisée par les différents modèles est la quantité des déchets enfouis. Selon le modèle considéré, cette quantité correspondra soit à la masse totale des déchets stockés (modèle SWANA), soit à la masse moyenne des déchets acceptés au cours de la vie active du site (modèle EPA), soit à la masse des déchets acceptés pendant une année en tenant compte de l'âge d'une section de la masse de déchets acceptés (modèle LandGEM), etc.

Néanmoins, comme le déchet est un produit hétérogène constitué d'un mélange complexe de produits d'origine diverses, sa valorisation énergétique nécessite au préalable sa caractérisation stœchiométrique pour déterminer son contenu massique en matière organique dégradable. En effet, la diversité de la nature des déchets (différence des constituants de la matière organique) influence leur vitesse de dégradation, ce qui n'engendre pas la même quantité de biogaz.

Afin de pouvoir estimer de façon correcte la biodégradabilité des déchets enfouis à la décharge ECOMED de Fès, leur caractérisation stœchiométrique permettra non seulement de connaître les pourcentages des déchets fermentescibles (papier et carton, matière organique, textile, bois, etc.), mais également d'aider à construire une base de données fiables sur leur cinétique de dégradation et sur les paramètres physico-chimiques pouvant être utilisés comme intrants des modèles retenus pour notre étude de comparaison. Ces paramètres physico-chimiques (granulométrie, pH, matière sèche, matière organique, DCO, DBO5, azote organique, azote ammoniacal, carbone organique et total, etc...) sont déterminés en tenant compte des conditions d'enfouissement des déchets (conditions anaérobiques) et des caractéristiques climatiques du site (température, pluviométrie, etc.), ou à défaut, à partir des données recommandées par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) [31].

II.3 Caractérisation des déchets enfouis à la décharge de la ville de Fès

Selon une analyse statistique des quantités totales du déchet total enfouis dans la décharge ECOMED de Fès entre les années 2005 et 2021, nous avons relevé que la quantité annuelle de ces déchets augmente d'une année à l'autre (figure II.1).



II.1 : Evolution des quantités annuelles du déchet total enfoui entre 2005 et 2021.

A priori, on peut penser que cette augmentation est due principalement à l'un des facteurs influençant la production des déchets, à savoir l'accroissement de la population de la ville de Fès durant la même période. Une analyse plus fine à l'échelle d'une période plus courte (une année par exemple), montre que le déchet total enfoui, qui contient des catégories de déchets de natures différentes (déchet ménager assimilé, ordures ménagères, déchets verts, etc.) avec des pourcentages, différents selon la

zone de collecte, et variables dans le temps selon la période de collecte, présente un profil de variation saisonnier qui reflète la conjugaison des profils de variation de chaque catégorie de déchet qu'il contient.

Afin de mettre en évidence le caractère saisonnier de ce phénomène qui se reproduit globalement d'une année à l'autre, nous avons considéré une période de 6 ans (entre 2016 et 2021) pendant laquelle les données quotidiennes sur la quantité du déchet total enfoui dans la décharge de Fès sont examinées. Ces données, collectées à partir de 9 zones, sont d'abord regroupées par mois, puis moyennées pour obtenir des moyennes mensuelles du déchet enfoui quotidiennement. Les 9 zones de collecte sont :

- Mechouer,
- Sidi Hrazem,
- Aïn Chekef,
- Aïn Baïda,
- Ouled Tayeb,
- Aéroport,
- Moulay Yakoub,
- Khemiss Hamriya, et
- Sbeaa Rouadi,

Par manque de données quotidiennes sur la quantité du déchet total enfoui pendant les deux périodes (janvier, février et mars 2016), et (octobre, novembre et décembre 2018), le nombre de moyennes mensuelles calculées pour toute la période de 6 ans est réduit à 66 au lieu de 72. Les 12 moyennes mensuelles représentant une année moyenne sont calculées pour chaque mois en utilisant seulement 5 moyennes pour les mois où il y a un manque de données, et 6 moyennes pour le reste.

L'analyse des quantités moyennes mensuelles du déchet total enfoui quotidiennement à la décharge de la ville de Fès pendant la période 2016-2021 montre que l'évolution mois par mois de ces quantités est caractérisée par une augmentation depuis le mois de janvier jusqu'au mois de juillet, puis une diminution jusqu'au mois de novembre pour augmenter de nouveau à partir du mois de décembre. Dans la figure II.2 suivante qui représente cette évolution on peut constater que, malgré les deux zones en blanc correspondant aux périodes de manque de données évoquées plus haut, ce phénomène est globalement entretenu.

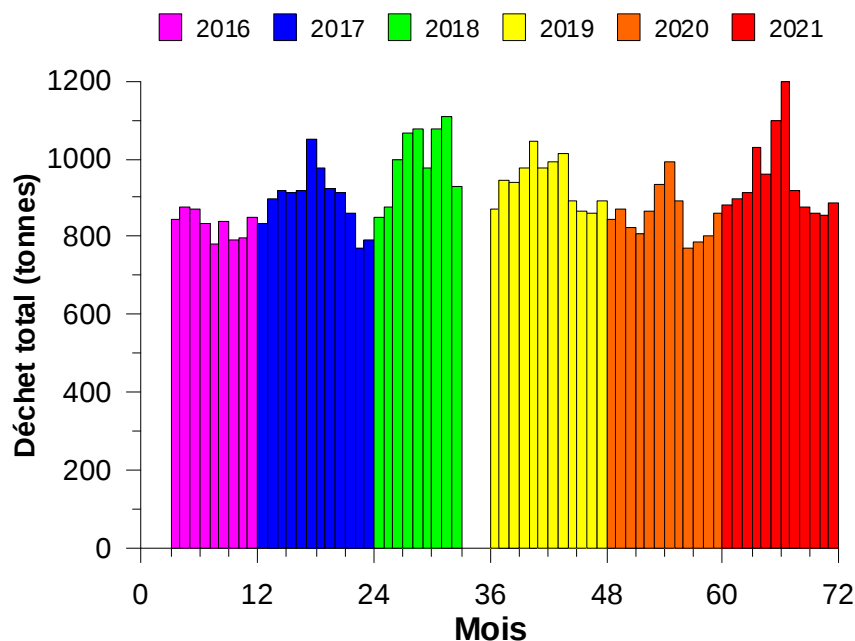


Figure II.2 : Moyennes mensuelles par année du déchet enfoui quotidiennement.

Ceci est probablement dû à ce que, d’une part, les occupations des populations occasionnées par des journées plus longues en période d’été (juin, juillet, août), et des activités plus diversifiées, sont plus intenses qu’en période d’hiver (décembre, janvier, février) où les journées sont plus courtes. Et d’autre part, l’évolution du déchet total, qui est la conjugaison des évolutions de chaque catégorie de déchets enfouis, est influencée par la catégorie la plus dominante. Cette hypothèse est confirmée par la figure II.3 qui présente une comparaison entre le profil de variation du déchet quotidien total enfoui entre 2016 et 2021 et les profils de variation pendant la même période des ordures ménagères (OM) et des déchets ménagers assimilés DMA dont les pourcentages massiques sont les plus importants.

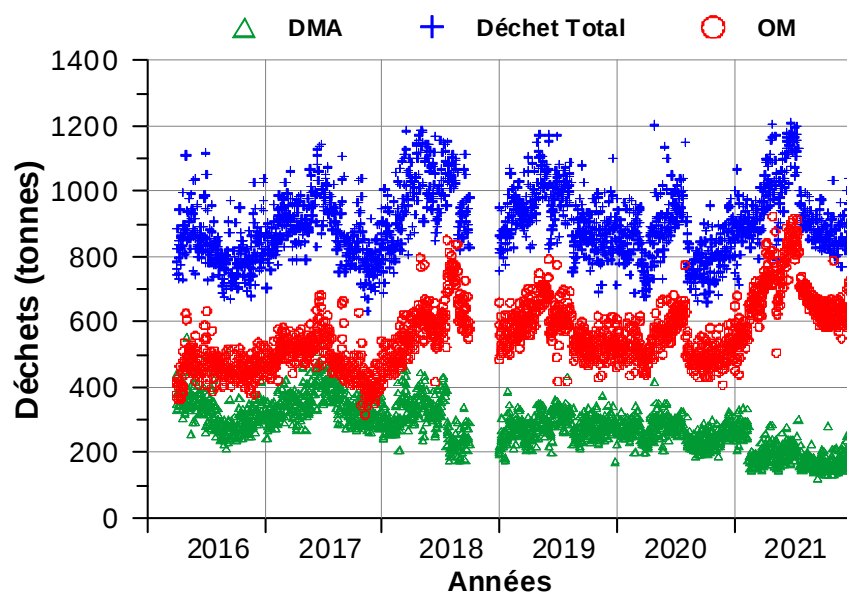


Figure II.3 : Evolution des déchets quotidiens enfouis à ECOMED Fès entre 2016 et 2021.

L'analyse des 12 moyennes mensuelles du déchet total enfoui quotidiennement, calculées pour toute la période de 6 ans montre par ailleurs, que, pour une moyenne annuelle d'environ 900 tonnes de déchet total enfoui quotidiennement, environ 992 tonnes sont en moyenne enfouies quotidiennement pendant le mois de juillet, contre seulement 816 tonnes pendant le mois de novembre (figure II.4).

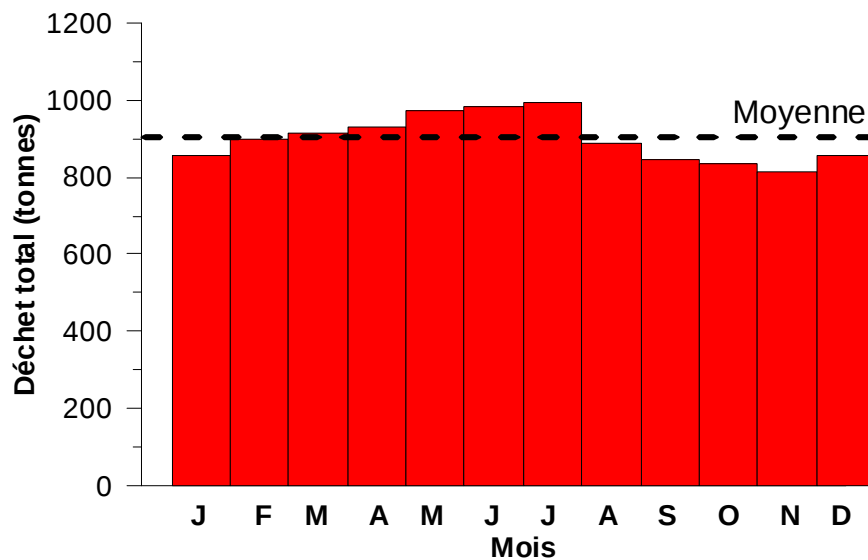


Figure II.4 : Moyennes mensuelles du déchet enfoui quotidiennement pendant la période 2016-2021.

Le caractère saisonnier de variation des quantités du déchet total enfouis est une fois de plus confirmé, même pour une longue période de 6 ans.

II.3.1 Méthodologie de l'étude de caractérisation

Plusieurs méthodes de caractérisation des déchets ménagers ont été décrites dans l'étude bibliographique [13], [14], [15], [16]. Dans notre cas, nous avons choisi la méthode de MODECOM, conçue par l'ADEME [33], pour sa bonne représentativité des résultats, le niveau acceptable de précision des données qu'elle offre, et le faible coût financier qu'elle nécessite. Les étapes suivies par cette méthode sont déjà citées dans l'analyse bibliographique du Chapitre I (voir § I.6.1.1). Les résultats de notre étude de caractérisation, qui est un élément parmi les outils d'aide à la décision en matière de gestion des déchets au Maroc, permettront de contribuer à la mise en place d'une stratégie globale de gestion durable des déchets dans le pays, en rendant disponibles les données quantitatives et qualitatives sur la composition des ordures ménagères à Fès, et leur potentialité de générer du biogaz.

Ainsi, sous ma propre supervision et ma participation en tant que responsable du Service de Suivi Environnemental à ECOMED de Fès, il a été mis à la disposition de l'équipe chargée de réaliser ce

travail de caractérisation l'outillage nécessaire et les techniques de triage et de ramassage appropriées (figure II.5).



Figure II.5 : Equipe chargée d'exécuter le tri des ordures ménagères.

Pour la modélisation du volume du biogaz produit, l'équipe qui comprenait des étudiants stagiaires en Master et des techniciens de ECOMED était répartie en binômes chargés chacun d'exécuter une tâche bien précise qui consistait à réaliser dans le vrac, le tri des ordures ménagères suivant 7 catégories différentes et placer par catégorie les ordures ménagères triées dans des sacs plastiques réservés à cet effet (Figure II.6).



Figure II.6 : Caractérisation des déchets ménagers selon plusieurs catégories.

II.3.1.1 Période de l'étude

Pour le choix de la période de caractérisation des déchets enfouis dans la décharge de Fès, le résultat intéressant de l'étude statistique montrant que la moyenne quotidienne sur une période de 6 ans du déchet enfouis est d'environ 900 tonnes par jour, nous a conduits à choisir le ou les mois de l'année où la quantité mensuelle moyenne du déchet total enfoui quotidiennement est proche ou égale à cette valeur. C'est pour cette raison que les échantillons de déchets, nécessaires pour les besoins de notre étude de caractérisation, ont été prélevés sur les déchets enfouis pendant le mois de mars 2021 où la quantité mensuelle moyenne du déchet total enfoui quotidiennement est de **914,4 tonnes** par jour (voir figure II.4).

II.3.1.2 Outillages utilisés

Les moyens matériels utilisés pour réaliser ce travail et mettre en œuvre cette campagne de caractérisation sont rapportés ci-dessous :

- le grappin et le chargeur de l'usine,
- des sacs en plastique de 100 litres ;
- une balance de 500 kg de portée ;
- 2 pelles de grande capacité ;
- un balai ;
- un tonnelet de 12 kg ;
- des équipements de protection individuelle (chaussures de sécurité, gilet, gants anti-piqûres, masques anti-poussières, etc.).

II.3.1.3 Zone d'étude

Comme on peut le constater sur la figure II.7, l'évolution entre 2005 et 2021 des quantités annuelles des déchets produits est proportionnelle à l'accroissement pendant la même période de la population des zones de Fès concernées par l'étude. Etant donné que Fès et ces zones comptent actuellement une population d'environ 2,8 Millions d'habitants, répartis entre 10 provinces, une différence substantielle des niveaux de vie socio-économiques existe aussi bien entre les différentes provinces qu'à l'intérieur de chaque province où l'on distingue trois niveaux de vie ou standings : Haut, Moyen et Bas.

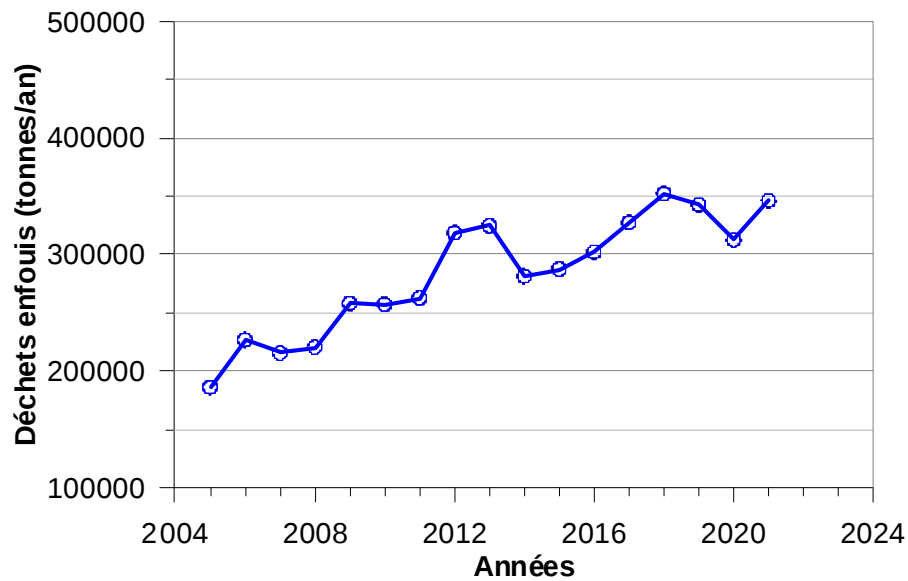


Figure II.7 : Evolution des quantités de déchets en fonction de la population de Fès entre 2005 et 2021.

II.3.1.4 Collecte

La collecte utilisée dans notre étude a été effectuée dans la décharge ECOMED sur des déchets ménagers et assimilés ramassés à partir de trois secteurs situés à Fès. Ces secteurs sont choisis selon le haut, le bas et le moyen standing :

- **Secteur I (Haut Standing) :** *Mimouza* et *Route d'Immouzer*.
- **Secteur II (Bas Standing) :** *EL Hafa* et *Quartier 45*.
- **Secteur III (Moyen Standing) :** *Oued-Fès* et *Hay Salam*.

II.3.1.5 Echantillonnage

Afin de représenter les données de bases et fournir le maximum d'informations sur les qualités et la composition des ordures ménagères, cette étude de caractérisation a permis de définir le poids d'échantillonnage des DMSA triés au niveau de la décharge de Fès. Pour un échantillon total d'environ 300 kg, ce tri a été fait suivant les 7 catégories principales, cités dans la figure II.8. Il s'agit des matières organiques, papiers et cartons, plastiques, textiles, verres, métaux et autres.

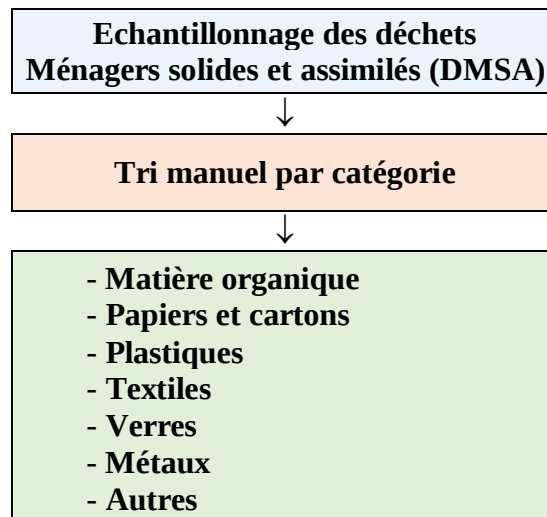


Figure II.8 : Méthode de tri manuel des DMSA par catégorie.

II.3.1.6 Matériels et méthodes

Le triage manuel de la quantité d'environ 300 kg de DMSA nous a permis d'identifier et classer les déchets par catégories (figure II.9). Pour réussir cette phase importante du tri manuel des déchets en diverses catégories ainsi que l'enregistrement des données, l'équipe formée de 9 personnes a réalisé une enquête préalable pour recueillir l'ensemble des données nécessaires à l'identification des différentes classes représentatives parmi les composantes des déchets.



Figure II.9 : Identification, classement et tri manuel des déchets par catégories.

A l'arrivée des camions bennes, les échantillons de déchets prélevés sont pesés et les déchets sont étalés sur une table de tri. Le personnel responsable commence à séparer les déchets par catégories prédéfinies, et chaque type de déchet est mis dans un sac en plastique et pesé séparément. L'analyse des données recueillies servira de base pour évaluer le gisement des déchets ménagers produits par la ville de Fès.

II.3.2 Résultats des secteurs étudiés

L'enquête préalable réalisée pour recueillir les données nécessaires à l'identification des différentes classes significatives parmi les composantes des déchets ménagers dans les trois secteurs considérés a conduit aux résultats suivants :

- **Secteur I (Zone Haut Standing) : Mimouza et Route d'Immouzer**

Le tri des déchets de ce secteur a montré que les déchets organiques représentent **68,66 %** de la masse globale, le taux de carton-papier **8,33 %**, la fraction plastique **12 %**, celle des textiles **6,33 %**, le reste des composants comme le verre, les métaux, le bois, etc. représente **4,68 %**.

- **Secteur II (Zone Bas Standing) : EL Hafa et Quartier 45**

Le tri des déchets de ce secteur montre que les principaux composants des déchets ménagers sont : les déchets organiques qui représentent **78 %** de la masse globale, le taux de carton-papier **5,33 %**, la fraction plastique **3,33 %**, celle des textiles **9,33 %**, le reste des composants comme le verre, les métaux, le bois, etc. représente **4,01 %**.

- **Secteur III (Zone Moyen Standing) : Oued-Fès et Hay Salam**

Le tri des déchets de ce secteur montre que les principaux composants des déchets ménagers sont : les déchets organiques qui représentent **73,33 %** de la masse globale, le taux de carton-papier **4,33 %**, la fraction plastique **6 %**, celle des textiles **13,33 %**, le reste des composants comme le verre, les métaux, le bois, etc. représente **3,01 %**.

Le tableau II.1 suivant résume les résultats des fractions des déchets obtenus par catégorie et par secteur :

Tableau II.1 : Fractions des déchets par catégorie et par secteur.

Catégorie de déchet	Fractions des déchets (%)			Moyenne
	Secteur I Zone Haut-Standing <i>Mimouza et Route d'Immouzer</i>	Secteur II Zone Bas-Standing <i>EL Hafa et Quartier 45</i>	Secteur III Zone Moyen-Standing <i>Oued Fès et Hay Salam</i>	
Plastique	12,00	3,33	6,00	7,10
Carton/Papier	8,33	5,33	4,33	6,00
Textile	6,33	9,33	13,33	9,66
Métal	1,66	0,33	0,66	0,88
Verre	1,66	0,67	1,00	1,10
Matière organique	68,66	78,67	73,33	73,53
Bois	0,00	1,67	0,00	0,56
Déchets verts	0,30	0,33	0,30	0,31
Autre	1,33	0,33	1,00	0,88

La figure II.10 montre la répartition des ordures ménagères par catégorie pour chaque secteur.

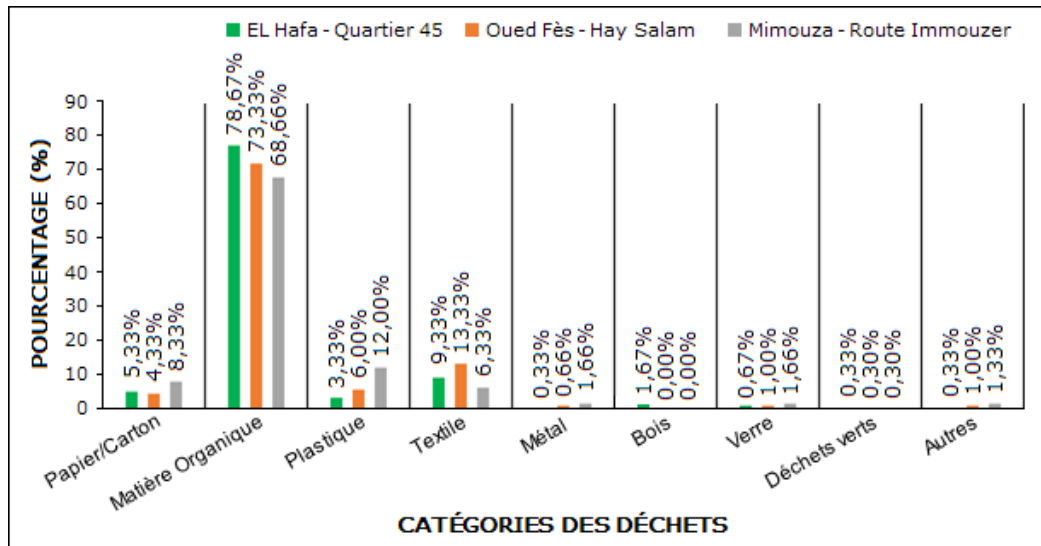


Figure II.10 : Répartition des ordures ménagères par catégorie pour chaque secteur.

II.3.3 Discussions

Afin de confirmer l'intérêt que représente le triage dans l'identification des différentes fractions composant les déchets, et l'inégalité de ces fractions d'un secteur à l'autre, nous avons présenté dans la figure II.11 une classification par type de déchets permettant de déduire le pourcentage moyen des déchets fermentescibles ou réutilisables.

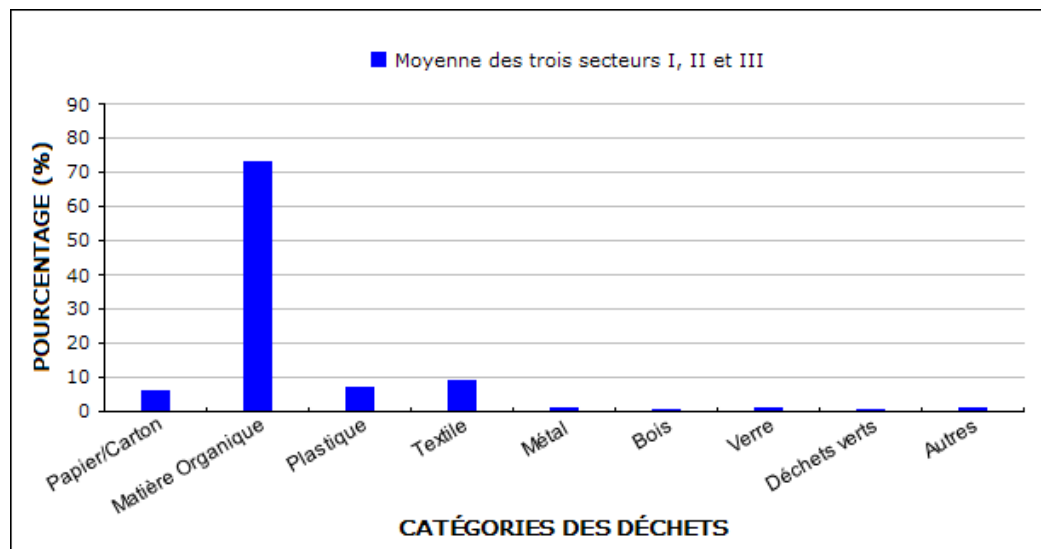


Figure II.11 : Pourcentages moyens par catégorie des déchets pour les trois secteurs I, II et III.

Cette classification montre clairement que les déchets de ces secteurs sont riches en matières biodégradables avec une moyenne majoritaire de 73,53 %. Ce qui reflète la consommation élevée des habitants de la ville de Fès en matières organiques. Par ailleurs, le taux des déchets riches en

matières valorisables, en particulier le papier-carton, le plastique et le textile, est plus important que les métaux et le verre. Le bois et les autres catégories de déchets présentent des taux moins importants. Le tableau II.2 ci-dessous donne les fractions moyennes en (%) et le poids en (kg) des déchets par catégorie pour les trois secteurs réunis.

Tableau II.2 : Fractions moyennes des déchets par catégorie pour les trois secteurs réunis.

Catégorie de déchet	Fraction Moyenne (%)	Poids (kg)
Plastique	7,11	21,33
Papier/Carton	6,00	18,00
Textile organique	4,66	13,98
Textile non organique	5,00	15,00
Métal	0,88	2,64
Verre	1,11	3,33
Matière organique	73,55	220,65
Bois	0,56	1,68
Déchets verts	0,31	0,93
Autre	0,89	2,67
Somme	100,07	300,21

Les résultats des fractions moyennes en (%) et du poids en (kg) des trois secteurs pour la matière fermentescible sont donnés par le tableau II.3. L'analyse de ces fractions montre que le total des déchets fermentescibles dans le déchet DMSA total de la ville de Fès est de **85,08 %**. Notons que la fraction moyenne du textile (**9,66%**) inclut une fraction de textile non organique ou synthétique (**4,66%**), et une fraction de textile organique (**5,00%**). Seule la fraction du textile organique est fermentescible.

Tableau II.3 : Fractions moyennes en (%) et poids en (kg) de la matière fermentescible des trois secteurs réunis.

Fermentescibles	Fraction Moyenne FR_x (%)	Poids (kg)
Papier/Carton/Textile	10,66	31,89
Matière organique	73,55	220,65
Bois	0,56	1,68
Déchets verts	0,31	0,93
Total	85,08	255,24

Les valeurs des fractions moyennes FR_x (%) données par ce tableau seront utilisées dans la suite de notre étude pour calculer les principaux paramètres d'entrée des modèles de modélisation, le taux de génération de méthane k et le potentiel de production de méthane L_0 .

II.3.4 Constitution d'une base de données des masses annuelles des déchets de la ville de Fès

Pour notre étude, l'année d'ouverture de la décharge de Fès est $t_0 = 2005$, et l'année estimative de sa fermeture est $t_f = 2034$. Les quantités annuelles du déchet total enfoui à la décharge de Fès dont on dispose jusqu'à présent correspondent à celles mesurées entre 2005 et 2021 par le pont bascule de la décharge et enregistrées dans le logiciel Transistor. Les quantités annuelles des déchets qui seront éventuellement enfouis entre 2022 et 2034, voire au-delà, sont estimées à partir des premières par ajustement linéaire au sens des moindres carrés. La figure II.12 montre la dispersion des mesures autour de la droite de régression suivante, obtenue avec un bon coefficient de corrélation $R = 0.91$:

$$Y = 9131,7 * X + 18098435 \quad (\text{II.8})$$

où X est l'année de calcul, et Y la masse annuelle des déchets correspondante en (tonnes/an).

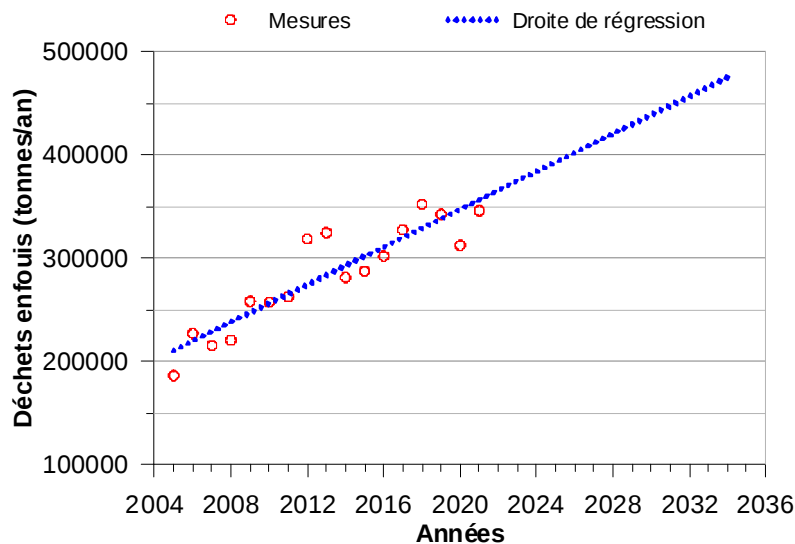


Figure II.12 : Dispersion des mesures autour de la droite de régression des déchets enfouis au cours des années.

Ainsi, l'adjonction des masses annuelles des déchets enfouis mesurées entre 2005 et 2021 à celles estimées entre 2022 et 2034 constituera une base de données qui sera utilisée comme entrée des modèles retenus.

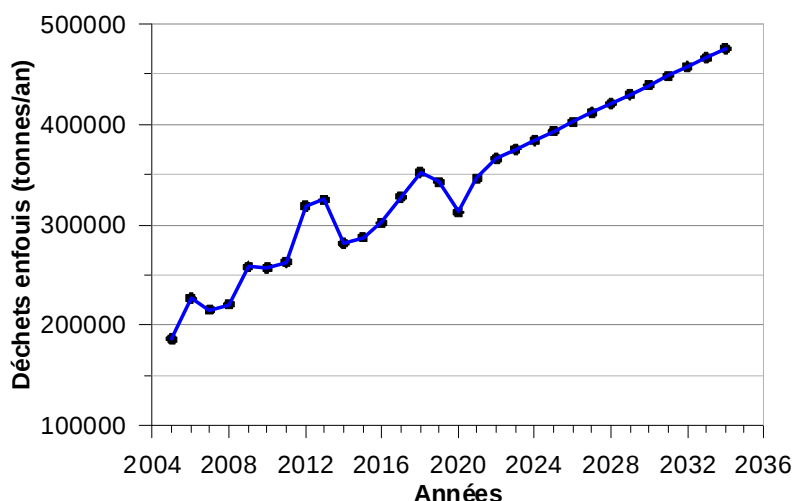


Figure II.13 : Evolution entre 2005 et 2034 des masses annuelles des déchets enfouis à la décharge de Fès.

II.4 Détermination du taux annuel k de génération du méthane

II.4.1 Contexte climatique de la ville de Fès

D'après les Lignes Directrices 2006 du *GIEC* pour les Inventaires Nationaux de Gaz à Effet de serre [31], le taux annuel k de génération du méthane doit être déterminé en fonction du contexte climatique régional du site d'enfouissement des déchets.

Selon ces lignes directrices, deux types de climats régionaux distincts sont à considérer en fonction de la température annuelle moyenne (TAM) de la région :

- pour $TAM \leq 20$ °C, le climat est dit **Boréal et Tempéré** ;
- pour $TAM > 20$ °C, le climat est dit **Tropical**.

Pour les climats de type Boréal et Tempéré, deux cas sont à distinguer en fonction du rapport des précipitations annuelles moyennes (PAM) et de l'évapotranspiration potentielle annuelle (PET) de la région considérée :

- lorsque $PAM/PET < 1$, le climat est dit **Boréal et Tempéré Sec (BTS)** ;
- lorsque $PAM/PET > 1$, le climat est dit **Boréal et Tempéré Humide (BTH)**.

Pour les climats de type Tropical, deux cas sont également à distinguer en fonction de la valeur du taux des précipitations annuelles moyennes (PAM) :

- lorsque $PAM < 1000$ mm, le climat est dit **Tropical Humide (TH)** ;
- lorsque $PAM \geq 1000$ mm, le climat est dit **Tropical Très Humide (TTH)**.

Afin de classer la ville de Fès selon son type de climat, conformément aux Lignes directrices 2006 du *GIEC* pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre [31], nous avons utilisé les résultats

d'une étude que nous avons réalisée pour déterminer les PET de 75 villes marocaines à partir de leurs TAM et PAM [34]. Ces résultats montrent que, pour une température annuelle moyenne $TAM = 18,042\text{ }^{\circ}\text{C}$ et des précipitations annuelles moyennes $PAM = 536\text{ mm}$, l'évapotranspiration potentielle annuelle de la ville de Fès est $PET = 916\text{ mm}$, et le rapport $PAM/PET = 0,585$ est inférieur à 1, ce qui indique que le climat de la ville de Fès est de type **BTS (Boréal et Tempéré Sec)**.

II.4.2 Taux annuel de production de méthane

Le taux annuel k de production de méthane dépend de la composition des déchets enfouis, des conditions d'enfouissement (température, humidité, compactage, etc.), et du type de climat du site d'enfouissement. Il est calculé à partir de la relation suivante :

$$k = \frac{\sum_{x=1}^{n_x} k_x \times FR_x}{\sum_{x=1}^{n_x} FR_x} \quad (\text{II.9})$$

où :

FR_x : Fraction en (%) du type x des déchets fermentescibles. Pour chaque type x des déchets fermentescibles retenus, les fractions FR_x sont données par le tableau II.3 du paragraphe précédent II.3.3.

k_x : Taux annuel de génération du méthane de la fraction FR_x dépendant du type de climat (an^{-1}).

n_x : Nombre de types de déchets ($n_x = 4$ dans notre cas).

II.4.2.1 Taux annuel k_x de génération du méthane par type x de déchet

Les plages de variation du taux annuel k_x de génération de méthane recommandées par défaut par les lignes directrices du *GIEC* sont données, pour chaque type de climat, par le tableau suivant [31] :

Tableau II.4 : Plages des valeurs par défaut du taux annuel k de génération du méthane.

Plages de k_x par type de climat régional (an^{-1})					
		Boréal et tempéré ($TAM \leq 20^{\circ}\text{C}$)		Tropical ($TAM > 20^{\circ}\text{C}$)	
Vitesse de dégradation	Nature du déchet	Sec ($PAM/PET < 1$)	Humide ($PAM/PET > 1$)	Humide ($PAM < 1000\text{ mm}$)	Très Humide ($PAM \geq 1000\text{ mm}$)
Lente	Papier et textiles	0,030 ã 0,050	0,050 ã 0,070	0,040 ã 0,060	0,060 ã 0,085
	Bois et paille	0,010 ã 0,030	0,020 ã 0,040	0,020 ã 0,040	0,030 ã 0,050
Moyenne	Rebuts de jardin et autres putrescibles	0,040 ã 0,060	0,060 ã 0,100	0,050 ã 0,080	0,150 ã 0,200
	Déchets municipaux	0,040 ã 0,060	0,080 ã 0,100	0,050 ã 0,080	0,150 ã 0,200
Rapide	Déchets industriels	0,040 ã 0,060	0,070 ã 0,100	0,050 ã 0,080	0,150 ã 0,200
	Nourriture et boues municipales	0,050 ã 0,080	0,100 ã 0,200	0,070 ã 0,100	0,170 ã 0,700

Pour la ville de Fès, de type de climat (**BTS**), et pour chaque catégorie x prise à part des déchets fermentescibles retenus (papiers et textiles, bois, déchets verts et déchets organiques), les valeurs minimale k_{xmin} , moyenne k_{xmoy} et maximale k_{xmax} du taux annuel k_x de génération du méthane qui seront retenues par défaut pour notre étude, sont données par le tableau II.5 suivant.

Tableau II.5 : Taux annuel moyen k_x de génération du méthane par catégorie de déchet pour le climat de type **BTS.**

Vitesse de dégradation	Nature du déchet	FRx (%)	$k_{xmin} (an^{-1})$	$k_{xmoyen} (an^{-1})$	$k_{xmax} (an^{-1})$
Lente	Papier et textiles	10,66	0,030	0,040	0,050
	Bois	0,56	0,010	0,020	0,030
Moyenne	Déchets verts	0,31	0,040	0,050	0,060
Rapide	Déchets organiques	73,55	0,050	0,065	0,080
	Total	85,08			

II.4.2.2 Taux annuel total k de production de méthane

Pour la fraction totale des fermentescibles obtenus par caractérisation des déchets (voir tableau II.5), le taux annuel k de production totale de méthane est finalement calculé par l'équation (9) ci-dessus :

$$k_{moy} = \frac{(0,04 \times 10,66) + (0,02 \times 0,56) + (0,05 \times 0,31) + (0,065 \times 73,55)}{85,08} = 0,0615 \text{ an}^{-1}.$$

Soit ; $k_{moy} = 0,0615 \text{ an}^{-1}$

En utilisant les valeurs de k_{xmin} et k_{xmax} données par le tableau II.5, les valeurs minimale et maximale du taux annuel total de production de méthane pour la décharge de Fès sont :

$$k_{min} = 0,0472 \text{ an}^{-1} \quad \text{et} \quad k_{max} = 0,0758 \text{ an}^{-1}$$

Dans notre étude, seule la valeur moyenne $k_{moy} = 0,0615 \text{ an}^{-1}$ sera retenue pour la suite des calculs.

II.4.3 Capacité de production potentielle de méthane L_o

La capacité de production de méthane L_o (**m^3 de CH_4 par tonne de déchet**), qui représente la quantité de méthane produite par tonne des déchets enfouis, ne dépend que du type et de la composition des déchets déposés dans la décharge. Elle est calculée à partir de la relation

$$L_o = \frac{F \times DOC \times DOC_f \times MCF \times 16}{12 \times \rho} \quad (II.10)$$

où :

L_o : Capacité de production potentielle de méthane (m^3 /tonne) :

F : Fraction volumique de CH_4 dans le biogaz généré (tonne CH_4 /tonne C).

DOC : Carbone organique dégradable total (*kg de carbone / kg de déchet*) ne dépendant que de la nature des déchets.

DOC_f : Fraction de carbone organique réellement dégradable.

MCF : Facteur de correction du méthane.

ρ : Masse volumique du méthane *CH₄* (*kg/m³*).

16/12 : Rapport moléculaire pondéral *CH₄/C* (*ratio*).

II.4.3.1 Carbone organique dégradable total *DOC*

Le carbone organique dégradable total *DOC* est calculé à partir de la relation :

$$DOC = \frac{\sum_{x=1}^n FR_x \times DOC_x}{\sum_{x=1}^n FR_x} \quad (II.11)$$

où *DOC_x* est le Carbone Organique Dégradable pour le type *x* de déchet (*kg de C / kg de déchet*), et *n* = 4 est le nombre de types *x* de déchets concernés par l'étude.

Les plages de variation de *DOC_x* recommandées par le *GIEC* pour différents types *x* de déchets sont données par le tableau suivant [31] :

Tableau II.6 : Plages de valeurs du taux de *DOC_x* pour différents types de déchets.

Nature de déchet	<i>DOC_x</i> (<i>kg de carbone / kg de déchet</i>)
Nourriture	0,08 ã 0,20
Rebuts de jardin	0,18 ã 0,22
Papier	0,36 ã 0,45
Bois et paille	0,39 ã 0,46
Textiles	0,20 ã 0,40
Déchets municipaux	0,12 ã 0,28
Boues municipales	0,04 ã 0,05
Déchets industriels	0,00 ã 0,54

Pour les quatre catégories de déchets étudiés, les valeurs minimale (*DOC_{xmin}*), moyenne (*DOC_{xmoy}*) et maximale (*DOC_{xmax}*) du taux de carbone organique dégradable *DOC_x* qui seront retenues pour notre étude sont données par le tableau II.7 suivant [31] :

Tableau II.7 : Valeurs retenues pour le taux moyen de carbone organique dégradable *DOC_x*.

Nature du déchet	<i>FR_x</i> (%)	<i>DOC_{xmin}</i> (<i>kg/kg</i>)	<i>DOC_{xmoy}</i> (<i>kg/kg</i>)	<i>DOC_{xmax}</i> (<i>kg/kg</i>)
Papier et textiles	10,66	0,36	0,405	0,45
Bois	0,56	0,39	0,420	0,46
Déchets verts	0,31	0,18	0,200	0,22
Déchets organiques	73,55	0,08	0,140	0,20

En tenant compte des fractions **FR_x (%)** des quatre catégories **x** de déchets dans la composition moyenne du déchet DMSA total de la ville de Fès (voir tableau II.3), le taux de carbone organique dégradable **DOC** est calculé par la relation (II.11) ci-dessus :

$$DOC = \frac{(0,405 \times 10,66) + (0,42 \times 0,56) + (0,20 \times 0,31) + (0,14 \times 73,55)}{85,08} = 0,1753 \text{ m}^3/\text{tonne} .$$

Soit ; **DOC_{moy} = 0,1753 m³/tonne** .

II.4.3.2 Fraction du carbone organique dégradable **DOC_f**

La fraction **DOC_f** de carbone organique dégradable qui se décompose est une estimation de la fraction de carbone qui s'est effectivement dégradée et est produit par les déchets. Il reflète le fait qu'une part de carbone organique dégradable ne se dégrade pas ou se dégrade très lentement, en conditions anaérobiques dans la décharge. La valeur par défaut recommandée par le *GIEC* pour **DOC_f** est [31] :

$$DOC_f = 0,5.$$

II.4.3.3 Facteur de correction du méthane **MCF**

La valeur recommandée par défaut par le *GIEC* du coefficient de correction du méthane émis par un site contrôlé de stockage permanent en conditions anaérobiques des déchets est :

$$MCF = 1 .$$

II.4.3.4 Masse volumique du méthane **ρ_{CH₄}**

Dans les conditions normales de température et de pression ($T = 0^\circ\text{C}$, $P = 101\,325\text{ Pa}$), le volume molaire du méthane **CH₄** est $V_{CH_4} = 22,414\text{ litres/mol} = 22,414.10^{-3}\text{ m}^3/\text{mol}$. Pour une masse molaire $M_{CH_4} = 16,043.10^{-3}\text{ kg/mol}$, la masse volumiques du méthane est :

$$\rho = 0.7158 \text{ kg/m}^3 = 0,0007158 \text{ tonnes/m}^3$$

II.4.3.5 Fraction volumique du méthane dans le biogaz **F**

La fraction moyenne **F** de **CH₄** dans le biogaz de la décharge de Fès est déduite des mesures réalisées pendant les deux années 2018 et 2019. En effet, le réseau de collecte du biogaz (et des lixiviats), constitué de conduites perforées en polyéthylène à haute densité **PEHD**, comprend des ramifications latérales reliées à 24 têtes de puits. En chaque tête de puit, un analyseur de biogaz (GEM 2000) permet de mesurer périodiquement la qualité du biogaz et afficher en temps réel les concentrations de ses principaux composants (méthane **CH₄**, dioxyde de carbone **CO₂**, hydrogène sulfuré **H₂S**, oxygène **O₂**,

etc.). L'analyse de ces mesures montre que la fraction moyenne F de CH_4 dans le biogaz de la décharge de Fès est :

$$F = 59,91 \% \approx 60 \%$$

La figure II.14 suivante montre l'évolution de la fraction F mesurée à la décharge de Fès pendant les deux années 2018 et 2019.

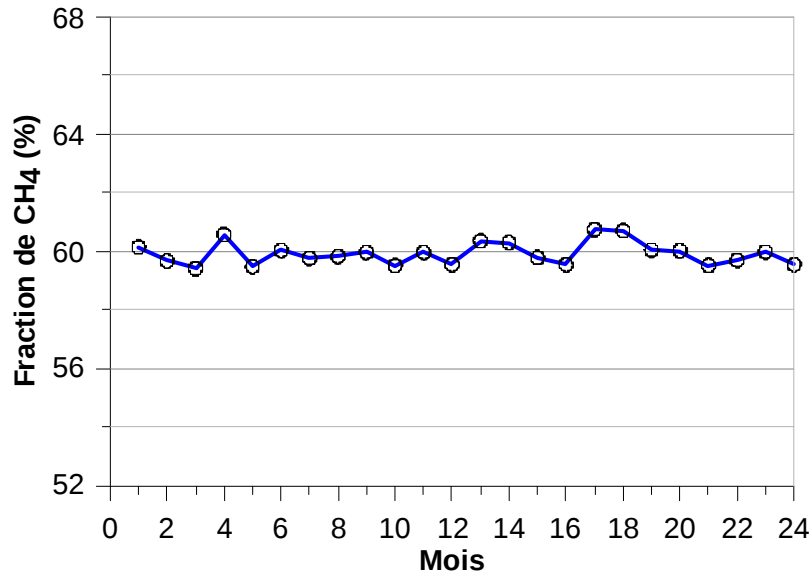


Figure II.14 : Evolution de la fraction mesurée F de CH_4 dans le biogaz de la décharge de Fès.

Une fois tous les paramètres de calcul sont déterminés, on calcule la capacité de production potentielle de méthane L_o ($m^3/tonne$) de la décharge de Fès à partir de la relation (II.10) ci-dessus :

$$L_o = \frac{0,6 \times 0,1753 \times 0,5 \times 1 \times 16}{12 \times 0,7158 \times 10^{-3}} = 97,96 \text{ } m^3 / \text{ tonne}$$

Cette valeur moyenne de L_o est comprise entre la valeur minimale $L_{omin} = 65,66 \text{ } m^3/tonne$ et la valeur maximale $L_{omax} = 130,20 \text{ } m^3/tonne$. Dans notre étude, seule la valeur moyenne $L_o = 97,96 \text{ } m^3/tonne$ sera retenue pour la suite des calculs.

II.4.4 Application du modèle LandGEM

Le modèle d'émissions de gaz d'enfouissement LandGEM est un outil d'estimation automatisé doté d'une interface Microsoft Excel qui peut être utilisée pour estimer les taux d'émission du total des gaz d'enfouissement, du méthane, du dioxyde de carbone, des composés organiques non méthaniques et des polluants atmosphériques provenant des décharges de déchets solides municipaux.

Basé sur une équation du taux de décomposition de premier ordre, le modèle LandGEM fournit une approche relativement simple permettant de quantifier les émissions du biogaz provenant de la décomposition des déchets enfouis.

Pour le cas de la décharge de la ville de Fès, les valeurs des paramètres importants qui seront utilisés comme entrées du modèle sont :

- les masses annuelles du déchet total enfoui entre 2005 et 2034 (mesurées entre 2005 et 2021, et estimées entre 2022 et 2034) ;
- le taux annuel moyen de production de méthane calculé précédemment $k = 0,0615 \text{ an}^{-1}$;
- le potentiel annuel moyen de génération de méthane calculé précédemment $L_o = 97,96 \text{ m}^3 \text{ de } CH_4 \text{ par tonne de déchet}$.

Les résultats d'estimation par le modèle LandGEM du volume de biogaz et de méthane, générés sur une longue période par la décharge de Fès, sont illustrés par les courbes de la figure II.15 suivante :

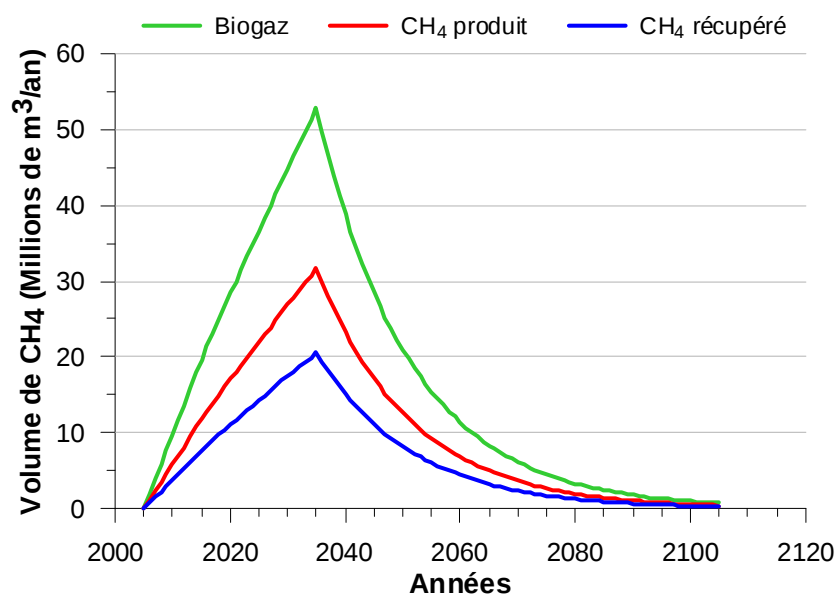


Figure II.15 : Estimations de production de biogaz dans la décharge de Fès (LandGEM).

Ces courbes montrent que les évolutions respectives des productions du biogaz et du méthane, entre la première année de production (2006) et l'année 2100, augmentent au fur et à mesure au cours des années pour atteindre en 2035 (une année après la fermeture prévue de la décharge), un maximum de **52,781 millions m³/an** pour le biogaz, soit **31,679 millions m³/an** pour le méthane. Les productions du biogaz et du méthane générés diminuent ensuite progressivement jusqu'à devenir négligeables. Avec un taux de récupération de 65 % en volume du méthane généré, le maximum de méthane récupéré atteint en 2035 n'est que de **20,585 millions de m³/an**. Une intégration de la courbe de

production du méthane récupéré entre 2006 et 2105 (courbe en bleu de la figure II.15), montre que le volume total du méthane pouvant être récupéré et valorisé par la décharge de Fès est $V_{VCH_4} = 652,966 \approx 653 \text{ millions de } m^3$.

II.4.5 Application du modèle EPA

Le modèle EPA utilise l'équation (II.7) définie précédemment. Les valeurs des paramètres importants qui sont utilisés comme entrées du modèle sont :

- le taux annuel moyen **R** d'acceptation des déchets au cours de la vie active du site. Ce taux qui a pour valeur **R = 343069 tonnes/an** est obtenu en moyennant les masses annuelles du déchet total enfoui entre 2005 et 2034 (mesurées entre 2005 et 2021, et estimées entre 2022 et 2034) ;
- le taux annuel de production de méthane **k = 0,0615 an⁻¹** ;
- le potentiel annuel de génération de méthane **L_o = 97,96 m³ de CH₄ / tonne de déchet**.

Les résultats d'estimation par le modèle EPA du volume de méthane généré sur la même période par la décharge de Fès, sont illustrés par les courbes de la figure II.16 suivante qui représentent l'évolution du méthane généré entre la première année de production (2006) et l'année 2105, estimée par les deux modèles EPA et LandGEM.

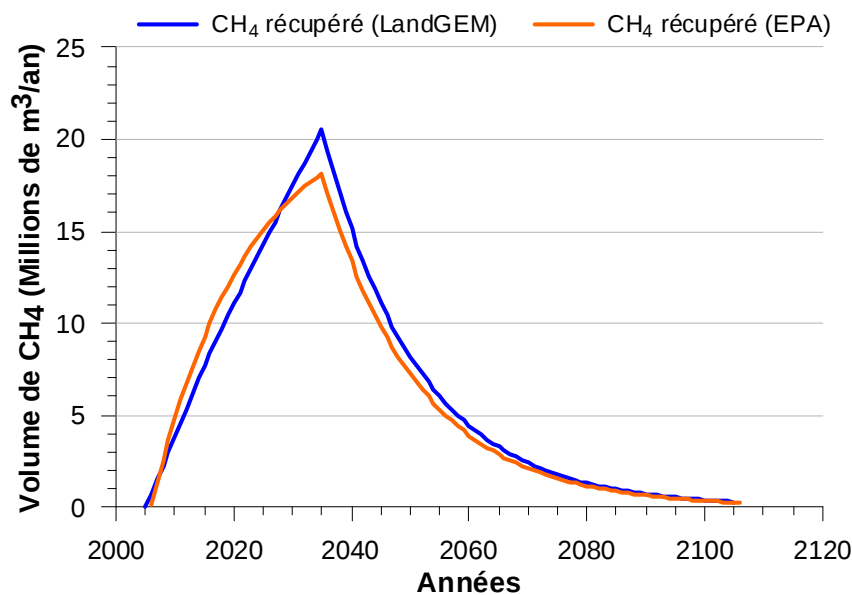


Figure II.16 : Comparaison de l'estimation de production du méthane récupéré dans la décharge de Fès par les deux modèles LandGEM et EPA.

La courbe d'évolution obtenue par le modèle EPA montre que le volume du méthane récupéré augmente également au fur et à mesure au cours des années d'enfouissement des déchets pour

atteindre en 2035 un maximum de **18,464 millions m^3/an** , valeur légèrement inférieure au maximum obtenu par le modèle LandGEM (**20,585 millions m^3/an**).

21,2 millions de m^3/an / 365 = 58082,2 $m^3/jour$

A des fins de comparaison des deux modèles, nous définissons l'asymptote de production zéro de CH_4 par la première année où le volume annuel de CH_4 générée/récupérée est inférieur à 1 million de m^3/an par exemple. Pour le modèle EPA, cette asymptote est atteinte à partir de l'année 2088, alors que pour le modèle LandGEM, elle est atteinte en 2091. Une comparaison de la production totale cumulée de CH_4 récupéré, estimée à partir des deux modèles, montre que le volume total cumulé de CH_4 est d'environ **652,3 millions de m^3** pour le modèle LandGEM, contre **629,7 millions de m^3** pour le modèle EPA, soit une sous-estimation par le modèle EPA de **3,46 %** par rapport au modèle LandGEM. Une comparaison de l'évolution du volume cumulé de CH_4 , estimé par les deux modèles LandGEM et EPA pour la décharge de Fès est présentée par les courbes de la figure suivante.

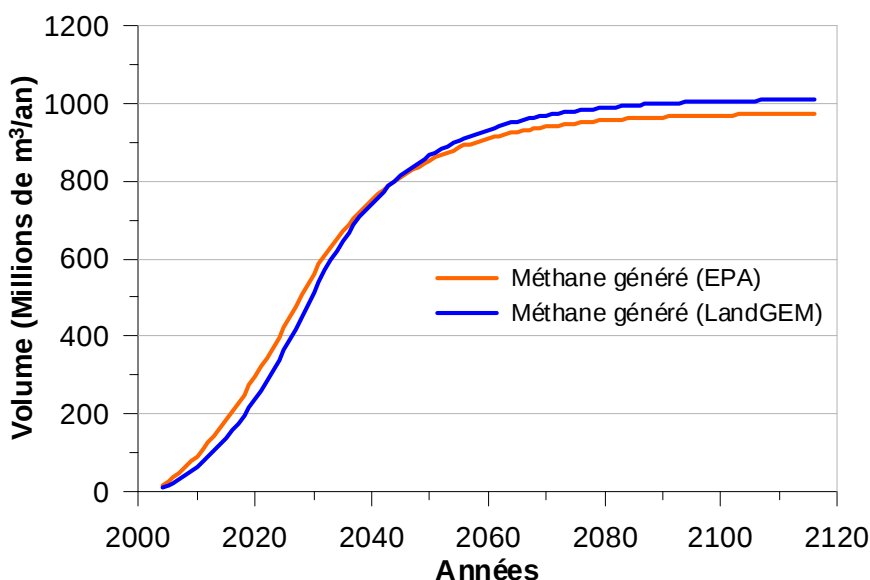


Figure II.17 : Comparaison de l'évolution du volume cumulé de CH_4 récupéré, estimé par les deux modèles LandGEM et EPA pour la décharge de Fès.

II.5 Comparaison entre les modèles et le débitmètre

Afin de comparer le volume du méthane généré, calculé par chacun des deux modèles, au volume réel du biogaz mesuré, nous avons branché pendant la semaine du 11 au 16 juillet 2021 un débitmètre au collecteur de biogaz à l'entrée de l'unité de soutirage de la décharge de Fès. Les mesures prises toutes les 24 heures du débit quotidien de biogaz (en $Nm^3/jour$), sont données par le tableau suivant :

Tableau II.8 : Débit quotidien moyen mesuré au débitmètre à la décharge de Fès.

Date	11/07/21	12/07/21	13/07/21	14/07/21	15/07/21	16/07/21	Moyenne
Débit (Nm ³ /jour)	28482,6	28132,7	26752,2	27707,8	29047,0	26645,3	27794,6

Pour une température ambiante moyenne $T = 27,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ mesurée au cours de la même période, et pour une pression atmosphérique $P = 1\text{ atm} = 1,01325\text{ bar}$, le volume quotidien moyen du biogaz mesuré par le débitmètre (exprimé en Nm³/jour), est d'abord converti en (m³/jour) selon la relation :

$$V_{\text{biogaz}} (\text{m}^3 / \text{jour}) = V_{\text{biogaz}} (\text{Nm}^3 / \text{jour}) \times \frac{1,01325}{P (\text{bar})} \times \frac{T (^{\circ}\text{C}) + 273,15}{273,15}$$

Soit : $V_{\text{biogaz}} = 27794,6 \times 1,01 = 30601,9 (\text{m}^3 / \text{jour})$

Ce volume quotidien moyen est ensuite multiplié par 365 jours pour avoir le volume annuel moyen du biogaz généré :

Soit $V_{\text{biogaz}} = 30601,9 \times 365 = 11169693,5 (\text{m}^3 / \text{an})$

En admettant que le biogaz produit est constitué de 60 % de méthane, le volume annuel moyen du méthane produit par la décharge est donc :

$$V_{\text{CH}_4} = 11169693,5 \times 0,6 = 6701816,1 (\text{m}^3/\text{an})$$

Une comparaison de cette valeur aux valeurs du volume de méthane estimées en 2021 par les deux modèles EPA et LandGEM montre que la valeur estimée par le modèle LandGEM (**6996442 m³/an**) est plus proche de celle mesurée au débitmètre que la valeur estimée par le modèle EPA (**8207275 m³/an**). De ce fait, et quoique la durée des mesures ne soit pas étalée sur une longue période, le modèle LandGEM sera utilisé dans la suite de notre étude comme seul modèle d'estimation du méthane des décharges.

II.6 Conclusion

Pour estimer la quantité de méthane généré par les décharges d'enfouissement des déchets, plusieurs modèles mathématiques se basant tous sur la cinétique de décomposition de la matière organique contenue dans le déchet ont été passés en revue. Parmi ces modèles, les deux modèles EPA et LandGEM ont été utilisés pour la prévision sur une longue période (100 ans) de la quantité de méthane généré et/ou cumulé dans la décharge de Fès. Les résultats de prévisions des deux modèles ont été comparés.

Les entrées de ces modèles ont été élaborées à partir de données expérimentales enregistrées pendant plusieurs années à la décharge de Fès. Une base de données relative aux masses annuelles des déchets

accueillis en provenance de 9 zones différentes, a été constituée à partir de l'analyse de 72 moyennes mensuelles du déchet total enfoui quotidiennement pendant une période de 6 ans (entre 2016 et 2021). Cette analyse a montré que, pour une moyenne d'environ 900 tonnes de déchet total enfouies quotidiennement à la décharge de Fès, environ 992 tonnes sont en moyenne enfouies quotidiennement pendant le mois de juillet, contre seulement 816 tonnes pendant le mois de novembre. Ce résultat a permis de mettre en évidence le caractère saisonnier de la variation des masses des déchets enfouis. Afin d'identifier la nature et de la quantité des différentes fractions composant le déchet enfoui, un triage manuel d'une quantité d'environ 300 kg de DMSA, en provenance de 3 secteurs résidentiels différents (Haut, Moyen et Bas Standing), a permis de faire une caractérisation par catégorie de la nature et la quantité des déchets enfouis. Les résultats de cette caractérisation ont montré que les déchets fermentescibles représentent environ 85 % des déchets enfouis de la ville de Fès. Une moyenne majoritaire d'environ 73,5 % de ces déchets fermentescibles est riche en matière organique, le reste est constitué d'un mélange de papiers, cartons et textiles (10,6 %), de bois (0,6 %), et de déchets verts (0,3 %).

En utilisant les résultats de cette caractérisation, et en tenant compte du contexte climatique de la ville de Fès, le calcul du taux annuel de production de méthane de la décharge contrôlée de Fès a montré que ce taux est de $k = 0,069 \text{ (an}^{-1}\text{)}$. De même, en utilisant les résultats des mesures réalisées pendant les deux années 2018 et 2019 de la fraction moyenne du méthane dans le biogaz de la décharge de Fès ($F = 60 \%$), la capacité de production potentielle du méthane de la décharge contrôlée de Fès est $L_0 = 97,96 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4 \text{ par tonne de déchets}$.

Par application des deux modèles de prévision du méthane EPA et LandGEM, le volume total du méthane de la décharge de Fès pouvant être récupéré (avec un taux de récupération de 65 %), est estimé à environ **629,7 millions de m^3** par le modèle EPA, et à environ **653 millions de m^3** par modèle LandGEM. La confrontation des résultats d'estimation du volume annuel de méthane récupéré en 2021 par les deux modèles EPA (**8,207 millions de m^3/an**) et LandGEM (**6,996 millions de m^3/an**), aux mesures réalisées au cours de la même année au débitmètre (**6,702 millions de m^3/an**) montre que le modèle LandGEM est le plus précis et, de ce fait, il sera utilisé dans la suite de notre étude.

CHAPITRE III : VALORISATION ÉNERGÉTIQUE DES DÉCHETS MÉNAGERS SOLIDES ET ASSIMILÉS DE LA VILLE DE FÈS.

III.1 Introduction

L'accroissement continu du gisement que constitue la masse des déchets générés au cours des années, et l'intérêt que ce gisement représente en énergie pouvant être produite par valorisation des gaz enfouissement qu'il génère et la limitation de leurs émissions dans l'atmosphère, sont autant d'éléments parmi d'autres qui ont une importance majeure quant à la rentabilité et l'amortissement à terme du coût d'investissement nécessité par l'installation d'un système de valorisation énergétique. Un compromis existe donc entre le coût d'investissement de cette installation et les éléments qui peuvent faire de cet investissement un secteur prometteur attractif de grande rentabilité économique et environnementale.

Dans cette partie de l'étude, on se propose d'analyser les différents paramètres qui influencent le processus de valorisation du biogaz issu de la décharge enfouissement des déchets de la ville de Fès. Le but est de repérer et identifier les meilleurs choix à faire pour optimiser les différentes étapes de valorisation du biogaz des deux points de vue énergétique et environnemental. Les paramètres importants qui seront utilisés pour dimensionner l'unité de valorisation énergétique du biogaz généré par la décharge de Fès sont les paramètres d'entrée/sortie du modèle LandGEM (masses annuelles des déchets, taux annuel de production de méthane k , potentiel annuel moyen de génération de méthane L_o , volume de biogaz généré par la décharge, etc.), et les paramètres techniques relatifs aux caractéristiques de(s) cogénérateur(s) de valorisation électrique du méthane (puissance électrique, rendement électrique, débit volumique, etc.). Plusieurs scénarios d'actions pour la réduction des émissions des gaz à effet de serre (valorisation électrique, combustion par torchage, etc.) seront analysés, et les résultats de ces analyses seront comparés.

La valorisation énergétique du méthane issu des déchets de la ville de Fès concernera les déchets enfouis d'origine animale ou végétale, constitués de matière organique biodégradable contenant du carbone et pouvant être décomposés en conditions anaérobiques par les micro-organismes. Le méthane issu des déchets susceptibles d'être valorisés par recyclage sous forme de matière, par incinération sous forme de chaleur, ou par compostage sous forme de fertilisant ne sera pas concerné par cette étude.

III.2 Paramètres de valorisation énergétique du biogaz

Avant toute prise de décision pour la sélection de la technologie de production de puissance électrique et/ou thermique à installer, les caractéristiques principales du site d'installation doivent être identifiées pour permettre à l'ensemble des acteurs, y compris les collectivités locales, d'être orientés dans leurs choix et la mise en place de leur exploitation.

Les paramètres de valorisation énergétique du biogaz sont les paramètres qui influencent directement ou indirectement sur le rendement de l'installation. Ils correspondent d'une part aux caractéristiques techniques de l'installation telles que le type de technologie des machines utilisées, la puissance installée, les rendements électrique et thermique, etc., et d'autre part, à la disponibilité et à la composition du biogaz généré par la décharge, notamment sa teneur en méthane. La production moyenne du biogaz à une échelle temporaire donnée (jour, mois, année), la présence d'une unité de traitement du biogaz, la consommation électrique des équipements annexes, la stabilité de production et l'amplitude des oscillations du déficit de production, etc., sont autant de paramètres dont il faut aussi tenir compte.

Dans cette partie de l'étude, différents scénarios d'utilisation de l'unité de valorisation énergétique seront examinés. Une analyse détaillée des informations relatives à la capacité de production du biogaz et aux caractéristiques techniques de l'unité de valorisation par cogénération permettra d'optimiser l'impact des différents scénarios sur les bilans économique, énergétique, et environnemental.

III.2.1 Technologies de valorisation du biogaz par cogénération

La cogénération est le mode de valorisation du biogaz le plus employé dans le monde. Le processus de combustion dans le cogénérateur du méthane issu de la fermentation anaérobie des déchets enfouis permet d'obtenir, par surpression du gaz brûlé, un travail mécanique entraînant un alternateur qui produit de l'électricité. La chaleur associée est récupérée par l'intermédiaire d'échangeurs de chaleur à partir des circuits de refroidissement du moteur et des gaz de combustion.

L'électricité produite à l'aide du cogénérateur peut être utilisée soit sur place (alimentation du site d'enfouissement et des locaux administratifs), soit transportée sous forme de basse ou de moyenne tension pour alimenter des unités industrielles ou être injectée dans le réseau de distribution régional ou national, soit stockée en partie dans des accumulateurs pour utilisation ultérieures. La chaleur produite est récupérée principalement au niveau du système de refroidissement du moteur à cogénération et des gaz d'échappement. Pour rendre l'efficacité énergétique de l'installation plus intéressante, la valorisation de cette chaleur nécessite la présence à proximité d'une infrastructure de

raccordement dont le besoin en chaleur est assez important pour permettre une valorisation maximale de l'énergie disponible, tout en limitant les pertes dans le transport coûteux de la chaleur ou du biogaz.

III.2.1.1 Gammes de puissance des moteurs de valorisation énergétique du biogaz

Pour le type et la marque de technologie à utiliser pour la valorisation énergétique du biogaz, le choix de la puissance à installer est guidé par la puissance de la machine, son rendement électrique et/ou thermique, la consommation électrique requise, la disponibilité du biogaz, etc.

Parmi les nombreuses technologies qui existent, on distingue :

- **les moteurs à combustion** qui se positionnent sur différentes gammes de puissances, s'étalant globalement entre **30 kW** et **10 MW** ;
- **les micro-turbines** qui sont des machines à petites puissances comprises entre **30** et **250 kW** ;
- **les turbines à gaz** de puissances plus élevées se situant entre **1,2** à **30 MW** ;
- **les moteurs duals fuels** dont le principe de fonctionnement consiste à enflammer un carburant à fort indice d'octane (essence, éthanol, gaz naturel, etc.), par un carburant plus réactif comme le diesel.

Selon la puissance de la machine, le rendement est une caractéristique importante à prendre en considération puisque la production de la machine est d'autant plus élevée que son rendement est bon. De même, selon le type de la machine, les rendements électriques et/ou thermiques sont différents : les moteurs à combustion ont généralement un rendement électrique supérieur à celui des turbines mais nettement inférieur à celui des moteurs duals fuels. En revanche, le rendement électrique des micro-turbines est bien inférieur aux rendements de la plupart des moteurs dans cette gamme de puissance.

On peut également s'intéresser au rendement thermique qui est inversement proportionnel au rendement électrique et qui nous indique quelle puissance thermique la machine peut dégager si l'on dispose d'infrastructures de transformation et d'utilisation de l'énergie thermique.

Les quatre technologies principales utilisées dans la valorisation du biogaz (moteur à gaz, moteur dual fuel, turbine et micro-turbine) se placent sur différentes gammes de puissances :

- **en dessous de 30 kW** : on trouvera uniquement des moteurs à gaz ou dual fuel ;
- **entre 30 kW et 250 kW** : il y a le choix entre le moteur à gaz, le dual fuel ou la micro-turbine ;
- **entre 250 kW et 1,2 MW** : on trouvera des moteurs à gaz ou dual fuel ; dans certains cas on peut également choisir de mettre plusieurs machines en parallèles ;
- **au-dessus de 1,2 MW** : on trouve des moteurs à gaz et des turbines à gaz.

Pour la valorisation du biogaz des centres d'enfouissement technique (CET), l'utilisation de l'une ou l'autre de ces technologies dépend de la capacité énergétique potentiellement générée par le biogaz fourni par le site et de l'utilisation souhaitée. On aura donc le choix entre deux ou trois technologies différentes.

III.2.1.2 Choix entre un moteur à gaz et une micro-turbine

L'intérêt de la micro-turbine c'est qu'elle peut fonctionner à faible charge (jusqu'à 25 % de sa charge nominale, 50 % pour les moteurs) et avec de faibles teneurs en méthane (jusqu'à 35 % de méthane). La micro-turbine supporte donc mieux ces conditions que les moteurs.

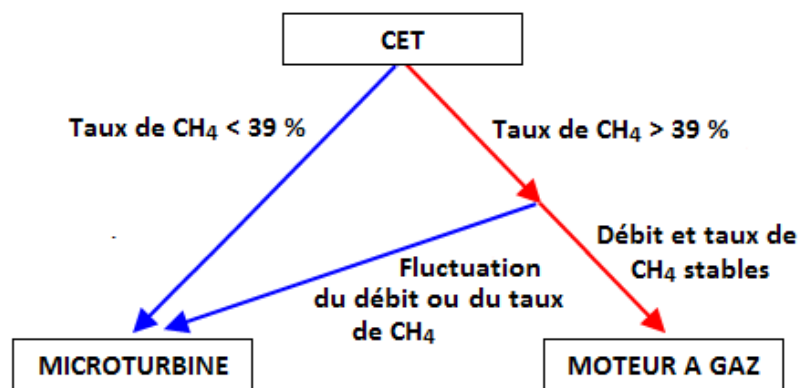


Figure III.1 : Choix du type de la machine en fonction du taux et du débit de méthane produit.

Le rendement électrique des micro-turbines étant moins bon que celui des moteurs, elles génèrent moins d'électricité donc moins de revenus. Une différence des temps de retour sur l'investissement entre les deux types de machines peut s'avérer considérable, l'intérêt de l'aspect économique en termes de critère de choix pour une prise de décision n'est donc pas négligeable. Néanmoins, cet aspect ne sera pas examiné dans la suite de notre étude.

III.2.1.3 Choix en fonction de la valorisation thermique

Si l'on souhaite faire de la valorisation thermique en vapeur, il est préférable d'avoir recours à des turbines, qui sont plus à même de faire de la vapeur que les moteurs.

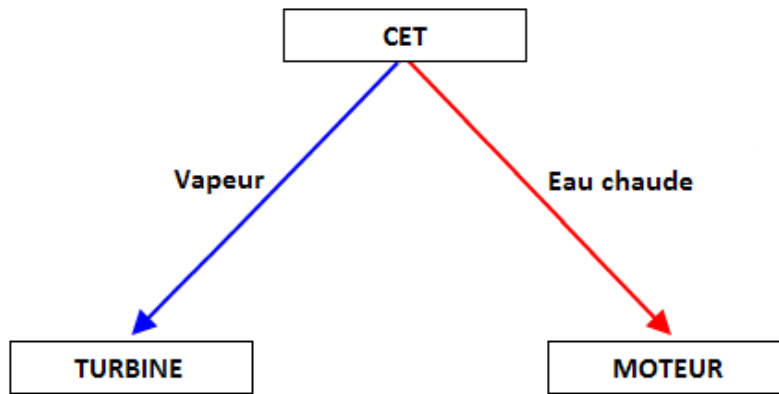


Figure III.2 : Choix du type de la machine en fonction de l'utilisation.

III.2.1.4 Choix en fonction du site

On retrouve des caractéristiques communes par type de site de production de biogaz. On peut notamment distinguer entre les installations des centres de stockage de déchets ou centres techniques d'enfouissement (CET), et celles des stations d'épuration (STEP).

III.2.1.4.1 Centre de stockage ou centre d'enfouissement technique (CET) des déchets

Pour les centres techniques d'enfouissement (CET) ou décharges contrôlées, un manque de données sur le volume et la qualité du biogaz produit peut rendre difficile le choix entre les différentes technologies. Sur les sites de petite production de biogaz (avec un débit volumique de méthane inférieur à $75 \text{ m}^3/\text{h}$), les micro-turbines sont de manière générale plus intéressantes, surtout si les caractéristiques du biogaz ne sont pas très bonnes (faible teneur en méthane, fluctuations de génération importantes, etc.). Par contre, sur certains sites où les caractéristiques du biogaz ne sont pas très adaptées aux moteurs, même pour un débit de méthane $> 75 \text{ m}^3/\text{h}$, il serait plus intéressant d'installer des micro-turbines qui ont une puissance de 200 kW et un rendement électrique de 33 %.

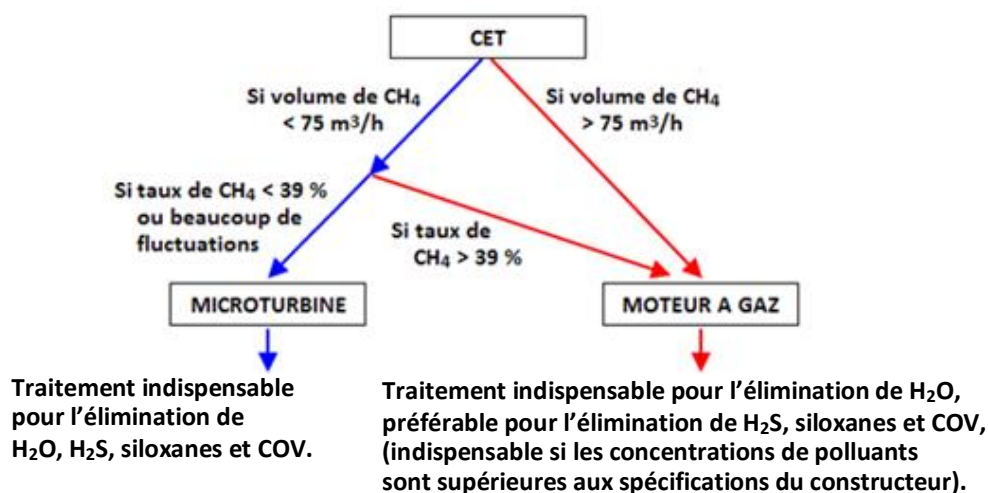


Figure III.3 : Choix du type de la machine en fonction du débit horaire du méthane.

III.2.1.4.2 Station d'épuration

Dans les stations d'épurations, la teneur en méthane du biogaz est souvent autour de 60 à 65 % et est relativement stable. Dans ces conditions, le moteur à gaz est la technologie qui convient parfaitement car elle présente le plus d'intérêt.

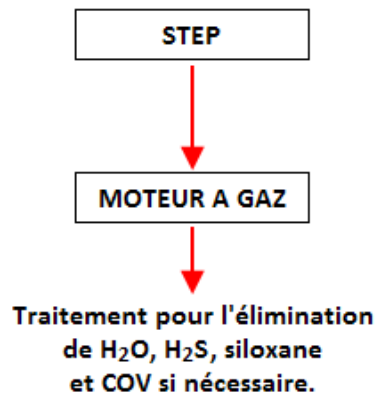


Figure III.4 : Choix du moteur à gaz en fonction de la stabilité de production (STEP).

III.2.2 Paramètres de dimensionnement de l'unité de valorisation énergétique du biogaz

III.2.2.1 Valorisation énergétique du biogaz

Le biogaz est un mélange constitué de différents gaz dont les proportions varient avec la nature et les conditions de fermentation des déchets dont il est issu. Ses principaux constituants sont : le méthane CH_4 (50 à 70 %), le gaz carbonique CO_2 (25 à 45 %), l'hydrogène sulfuré H_2S (0 à 2 %), la vapeur d'eau H_2O (2 à 7 %) et des traces d'autres gaz.

Après l'étape préliminaire d'épuration et de purification (voir figure III.5), le biogaz est renvoyé dans une unité de cogénération qui se compose soit de moteurs à gaz, soit de turbines à gaz. Pour produire de l'électricité et/ou de la chaleur, l'énergie mécanique du moteur obtenue par combustion du biogaz est transformée en électricité via un alternateur.

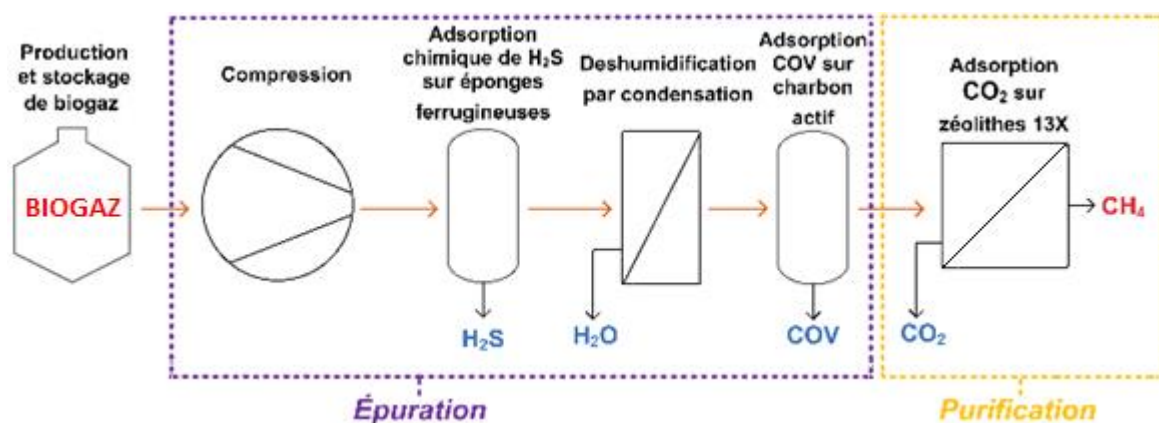


Figure III.5 : Schéma récapitulatif des procédés d'épuration/purification du biogaz [9].

Pour un fonctionnement de la machine à pleine charge ou à charge nominale (alimentation suffisante en méthane, fonctionnement à plein temps 24 heures/24 et 7 jours/7, rapport optimal air/carburant, etc.), l'énergie électrique produite par le moteur sera optimale. Elle dépendra du rendement électrique de la machine, donc de sa capacité à convertir l'énergie primaire provenant de la combustion du méthane CH_4 (énergie valorisable) en énergie électrique (énergie valorisée). L'énergie thermique produite par le moteur sur les circuits d'échappement, l'eau de refroidissement et l'huile de lubrification est récupérée pour une utilisation thermique locale (collective ou industrielle).

III.2.2.2 Pouvoir énergétique du biogaz produit

Dans les applications biologiques, la qualité du biogaz produit par la décharge peut se trouver altérée suite aux opérations incomplètes d'épuration (élimination d'eau et de sulfure d'hydrogène H_2S), de purification (élimination de CO_2), etc. Des fluctuations de la valeur énergétique du biogaz peuvent se produire, et la variabilité de sa composition, et plus particulièrement sa teneur moyenne en méthane, qui varie typiquement entre 50 et 70 % en volume, peuvent engendrer des variations importantes de son pouvoir calorifique inférieur.

Le pouvoir énergétique ou pouvoir calorifique inférieur (PCI) d'un combustible est une caractéristique essentielle correspondant à la quantité de chaleur sensible dégagée par la combustion complète d'une unité de masse du combustible, l'eau apparaissant dans les produits de combustion se présente sous forme de vapeur d'eau non condensée et reste dans cet état dans l'atmosphère.

Dans les conditions atmosphériques standards (Température $T = 0\text{ }^{\circ}\text{C}$ et Pression $P = 1\text{ atm}$), le pouvoir calorifique inférieur du méthane a pour valeur :

$$PCI_{CH_4} = 9,94\text{ kWh/m}^3.$$

Pour une teneur moyenne η_{PCH_4} (%) de méthane dans le biogaz, le pouvoir calorifique inférieur du biogaz est :

$$PCI_{biogaz} = \eta_{PCH_4} \times PCI_{CH_4} \text{ (kWh/m}^3\text{)} \quad (\text{III.1})$$

Pour des valeurs de η_{PCH_4} variant entre 50 et 70 %, la valeur du PCI_{biogaz} varie de 4,97 à 6,96 kWh/m³, le pouvoir calorifique inférieur du biogaz est donc proportionnel à sa teneur en méthane. En effet, l'énergie contenue dans 1 m³ de biogaz contenant 60 % de méthane est de 21,47 MJ ou 5,964 kWh, c'est l'équivalent d'environ 0,7 litre d'essence ou 0,6 litre de fuel.

A titre indicatif, le schéma suivant permet de comparer les quantités de matière issue de plusieurs sources d'énergie, nécessaires pour produire par combustion complète l'équivalent d'une énergie de **9,7 kWh** d'électricité [35].

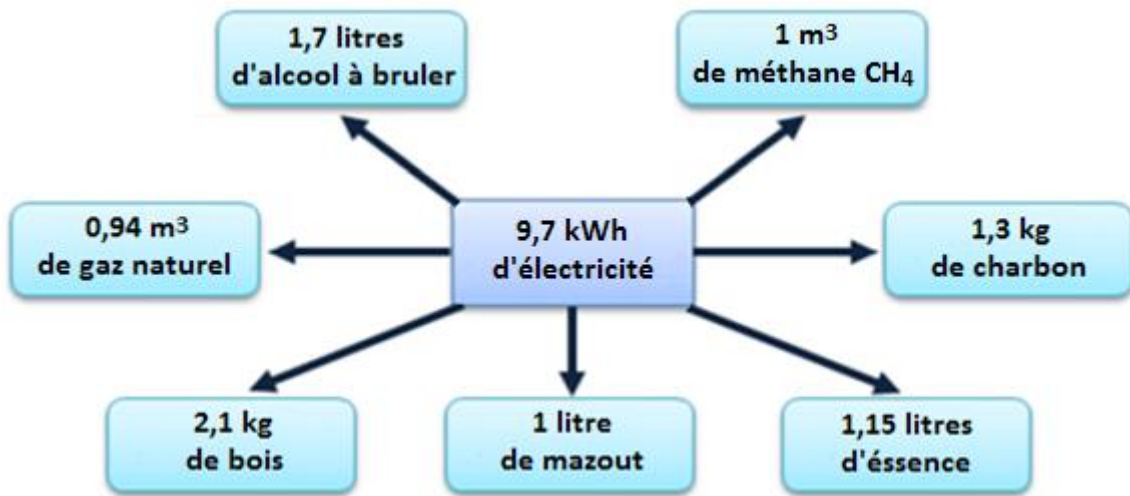


Figure III.6 : Comparaison du PCI de plusieurs sources d'énergie.

III.2.2.3 Volume annuel du méthane valorisable

Pour le dimensionnement de l'unité de valorisation du biogaz généré au niveau de la décharge de Fès, nous considérerons dans la suite de cette étude que :

- a- La teneur moyenne du méthane dans le biogaz produit par la décharge est $\eta_{PCH_4} = 60 \%$.

Pour un volume V_{biogaz} du biogaz généré, le volume annuel du méthane produit par la décharge est donc :

$$V_{PCH_4} (m^3/an) = \eta_{PCH_4} \times V_{biogaz} \quad (III.2)$$

- b- En tenant compte des pertes dues éventuellement aux opérations de transport et de traitement des déchets, d'extraction et de collecte du biogaz, etc., le taux moyen de CH_4 récupérable est $\eta_{RCH_4} = 65 \%$. Le volume annuel moyen du méthane récupérable sera donc :

$$V_{RCH_4} (m^3/an) = \eta_{RCH_4} \times V_{PCH_4} = \eta_{PCH_4} \times \eta_{RCH_4} \times V_{biogaz} \quad (III.3)$$

- c- Lorsque l'existence d'infrastructures de traitement du biogaz fait défaut, ou suite à des manœuvres liées à la sécurité du site, aux surpressions ou dépressions pouvant survenir dans la décharge, aux arrêts temporaires de certains équipements à différentes phases d'explorations, etc., le recours à la combustion par torchage à l'air libre d'une partie du volume de méthane récupéré est une opération indispensable. Un volume annuel moyen $V_{BCH_4} (m^3/an)$ correspondant au volume annuel moyen brûlé par torchage, sera déduit du méthane total

recupéré. Le volume annuel moyen du méthane valorisable correspondra donc au volume annuel moyen du méthane récupérable, diminué du volume annuel moyen du méthane potentiellement brûlé par torchage :

$$V_{VCH4} (m^3/an) = V_{RCH4} - V_{BCH4} = \eta_{PCH4} \times \eta_{RCH4} \times V_{biogaz} - V_{BCH4} \quad (III.4)$$

Remarque : Selon les données techniques relatives au fonctionnement et à l'exploitation de l'unité de valorisation énergétique du biogaz, la valeur du volume V_{BCH4} peut varier entre $0 (m^3/h)$ au cas d'absence de torchage, et une valeur fixée par dimensionnement de la capacité nominale de la torchère à installer (typiquement de quelques m^3 à quelques centaines de m^3 de gaz brûlé par heure). Dans le cas où l'unité de valorisation est équipée de dispositifs de sécurité (souvent des soupapes de sécurité), qui empêchent d'avoir une dépression ou une surpression trop importante, le volume du biogaz dégagé à travers ces soupapes ne sera pas pris en compte dans la suite des calculs.

III.2.2.4 Capacité énergétique annuelle du méthane

III.2.2.4.1 Le méthane récupérable

Selon la teneur moyenne η_{PCH4} du biogaz en méthane, et du taux moyen η_{RCH4} du méthane récupérable, la capacité énergétique annuelle du volume V_{RCH4} du méthane récupérable est calculée à partir de la relation :

$$\begin{aligned} C_{RCH4} (kWh/an) &= PCI_{CH4} \times V_{RCH4} \\ C_{RCH4} (kWh/an) &= PCI_{CH4} \times \eta_{PCH4} \times \eta_{RCH4} \times V_{biogaz} \end{aligned} \quad (III.5)$$

III.2.2.4.2 Le méthane brûlé par torchage (ou Flaring)

Pour détruire les excès de gaz de décharge, le torchage peut être pratiqué en amont, pendant, ou en aval du processus de valorisation énergétique. Dans tous les cas, le volume annuel moyen V_{BCH4} du méthane brûlé par torchage sera déduit du volume annuel du méthane valorisable comme l'indique la relation III.4 ci-dessus, et la capacité énergétique annuelle du volume V_{BCH4} de méthane brûlé est :

$$C_{BCH4} (kWh/an) = PCI_{CH4} \times V_{BCH4} \quad (III.6)$$

III.2.2.4.3 Le méthane valorisable

La capacité énergétique annuelle du volume V_{VCH4} du méthane valorisable est :

$$C_{VCH4} (kWh/an) = PCI_{CH4} \times V_{VCH4} = PCI_{CH4} \times (V_{VCH4} - V_{BCH4}) = C_{RCH4} - C_{BCH4}$$

Soit :

$$C_{VCH4} (kWh/an) = PCI_{CH4} \times (\eta_{PCH4} \times \eta_{RCH4} \times V_{biogaz} - V_{BCH4}) \quad (III.7)$$

Connaissant les valeurs des rendements électrique η_{el} , thermique η_{th} et total $\eta_{total} = \eta_{el} + \eta_{th}$ du moteur utilisé pour la valorisation du méthane, on détermine les énergies électrique et/ou thermique annuelles pouvant être obtenues par valorisation du volume V_{VCH4} .

III.3 Dimensionnement de l'unité de valorisation énergétique du biogaz

III.3.1 Charge de fonctionnement du moteur

Pour produire de l'énergie électrique et/ou thermique avec un bon rendement, un moteur est conçu pour fonctionner avec une charge située entre 50 et 100 % de sa charge nominale. En dessous de 50 % de cette charge nominale, le moteur est surdimensionné, et son rendement a tendance à diminuer rapidement. Au-dessus de 100 %, le moteur est sous-dimensionné et donc susceptible d'être surchargé, ce qui entraînerait une surchauffe, d'où une perte de rendement, voire sa défaillance prématurée. En général, pour une charge différente du point de fonctionnement optimal (typiquement de 75 à 80 % de la charge nominale), le rendement du moteur ainsi que sa durée de vie se trouvent réduits. Dans la suite de notre étude, nous admettrons que la charge nominale de fonctionnement du moteur utilisé est égale sa charge du point de fonctionnement optimal $Q_m = 80 \%$.

III.3.2 Energie électrique annuelle développée par le moteur

L'énergie électrique annuelle développée par un moteur de puissance électrique P_m (kW) et de charge de fonctionnement optimale Q_m (%) est :

$$E_{vm} \text{ (kWh/an)} = Q_m \times P_m \times 365 \times 24 \quad (\text{III.8})$$

III.3.2.1 Energie électrique annuelle valorisable

Pour un volume annuel V_{VCH4} (m^3/an) de méthane, l'énergie électrique annuelle valorisable par le moteur est calculée par la relation :

$$E_{el \text{ } VCH4} \text{ (kWh/an)} = \eta_{el} \times \eta_{tot} \times C_{VCH4} = \eta_{el} \times \eta_{tot} \times PCI_{CH4} \times V_{VCH4} \quad (\text{III.9})$$

Pour que le rendement de production énergétique du moteur soit optimal, il faut que cette énergie électrique annuelle valorisable soit au moins égale à une énergie électrique annuelle seuil telle que :

$$E_{el \text{ } Vseuil} \text{ (kWh/an)} = \eta_{el} \times \eta_{tot} \times PCI_{CH4} \times V_{seuil} = E_{vm} \text{ (kWh/an)} \quad (\text{III.10})$$

Le volume V_{seuil} (m^3/an), correspondant au volume annuel minimal de méthane nécessaire pour l'alimentation d'un moteur, est obtenu par identification des équations (III.8) et (III.9) :

$$V_{seuil} \text{ (m}^3\text{/an)} = \frac{Q_m \times P_m \times 365 \times 24}{\eta_{el} \times \eta_{tot} \times PCI_{CH4}} \quad (\text{III.11})$$

III.3.2.2 Débit volumique du méthane consommé par le moteur

En exprimant le volume V_{seuil} en fonction du débit volumique horaire $D_{CH4} (m^3/h)$ du méthane :

$$V_{seuil} (m^3/an) = Q_m \times D_{CH4} (m^3/h) \times 365 \times 24, \quad (III.12)$$

le débit volumique horaire $D_{CH4} (m^3/h)$ est obtenu par identification des équations (III.11) et (III.12) :

$$D_{CH4} (m^3/h) = \frac{P_m}{\eta_{el} \times \eta_{total} \times PCI_{CH4}} \quad (III.13)$$

La variation annuelle du volume du biogaz V_{biogaz} généré pendant la période active de la décharge entraîne une variation du volume annuel V_{VCH4} , et par conséquent une variation de la capacité énergétique annuelle du méthane valorisable qui se traduira par une variation de l'énergie électrique pouvant être valorisée au cours des années. Une augmentation (ou une diminution) du volume annuel du méthane valorisable V_{VCH4} nécessitera donc une augmentation (ou une diminution) du nombre de moteurs à utiliser pour obtenir une valorisation électrique optimale.

III.3.3 Optimisation du nombre de moteurs

III.3.3.1 Critères de choix de(s) moteur(s)

Pour le choix de(s) moteur(s) à utiliser, de nombreuses options sont offertes (voir § III.2 ci-dessus). Cependant, pour valoriser le biogaz produit, la connaissance du type et du nombre de moteurs à installer est tributaire de la connaissance des caractéristiques de la machine utilisée (sa puissance P_m , ses rendements η_{tot} , η_{el} , η_{th} , etc.), et des quantités de méthane généré (stabilité du débit d'alimentation en méthane, volume du méthane récupéré, volume du méthane brûlé, etc.).

En raison de la variabilité du volume annuel du biogaz pouvant être produit, l'énergie valorisable par le(s) moteur(s) est variable et, par conséquent, la puissance électrique optimale à développer par le(s) moteur(s) sera différente.

Entre les moteurs à gaz et les duals fuels, on optera dans la suite de cette étude pour l'utilisation des moteurs à gaz qui sont plus adaptés pour la valorisation du biogaz que les moteurs duals fuels car ils offrent une gamme de puissances beaucoup plus importante.

III.3.3.2 Choix de(s) moteur(s)

Parmi les nombreuses options offertes sur le marché pour le choix de(s) moteur(s) à gaz, nous avons opté pour l'utilisation d'un cogénérateur de marque **Jenbacher**, identique à celui installé à la décharge ECOMED de Fès depuis 2015. Ce type de moteur est développé en plusieurs variantes adaptées à une large gamme de puissances (voir tableau III.1), et d'applications comprenant le gaz

naturel, le biogaz, le gaz de mine, le gaz associé au pétrole, et généralement les combustibles gazeux atteignant les niveaux les plus élevés d'efficacité et de fiabilité de moteurs sur le marché.

Tableau III.1 : Gamme de puissances électriques de sortie des moteurs Jenbacher.

Type de moteur		Puissance électrique P_m (kWe)
Type 2	J208	249
		335
Type 3	J312 GS	500 - 637
	J316 GS	735 - 835
	J320 GS	1067
Type 4	J412 GS	889
	J416 GS	1200
	J420 GS	1500
Type 6	J612 GS	1800 - 2000
	J616 GS	2435 - 2679
	J620 GS	3047 - 3356
	J624 GS	4000 - 4400
Type 9	J920	9350 - 10380

Notre choix du moteur Jenbacher a été guidé également par la large utilisation à travers le monde de ce type de moteurs qui présentent une efficacité exceptionnelle pouvant atteindre 47,8 %, ce qui permet d'engendrer une économie de carburant importante, avec en parallèle des niveaux plus élevés de performance environnementale.

Comme l'indique le tableau III.1, la gamme des puissances électriques de sortie proposées par le constructeur des moteurs Jenbacher est comprise entre 249 kWe pour le J208 de Type 2, et 10380 kWe pour le J980 de Type 9. La puissance moyenne $P_m = 1063 \text{ kWe}$ du moteur J320 GS de Type 3, qui est intermédiaire entre les grandes et les faibles puissances, et qui est identique à la puissance du moteur installé à la décharge de Fès, sera utilisée dans la suite de cette étude comme puissance de base pour le calcul de la puissance totale à installer pour la valorisation énergétiques du méthane.

Les valeurs des caractéristiques techniques relatives au moteur **GS J320 de Type 3** fournies par le constructeur sont données par le tableau III.2 suivant :

Tableau III.2 : Gamme de puissances électriques des moteurs Jenbacher de Type 3 [36].

Biogaz		1.500 t.min ⁻¹ 50 Hz					1.800 t.min ⁻¹ 60 Hz				
NOx <	Type	Pel (kW)	ηel (%)	Pth (kW)	ηth (%)	ηtot (%)	Pel (kW) ⁱ	ηel (%)	Pth (kW)	ηth (%)	ηtot (%)
500 mg/m ³ _N	312	526	41,1	532	41,5	82,6	633	38,1	787	47,4	85,5
	312	637	40,3	682	43,2	83,6					
	316	703	40,5	743	42,8	83,3	848	38,3	1.054	47,6	85,9
	316	835	39,9	920	44,0	83,9					
	320	1.063	40,8	1.081	41,5	82,3	1.059	39,0	1.269	46,7	85,7
250 mg/m ³ _N	312						633	36,8	837	48,6	85,3
	316						848	36,9	1.118	48,7	85,6
	320						1.059	36,9	1.406	49,0	85,9
350 mg/m ³ _N	312										
	316										
	320	1.063	40,1	1.108	41,8	82,0					

Parmi ces données, on retiendra les valeurs des caractéristiques suivantes relatives au moteur **GS J320 de Type 3** (voir encadré du tableau III.2) :

Puissance électrique de sortie du moteur :	P_{el} = 1063 kW_e
Puissance thermique de sortie du moteur :	P_{th} = 1081 kW_{th}
Rendement électrique du moteur :	η_{el} = 40,8 (%)
Rendement thermique du moteur :	η_{th} = 41,5 (%)
Rendement total du moteur :	η_{tot} = η_{el} + η_{th} = 82,3 (%)

III.4 Station bioélectrique de la décharge ECOMED de Fès

III.4.1 Unité de valorisation du biogaz de la station bioélectrique de la décharge de Fès

La station bioélectrique de la décharge ECOMED de Fès comprend deux générateurs électriques permettant de valoriser le méthane dans le biogaz en énergie électrique : un générateur de 165 kW assure les besoins en électricité de la décharge, l'autre générateur de 1063 kW assure l'alimentation de 25 % de l'éclairage public de la ville de Fès (voir figure III.7). Le générateur de 1063 kW est un moteur à gaz de Type GEö Jenbacher disposant d'une technologie de contrôle de combustion à mélange pauvre. Il garantit le rapport air-gaz adéquat pour toutes les conditions de fonctionnement. Cela présente l'avantage de minimiser les émissions de gaz d'échappement tout en maintenant la stabilité de fonctionnement du moteur.



Figure III.7 : Générateur électrique de 1063 kW de l'unité de valorisation du biogaz à Fès.

Un transformateur électrique élève ensuite de 400 V à 20 kV la tension de l'énergie électrique produite par le générateur à biogaz afin de pouvoir l'injecter dans le réseau MT (Moyenne Tension) de l'éclairage public (voir figure III.8). Un poste électrique abritant des cellules MT assure le contrôle et le comptage de l'énergie électrique livrée à la Régie de distribution d'électricité de la ville de Fès.



Figure III.8 : Transformateur de tension électrique de la décharge contrôlée de Fès.

III.4.1.1 Station de soutirage et torchère

Pour sa valorisation, le biogaz issu de la dégradation des déchets est soutiré grâce à un ensemble d'appareils. Le système de soutirage est composé de deux aspirateurs, de vannes pneumatiques, d'un filtre pour l'élimination des impuretés dans le biogaz, d'un ensemble de débitmètres ainsi qu'un analyseur de biogaz permettant d'afficher en temps réel les concentrations de ses principaux composants (méthane, dioxyde de carbone, oxygène, etc.).



Figure III.9 : Station de soutirage de la décharge contrôlée de Fès.

Le système comprend également une torchère qui permet le brûlage du gaz (voir figure III.10). Pour assurer une combustion totale, la torchère opère jusqu'à une température de 1000 °C et est activée en cas d'excès de présence de biogaz ou en cas d'arrêt de l'unité de valorisation.



Figure III.10 : Torchère de la station bioélectrique de la décharge de Fès.

III.4.1.2 Réseau de collecte du biogaz

Le réseau de collecte du biogaz et des lixiviats est constitué de conduites perforées en polyéthylène à haute densité PEHD. Il comprend des ramifications et est sous forme d'une colonne vertébrale. Les ramifications sont latérales vu que le compactage des déchets fait que le biogaz migre de façon latérale. Elles sont espacées de 75 m et sont reliées aux têtes de puits afin de pouvoir mesurer périodiquement la qualité du biogaz. La conduite centrale, constituée d'un collecteur principal dont les deux tiers sont occupés par le biogaz et le tiers restant est occupé par les lixiviats, est connectée directement aux bassins de stockage permettant un écoulement des lixiviats de manière gravitaire. Le réseau de collecte du biogaz est lié à un collecteur latéral de 3 km, connecté à une station de soutirage de 2000 Nm³/h.

III.4.2 Biogaz généré par la décharge de Fès

Par utilisation du modèle LandGEM, un traitement des données sur les masses annuelles des déchets produits au niveau de la décharge de Fès a permis de calculer le volume annuel $V_{biogaz}(m^3/an)$ du biogaz pouvant être généré au cours des années par la décharge (voir Chapitre II). Les résultats de calcul qui seront utilisés dans cette partie de l'étude, sont donnés par le tableau III.3 suivant :

Tableau III.3 : Volume annuel du biogaz généré par la décharge de Fès entre 2006 et en 2105.

Année	Masse Déchet (T/an)	Volume BIOGAZ (m ³ /an)	Année	Déchets (T/an)	Volume BIOGAZ (m ³ /an)	Année	Déchets (T/an)	Volume BIOGAZ (m ³ /an)
2005	186 247	0	2039	-	41 270 654	2073	-	5 099 547
2006	226 896	1 819 258	2040	-	38 808 981	2074	-	4 795 374
2007	215 486	3 927 086	2041	-	36 494 140	2075	-	4 509 344
2008	220 620	5 797 731	2042	-	34 317 372	2076	-	4 240 375
2009	258 243	7 607 007	2043	-	32 270 442	2077	-	3 987 449
2010	257 264	9 675 851	2044	-	30 345 605	2078	-	3 749 609
2011	262 779	11 611 721	2045	-	28 535 579	2079	-	3 525 956
2012	318 642	13 485 946	2046	-	26 833 516	2080	-	3 315 643
2013	324 816	15 794 137	2047	-	25 232 976	2081	-	3 117 875
2014	281 493	18 024 921	2048	-	23 727 903	2082	-	2 931 903
2015	287 560	19 699 481	2049	-	22 312 603	2083	-	2 757 024
2016	302 160	21 333 453	2050	-	20 981 722	2084	-	2 592 575
2017	327 596	23 012 580	2051	-	19 730 224	2085	-	2 437 936
2018	352 353	24 839 962	2052	-	18 553 375	2086	-	2 292 520
2019	342 654	26 800 210	2053	-	17 446 721	2087	-	2 155 778
2020	312 589	28 548 782	2054	-	16 406 075	2088	-	2 027 192
2021	346 210	29 899 323	2055	-	15 427 501	2089	-	1 906 276
2022	365 862	31 497 818	2056	-	14 507 296	2090	-	1 792 572
2023	374 994	33 192 915	2057	-	13 641 979	2091	-	1 685 651
2024	384 126	34 876 090	2058	-	12 828 275	2092	-	1 585 107
2025	393 258	36 548 053	2059	-	12 063 106	2093	-	1 490 560
2026	402 389	38 209 474	2060	-	11 343 577	2094	-	1 401 652
2027	411 521	39 860 981	2061	-	10 666 966	2095	-	1 318 048
2028	420 653	41 503 263	2062	-	10 030 713	2096	-	1 239 430
2029	429 784	43 136 773	2063	-	9 432 411	2097	-	1 165 502
2030	438 916	44 762 033	2064	-	8 869 795	2098	-	1 095 983
2031	448 048	46 379 537	2065	-	8 340 738	2099	-	1 030 611
2032	457 179	47 989 747	2066	-	7 843 238	2100	-	969 138
2033	466 311	49 593 097	2067	-	7 375 412	2101	-	911 332
2034	475 443	51 190 095	2068	-	6 935 490	2102	-	856 973
2035	-	52 781 022	2069	-	6 521 808	2103	-	805 858
2036	-	49 632 790	2070	-	6 132 802	2104	-	757 791
2037	-	46 672 340	2071	-	5 766 998	2105	-	712 591
2038	-	43 888 472	2072	-	5 423 014			

Ces résultats qui montrent que le volume annuel du biogaz produit est supérieur au seuil de 75 m³/h (soit 75 x 24 x 365 = 657000 m³/an), nous indiquent que les moteurs à gaz sont les mieux adaptés pour la valorisation du biogaz que les turbines à gaz (à coût d'investissement élevé), ou les micro-turbines (de puissance faible). En effet, les moteurs à gaz ont de meilleurs rendements électriques

pour des biogaz riches en méthane (ratio de CH_4 dans le biogaz $> 39\%$), ce qui est le cas pour la décharge de Fès où ce ratio atteint les 60% (voir Chapitre II).

Pour le dimensionnement de l'unité de valorisation énergétique du méthane, on utilisera les résultats d'estimation de la production annuelle de CH_4 dans la décharge de Fès (voir tableau III.3). On se focalisera sur la période située entre l'année 2006 (première année de production de biogaz), et l'année 2105 (dernière année avant que le volume annuel du biogaz ne devienne inférieur à 1 million de m^3/an). On admettra que :

- la production de biogaz débute une année après la date d'ouverture de la décharge (2005) ;
- le volume de biogaz produit au cours des années suivantes augmente progressivement ;
- la production maximale de biogaz, atteinte une année après la fermeture de la décharge (2034), est suivie d'une diminution lente qui se poursuit aussi longtemps que le biogaz est généré, jusqu'à atteindre l'asymptote de production zéro CH_4 , définie précédemment.

L'impact sur les bilans énergétique (production électrique), et environnemental (réduction des émissions des GES) par valorisation du biogaz de la décharge généré au cours de la période de production sera étudié.

III.4.3 Optimisation de la production électrique par valorisation du biogaz de la décharge de Fès

Pour un volume annuel de méthane V_{VCH4} (m^3/an), l'énergie électrique annuelle $E_{élVCH4}$ (kWh/an) valorisable par le moteur électrique est calculée à partir de la relation (III.9) ci-dessus. En exprimant que cette énergie $E_{élVCH4}$ (kWh/an) est un multiple de l'énergie électrique annuelle E_{Vm} (kWh/an) développée par le(s) moteur(s), on peut écrire :

$$E_{élVCH4} \text{ (kWh/an)} = \alpha_m \times E_{Vm} \text{ (kWh/an)} \quad (III.14)$$

Le coefficient multiplicatif α_m correspond au nombre de moteurs à utiliser pour développer l'équivalent de l'énergie électrique $E_{élVCH4}$. C'est un nombre réel positif d'expression :

$$\alpha_m = \frac{E_{élVCH4}}{E_{Vm}} = \frac{\eta_{él} \times \eta_{tot} \times PCI_{CH4} \times V_{VCH4}}{Q_m \times P_m \times 365 \times 24} \quad (III.15)$$

Comme le nombre de moteurs doit être entier, l'énergie électrique annuelle maximale qui serait valorisée par N_m moteurs, développant chacun l'énergie électrique E_{Vm} , est telle que :

$$E_{élVCH4} \text{ (kWh/an)} = N_m \times E_{Vm} \text{ (kWh/an)}$$

Le nombre entier N_m est calculé en ne considérant que la partie entière du coefficient α_m :

$$N_m = \text{Ent}(\alpha_m) = \text{Ent}\left(\frac{\eta_{el} \times \eta_{tot} \times PCI_{CH4} \times V_{VCH4}}{Q_m \times P_m \times 365 \times 24}\right) \quad (\text{III.16})$$

Dans cette expression, le volume V_{VCH4} est calculé à partir de la relation (III.4) en fonction du volume annuel du biogaz généré V_{biogaz} et éventuellement du volume annuel moyen du méthane brûlé V_{BCH4} . Ce dernier peut varier entre une valeur nulle ($V_{BCH4} = 0 \text{ m}^3/\text{an}$), et une valeur correspondant à la capacité annuelle maximale de la torchère installée. Selon la valeur du volume brûlé V_{BCH4} , le volume annuel du méthane valorisable peut être différent, et par conséquent, le nombre N_m de moteurs à installer sera différent.

Pour la détermination du nombre de moteurs N_m , nous considéreront dans cette partie de l'étude le cas où le volume annuel du méthane brûlé par torchage est nul ($V_{BCH4} = 0 \text{ m}^3/\text{an}$). En effet, pendant le processus de valorisation électrique, le torchage n'intervient qu'en cas d'arrêts temporaires des moteurs de cogénération à différentes phases d'exploration, la partie du méthane brûlé par torchage ne pouvant donc pas être valorisée et, de ce fait, ne sera pas prise en compte. Le but étant d'évaluer dans une étape suivante de cette étude, l'impact de variation de l'énergie électrique optimale produite par valorisation du méthane sur le taux de réduction des émissions des gaz à effet de serre.

III.4.3.1 Valorisation électrique du méthane à zéro torchage ($V_{BCH4} = 0$)

Pour la valorisation électrique du méthane généré par la décharge de Fès, dont le volume annuel V_{VCH4} varie entre $0 \text{ (m}^3/\text{an)}$, et une valeur maximale correspondant à celle produite une année après la fermeture de la décharge, le nombre N_m de moteurs à installer au fur et à mesure est calculé par la relation (III.16) ci-dessus.

Les résultats de calcul montrent que chaque moteur installé (de puissance électrique $P_m = 1063 \text{ kW}$ et de charge de fonctionnement optimale $Q_m = 80 \%$), développe l'énergie électrique annuelle :

$$E_{vm} = Q_m \times P_m \times 365 \times 24 = 7449504 \quad \text{kWh/an}$$

Selon le volume du méthane généré, le nombre N_m de moteurs développant chacun cette énergie E_{vm} varie entre 0 moteur (en début et à la fin de production du méthane), et 8 moteurs (au pic de production de méthane).

Pour la décharge de Fès, et pour la période de production comprise entre 2006 et 2105, la figure III.11 suivante présente les évolutions simultanées de l'énergie électrique annuelle valorisable

$E_{élVCH4}$ (GWh/an), et de l'énergie électrique annuelle E_{Vm} (GWh/an) valorisée en fonction du nombre N_m de moteurs utilisés.

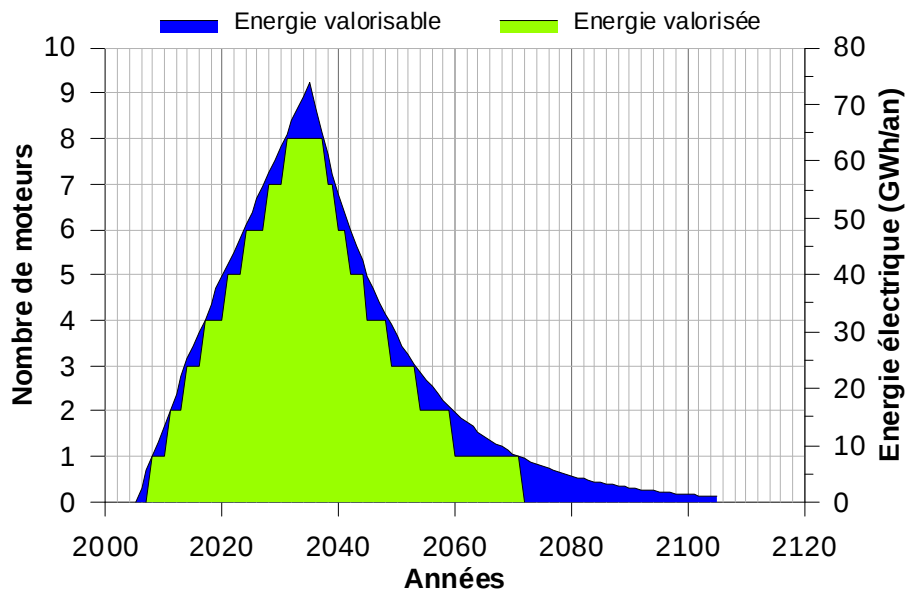


Figure III.11 : Evolution de l'énergie électrique annuelle valorisable à zéro torchage du méthane de la décharge de Fès (en bleu), et celle de l'énergie électrique annuelle valorisée en fonction du nombre de moteurs utilisés (en vert).

Cette figure montre que :

- la valorisation du volume annuel V_{VCH4} (m^3/an) du méthane généré par la décharge de Fès nécessite l'utilisation d'un minimum de **8 moteurs** ;
- l'énergie électrique valorisée croît chaque fois qu'un moteur est rajouté, et décroît en le retirant.
- pour un volume total $V_{VCH4} = 653 \text{ millions de } m^3$ de méthane valorisable généré par la décharge entre 2006 et 2105 :
 - l'énergie électrique totale valorisable (aire de la surface en bleu) est :
 $E_{élVCH4} = 2179,4 \text{ GWh}$;
 - l'énergie électrique totale valorisée par les **8 moteurs** (aire de la surface en vert) est :
 $E_{Vm} = 1832,6 \text{ GWh}$, soit un taux de valorisation électrique de **84,1 %**.

A ce niveau de dimensionnement, le nombre de moteurs à installer est calculé en fonction de la valeur annuelle actuelle du volume du méthane généré pendant l'année en cours, sans tenir compte du volume non valorisé du méthane des années précédentes existant dans la décharge. En effet, un nouveau moteur est rajouté en phase ascendante (ou retiré en phase descendante) de production de méthane chaque fois que le volume du méthane généré pendant l'année en cours est supérieur (ou inférieur) à un volume annuel seuil V_{seuil} (m^3/an), calculé à partir de la relation (III.11) ci-dessus :

$$V_{seuil} = \frac{Q_m \times P_m \times 365 \times 24}{\eta_{el} \times \eta_{tot} \times PCI_{CH4}} = \frac{0,8 \times 1063 \times 365 \times 24}{0,408 \times 0,823 \times 9,94} = 2,232.10^6 \text{ (m}^3/\text{an)}$$

En multipliant ce volume annuel seuil V_{seuil} par la durée totale (en nombre d'années) de fonctionnement de l'ensemble des moteurs utilisés, le volume total du méthane valorisé par les 8 moteurs est calculé par la relation suivante :

$$V_{CH4 \text{ valorisé}} \text{ (m}^3\text{)} = V_{seuil} \times \sum_{m=1}^8 t_m \quad (\text{III.17})$$

où t_m est la durée de fonctionnement du moteur m (voir détails au tableau III.4).

Pour une durée totale minimale de $\sum_{m=1}^8 t_m = 246 \text{ années}$ de fonctionnement des 8 moteurs, le volume total du méthane de la décharge valorisé est donc :

$$V_{CH4 \text{ valorisé}} = 2,232.10^6 \times 246 = 549,1.10^6 \text{ m}^3$$

En rapportant ce volume total valorisé au volume total $V_{VCH4} = 653 \text{ millions de m}^3$ du méthane généré entre les années 2006 et 2105 par la décharge contrôlée de Fès, le taux total (en volume) de valorisation du méthane de la décharge est de **84,1 %**, le volume total du méthane résiduel restant dans la décharge sans être valorisé est donc :

$$V_{CH4 \text{ non valorisé}} = V_{VCH4} - V_{CH4 \text{ valorisé}} = (653 - 549,1).10^6 = 103,9.106 \text{ m}^3$$

Tableau III.4 : Durées et périodes d'utilisation des 8 moteurs de valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès.

Moteur	Durée t_m (années)	Période d'utilisation
1	64	2008-2071
2	49	2011-2059
3	40	2014-2053
4	32	2017-2048
5	24	2021-2044
6	18	2024-2041
7	12	2028-2039
8	7	2031-2037
Durée totale $\sum_{m=1}^8 t_m = 246 \text{ années}$		

III.4.3.2 Optimisation de la valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès à zéro torchage ($V_{BCH4} = 0$)

Au-dessus (ou en deçà) du volume V_{seuil} , l'alimentation (ou l'arrêt d'alimentation) en méthane d'un nouveau moteur (ou d'un moteur déjà installé) est envisageable. La partie du volume annuel du méthane non valorisée (car non suffisante pour alimenter un moteur) sera accumulée au méthane présent dans la décharge et, au fil des années, les parties du méthane cumulées vont constituer au fur et à mesure un stock de méthane valorisable. Un redimensionnement du nombre de moteurs et de la durée de fonctionnement de chaque moteur où il serait tenu compte du volume annuel du méthane existant chaque année dans la décharge, plutôt que du volume actuel du méthane généré chaque année par la décharge, est donc plus approprié. Ceci nous permettrait d'optimiser au mieux la valorisation du méthane de la décharge à travers la connaissance aussi bien du nombre maximal de moteurs à utiliser, que de la durée maximale optimisée t_m (en nombre d'années) d'utilisation de chaque moteur une fois installé.

En calculant la différence entre l'énergie électrique annuelle $E_{élVCH4}$ valorisable pour le volume du méthane V_{VCH4} et l'énergie électrique annuelle valorisée par le nombre N_m de moteurs installés, le nouveau moteur est rajouté en phase ascendante de production de méthane (ou retiré en phase descendante), chaque fois que la différence cumulée devient supérieure (ou inférieure) à l'énergie électrique $E_{Vm} = 7449504 \text{ kWh/an}$ développée par un moteur. La durée de fonctionnement de chaque moteur sera ainsi optimisée par adaptation de son autosuffisance en alimentation au volume annuel existant dans la décharge plutôt qu'au volume annuel généré.

La figure suivante présente les évolutions respectives de l'énergie électrique annuelle valorisable $E_{élVCH4} \text{ (GWh/an)}$ et de l'énergie électrique annuelle valorisée $E_{Vm} \text{ (GWh/an)}$ en fonction du nombre N_m de moteurs utilisés et des durées optimisées de fonctionnement de chaque moteur (voir tableau III.5 ci-dessous).

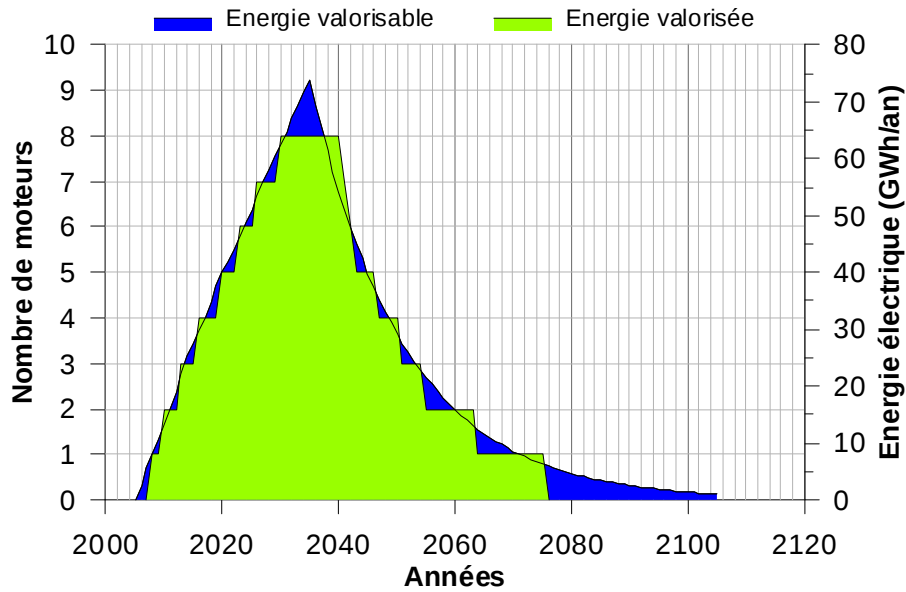


Figure III.12 : Evolution de l'énergie électrique annuelle du méthane valorisable de la décharge de Fès (en bleu), et celle de l'énergie électrique annuelle optimale valorisée à zéro torchage (en vert).

Pour l'énergie électrique totale valorisable $E_{élVCH4} = 2179,4 \text{ GWh}$ (surface en bleu des figures III.11 ou III.12), la figure III.12 affiche une surface en vert plus importante que celle de la figure III.11. Ceci s'explique par le fait qu'en optimisant la durée de fonctionnement des moteurs, l'énergie électrique totale valorisée est maximale puisqu'elle est de $E_{Vm} = 2115,7 \text{ GWh}$, contre seulement $1832,6 \text{ GWh}$ dans le premier cas. Le taux de valorisation électrique dans ce deuxième cas est donc plus important puisqu'il est de **97,1 %**, contre seulement **84,1 %** dans le premier cas.

Ce taux de valorisation indique que pour un volume total $V_{CH4 \text{ valorisé}} = 633,9 \text{ millions de } m^3$ de méthane valorisé (donc consommé par les 8 moteurs pendant toute la période de production de la décharge), la durée totale optimale de fonctionnement des 8 moteurs est $t_m = 284 \text{ années}$, le volume total du méthane restant dans la décharge sans être valorisé est alors plus faible :

$$V_{CH4 \text{ non valorisé}} = (653 - 633,9) \cdot 10^6 = 19,1 \cdot 10^6 \text{ } m^3.$$

La répartition des taux de valorisation par moteur ainsi que la durée de leur fonctionnement sont données par le tableau III.5, et sont schématisées par la figure III.13.

Tableau III.5 : Durées optimisées et périodes d'utilisation des moteurs de valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès.

Moteur	Durée t_m (années)	Période d'utilisation	Taux de valorisation (%)	Cumul (%)
1	72	2007-2078	25,4	25,4
2	55	2010-2064	19,4	44,8
3	44	2013-2056	15,5	60,3
4	34	2016-2049	11,9	72,2
5	29	2019-2047	10,2	82,4
6	22	2022-2043	7,7	90,1
7	17	2026-2042	6,0	96,1
8	11	2030-2040	3,9	100,0
Durée totale : $\sum_{m=1}^8 t_m = 284$ années				

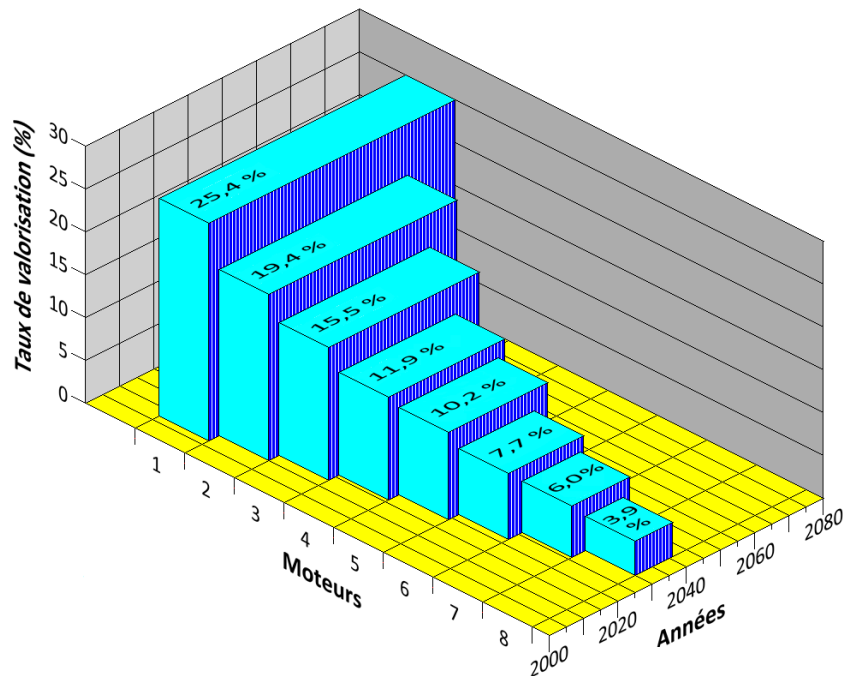


Figure III.13 : Durées de fonctionnement optimisées et taux de valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès par les 8 moteurs installés.

Ces résultats montrent que l'utilisation d'un seul moteur permet déjà d'assurer un taux de valorisation électrique du méthane de 25,4 %, et le taux cumulé de valorisation électrique du méthane par utilisation du 2^{ème}, 3^{ème}, ... , et jusqu'au 8^{ème} moteur augmente au fur et à mesure mais d'une façon non linéaire. La figure III.14 suivante présente la variation du taux cumulé de valorisation électrique du méthane en fonction du nombre de moteurs utilisés.

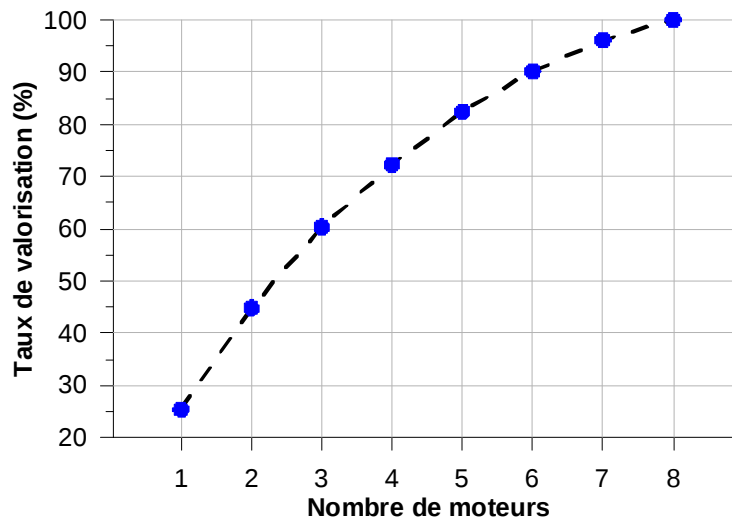


Figure III.14 : Variation du taux cumulé de valorisation électrique du méthane en fonction du nombre de moteurs utilisés.

Remarque : La valorisation électrique du volume annuel V_{VCH4} du méthane par utilisation d'un 9^{ème} moteur aurait été possible entre les années 2133 et 2136 (voir figure III.15 ci-dessous). Néanmoins, en admettant que la rentabilité économique du projet de valorisation n'a lieu que si la durée de fonctionnement d'un moteur est d'au moins 6 années successives, l'installation des 8 premiers moteurs est largement justifiée, alors que l'ajout d'un neuvième moteur, dont la durée de fonctionnement ne serait que de 4 années, altérerait la rentabilité économique du projet de valorisation. Dans ce cas, l'utilisation de seulement 8 moteurs est économiquement plus rentable pour valoriser énergétiquement le volume du méthane V_{VCH4} généré par la décharge de Fès. D'où l'intérêt de cette étape de dimensionnement qui permet de calculer le nombre maximal de moteurs à installer et la durée d'utilisation appropriée pour chaque moteur pour une valorisation électrique optimale du volume de méthane généré.

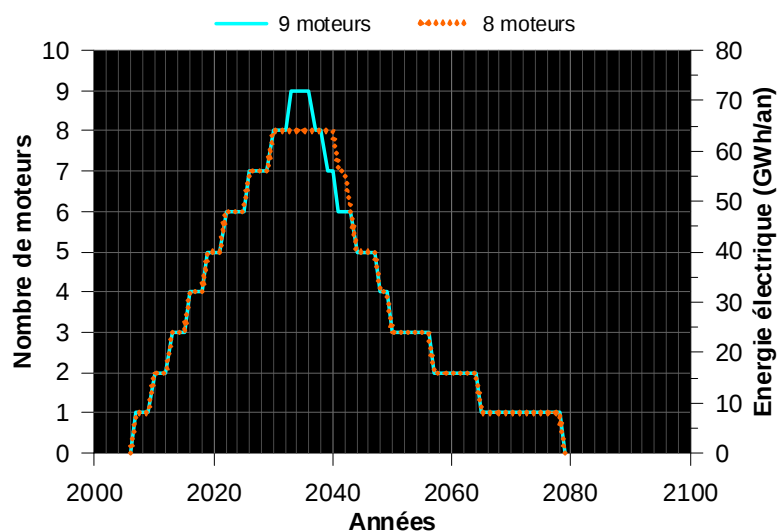


Figure III.15 : Evolution de l'énergie électrique annuelle valorisée à zéro torchage par utilisation de 8 moteurs (trait en pointillés), et de 9 moteurs (trait plein).

III.5 Réduction des émissions des gaz à effet de serre (GES)

Différentes activités humaines sont à l'origine des émissions des gaz à effet de serre dans l'atmosphère : la combustion d'énergies fossiles, les procédés industriels, le bâtiment, les activités agricoles, l'utilisation de solvants, la réfrigération et climatisation, le traitement des déchets, etc. Comme les degrés de contribution au réchauffement climatique des différents GES ne sont pas les mêmes, la normalisation du taux de cette contribution consiste à exprimer en tonnes d'équivalent CO_2 (ou en tCO_{2e}) les émissions de chaque gaz et les pondérer par un coefficient correspondant au pouvoir de réchauffement global (**PRG**) du gaz. Par convention, le pouvoir de réchauffement global pour le CO_2 étant fixé à $\text{PRG}_{\text{CO}_2} = 1$. Selon le GIEC [37], les émissions en tCO_{2e} d'un gaz à effet de serre est un indicateur utilisé pour comparer la quantité de dioxyde de carbone pouvant provoquer, sur une période donnée, le même forçage radiatif intégré qu'une quantité émise dans l'atmosphère d'un seul ou de plusieurs GES.

Dans le processus de gestion, de traitement et de valorisation des déchets (collecte, transport, enfouissement, incinération, compostage, recyclage, valorisation, etc.), les émissions des GES (CO_2 , CH_4 , N_2O , etc.) peuvent provenir de plusieurs sources [38] :

- les émissions générées par les gaz d'échappement des véhicules de transport des déchets, y compris le transport du point de collecte à la station de transfert, le transport de la station de transfert à l'usine d'élimination (décharge, usine d'incinération ou usine de compostage) ou le centre de recyclage, et le transport des résidus d'incinération et de compostage vers le site d'enfouissement ;
- les émissions provenant de la décomposition des déchets dans les décharges et les avantages de réduction des émissions du méthane apportés par la production d'électricité par cogénération ou par torchage à l'air libre ;
- les émissions provenant de l'incinération des déchets et les avantages de réduction des émissions de GES apportés par la production d'électricité à partir de l'incinération ;
- les émissions provenant du compostage des déchets ;
- les avantages de la réduction des émissions de la consommation d'énergie économisée grâce au recyclage des ressources renouvelables.

Dans la suite de notre étude, seules les émissions de CH_4 provenant directement de la décharge et/ou celles de CO_2 provenant par combustion de CH_4 de la décharge seront considérées, les émissions du CO_2 provenant directement du biogaz de la décharge, généré par la décomposition du carbone biologique, ne seront pas prises en compte. Les réductions des émissions du méthane de la décharge

que nous étudierons concernent deux types de réduction contribuant à la diminution du réchauffement climatique par effet de serre :

- la réduction des émissions de CH_4 par torchage total ou partiel du méthane de la décharge ;
- la réduction des émissions de CH_4 par valorisation électrique du méthane de la décharge et les avantages apportées par l'utilisation de l'électricité et/ou de la chaleur produites par cogénération.

III.5.1 Equivalent en CO_2 des émissions annuelles des GES de la décharge

La conversion des émissions d'un GES en équivalent CO_2 est réalisée à partir du calcul de son pouvoir de réchauffement global PRG sur une période donnée. Ce coefficient qui est variable dans le temps est actuellement de 25 pour le CH_4 , principal GES composant le biogaz [39]. A titre comparatif, ce coefficient est beaucoup plus important pour les GES les plus puissants tels que l'oxyde nitreux N_2O ($PRG_{N_2O} = 298$), ou les gaz utilisés comme fluides frigorigènes tels que les hydrofluorocarbures HFC (PRG_{HFC} varie de 140 à 11700), les perfluorocarbones PFC (PRG_{PFC} varie de 6500 à 9200), l'hexafluorure de Soufre SF_6 ($PRG_{SF_6} = 23\,900$) [40], [41]. Par rapport au CO_2 , le potentiel de réchauffement global du méthane pouvant être éventuellement émis dans l'atmosphère est donc 25 fois plus important que celui de CO_2 .

Les deux types d'émissions des GES de la décharge qui seront analysés concernent les émissions dans l'atmosphère du méthane généré qui peuvent se produire, soit sous forme d'émissions totales de CH_4 , (émissions à zéro torchage), soit sous forme d'émissions de CO_2 provenant de la combustion totale par torchage de CH_4 (émissions à torchage total), soit en partie sous forme de CH_4 , et en partie sous forme de CO_2 .

III.5.2 Emissions annuelles en tonnes d'équivalent CO_2 du méthane à zéro torchage

L'équivalent en tonnes de CO_2 des émissions annuelles d'un volume V_{CH_4} (m^3/an) du méthane s'il était entièrement émis dans l'atmosphère sans combustion (à zéro torchage) est calculé par la relation :

$$t_{CO_2 \text{ e } V_{CH_4} \text{ émis à zéro torchage (tonnes/an)}} = PRG_{CH_4} \times \rho_{CH_4} \text{ (kg/m}^3\text{)} \times 10^{-3} \times V_{CH_4} \text{ (m}^3\text{/an)} \quad (III.18)$$

où :

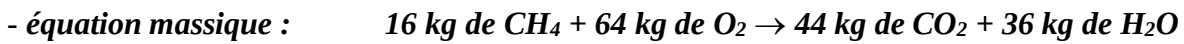
- $PRG_{CH_4} = 25$: pouvoir de réchauffement global du méthane ;
 $\rho_{CH_4} = 0,7162$: masse volumique du méthane dans les conditions standard (kg/m^3) ;
 10^{-3} : coefficient de conversion du (kg) en (tonne).

Pour un volume total $V_{VCH4} = 653 \text{ millions de } m^3$ de méthane généré par la décharge de Fès entre 2006 et 2105, l'équivalent en tonnes de CO_2 des émissions totales du volume V_{VCH4} est :

$$t_{CO2e V_{VCH4} \text{ émis à zéro torchage}} = 25 \times 0,7162 \times 10^{-3} \times 653.10^6 = 11,692.10^6 \text{ tonnes}$$

III.5.3 Emissions annuelles en tonnes d'équivalent CO_2 du méthane brûlé par torchage

Pour déterminer l'équivalent en tonnes de CO_2 des émissions annuelles du dioxyde de carbone provenant de la combustion totale par torchage du volume V_{VCH4} du méthane généré, nous considérons que la masse $m_{CO2} \text{ (kg)}$ produite par combustion complète d'une masse $m_{CH4} \text{ (kg)}$ de méthane est calculée selon les équations suivantes :



La combustion complète d'une masse annuelle $m_{CH4} \text{ (kg/an)}$ de méthane produit donc une masse annuelle $m_{CO2} \text{ (kg/an)}$ de dioxyde de carbone CO_2 telle que :

$$m_{CO2} \text{ (kg/an)} = \frac{44}{16} \times m_{CH4} \text{ (kg/an)} = 2,75 \times m_{CH4} \text{ (kg/an)} \quad (III.19)$$

Vu que l'efficacité d'une torçère est en général comprise entre 95 et 98 %, la combustion totale du méthane généré n'est jamais complète. Deux à cinq pour cent du méthane est rejeté dans l'atmosphère en passant à travers le système de torchage sans être brûlé. Nous considérons donc que lorsque le volume $V_{VCH4} \text{ (m}^3\text{/an)}$ du méthane généré est totalement brûlé par torchage, 95 % des émissions dans l'atmosphère de ce volume produisent du CO_2 comme si la combustion du méthane était complète. Les 5 % du méthane rejeté dans l'atmosphère à travers la torçère sans être brûlé participeront inévitablement à l'augmentation de l'effet relatif en matière de réchauffement climatique.

Ainsi, pour une masse de méthane : $m_{CH4} \text{ (kg/an)} = \rho_{CH4} \text{ (kg/m}^3) \times V_{VCH4} \text{ (m}^3\text{/an)}$, l'équivalent en tonnes de CO_2 des émissions annuelles du dioxyde de carbone provenant de la combustion complète par torchage de 95 % du volume $V_{VCH4} \text{ (m}^3\text{/an)}$ de méthane généré est calculé à partir de la relation :

$$t_{CO2e V_{VCH4} \text{ brûlé par torchage}} \text{ (tonnes/a)} = 2,75 \times \rho_{CH4} \times 10^{-3} \times (0,95 \times V_{VCH4}) \quad (III.20)$$

Pour le volume total $V_{VCH4} = 653 \text{ millions de } m^3$ de méthane généré entre 2006 et 2105 par la décharge de Fès, on obtient :

$$t_{CO2e V_{VCH4} \text{ brûlé par torchage}} = 2,75 \times 0,7162 \times 10^{-3} \times (0,95 \times 653.10^6) = 1,222.10^6 \text{ tonnes}$$

III.5.4 Réduction totale en tonnes d'équivalent CO₂ des émissions du méthane de la décharge de Fès

III.5.4.1 Réduction totale par torchage à combustion complète des émissions du méthane

La réduction totale par torchage à combustion complète des émissions du méthane correspond aux émissions en tonnes d'équivalent CO₂ du méthane directement émis dans l'atmosphère sans combustion, diminuées des émissions du méthane totalement brûlé par torchage :

$$RE_{\text{par combustion}} = t_{\text{CO}_2\text{e VCH}_4 \text{ émis à zéro torchage}} - t_{\text{CO}_2\text{e VCH}_4 \text{ brûlé par torchage}} \quad (\text{III.21})$$

Pour le volume total $V_{\text{VCH}_4} = 653 \text{ millions de m}^3$ de méthane généré par la décharge de Fès entre 2006 et 2105 :

$$RE_{\text{par combustion}} (\text{tonnes}) = (11,692 - 1,222) \cdot 10^6 = 10,47 \cdot 10^6 \text{ tonnes}$$

Ce résultat montre que si le méthane de la décharge était entièrement brûlé par torchage au lieu d'être totalement émis dans l'atmosphère sans torchage, la réduction totale des émissions annuelles des GES permettrait d'éviter l'équivalent en tonnes de CO₂ des émissions dans l'atmosphère du méthane de la

$$\text{décharge d'environ : } 100 \times \frac{RE_{\text{par combustion}}}{t_{\text{CO}_2\text{e VCH}_4 \text{ émis à zéro torchage}}} = 89,5 \%$$

III.5.4.2 Réduction par valorisation électrique des émissions du méthane

En cas de valorisation électrique du méthane de la décharge, le volume $V_{\text{VCH}_4 \text{ valorisé}}$ du méthane utilisé pour alimenter les moteurs de production d'énergie électrique ne participerait pas aux émissions à effet de serre dans l'atmosphère. La réduction des émissions par valorisation électrique du volume $V_{\text{VCH}_4 \text{ valorisé}}$ de méthane correspondrait donc à l'équivalent en tonnes de CO₂ des émissions évitées du méthane, majoré par la réduction correspondant au bénéfice qui serait apporté par l'utilisation de l'électricité produites par cogénération.

III.5.4.2.1 Equivalent en tonnes de CO₂ des émissions évitées

L'équivalent en tonnes de CO₂ des émissions évitées est calculé par une relation similaire à la relation III.18 :

$$t_{\text{CO}_2\text{e VCH}_4 \text{ valorisé}} (\text{tonnes/an}) = PRG_{\text{CH}_4} \times \rho_{\text{CH}_4} (\text{kg/m}^3) \times 10^{-3} \times V_{\text{VCH}_4 \text{ valorisé}} (\text{m}^3/\text{an})$$

Pour le volume total $V_{\text{VCH}_4 \text{ valorisé}} = 633,9 \text{ millions de m}^3$ du méthane de la décharge de Fès, valorisé par les 8 moteurs entre 2006 et 2105, on obtient :

$$t_{CO2e \text{ } VCH_4 \text{ valorisé}} = 25 \times 0,7162 \times 10^{-3} \times 633,9.10^6 = 11,35.10^6 \text{ tonnes}$$

La réduction des émissions évitées par valorisation électrique du volume $V_{CH_4 \text{ valorisé}}$ du méthane est donc :

$$RE_{\text{production électrique}} = t_{CO2e \text{ } VCH_4 \text{ valorisé}} = 11,35.10^6 \text{ tonnes}$$

III.5.4.2.2 Réduction des émissions par utilisation de l'électricité produite par valorisation

A la réduction principale des émissions évitées par valorisation électrique s'ajoute une réduction secondaire correspondant au bénéfice qui serait apporté par l'utilisation de la production électrique :

$$RE_{\text{utilisation électrique}} (\text{tonnes}) = FE_{CO_2} (\text{kg/kWh}) \times 10^{-3} \times E_{Vm} (\text{kWh/an}) \quad (\text{III.22})$$

où :

$FE_{CO_2} = 0,718$: facteur d'émission de CO_2 exprimant le niveau d'émissions de CO_2 par production de 1 kWh d'électricité au Maroc (en kg de CO_2 par kWh d'électricité produite [42], [43] ;

E_{Vm} : énergie électrique annuelle développée par les moteurs (kWh/an) ;

10^{-3} : coefficient de conversion des kg en tonnes.

Pour une énergie électrique totale $E_{Vm} = 2115,7 \text{ GWh}$, produite entre 2006 et 2105 par les 8 moteurs pour valoriser électriquement le méthane de la décharge de Fès, la réduction des émissions en tonnes d'équivalent CO_2 correspondant au bénéfice apporté par l'utilisation de cette énergie électrique est :

$$RE_{\text{utilisation électrique}} = 0,718 \times 10^{-3} \times 2115,7.10^6 = 1,52.10^6 \text{ tonnes}$$

Finalement, la réduction des émissions par valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès est la somme des deux contributions :

$$RE_{\text{par valorisation}} = RE_{\text{production électrique}} + RE_{\text{utilisation électrique}}.$$

Soit :
$$RE_{\text{par valorisation}} = (11,35 + 1,52).10^6 = 12,87.10^6 \text{ tonnes}$$

Comparée aux émissions en tonnes d'équivalent CO_2 du méthane s'il était directement émis dans l'atmosphère à zéro torchage, la réduction totale des émissions par valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès permettrait d'éviter l'équivalent en tonnes de CO_2 des émissions dans l'atmosphère d'environ :

$$100 \times \frac{RE_{\text{par valorisation}}}{t_{CO2e \text{ } V_{CH_4 \text{ émis à zéro torchage}}} = 100 \times \frac{12,87.10^6}{11,692.10^6} = 110,08 \%$$

La valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès permettrait donc de réduire à zéro les émissions dans l'atmosphère des GES et réaliser en plus un gain en termes de réduction des émissions des GES d'environ 10,1 %.

III.6 Conclusion

En utilisant les données de caractérisation des déchets enfouis, et en tenant compte du contexte climatique du site d'enfouissement, l'estimation du volume de méthane généré sur une longue période par la décharge de Fès nous a permis, par identification des paramètres techniques de dimensionnement de l'unité de valorisation énergétique (puissance électrique, rendement électrique, débit volumique, etc.), de repérer les meilleurs choix à faire pour optimiser les différentes étapes de valorisation du méthane de la décharge.

Du point de vue énergétique, le calcul de la capacité énergétique du méthane valorisable nous a permis de déterminer la puissance électrique et le nombre optimal de moteurs à installer pour développer cette puissance. Ainsi, pour un volume total de **653 millions de m^3** de méthane généré par la décharge entre 2006 et 2105, un maximum de **633,9 millions de m^3** de ce volume pourrait être valorisé pour produire une énergie électrique totale de **2115,7 GWh** par utilisation d'un maximum de 8 moteurs (de puissance électrique individuelle de **1063 kW** et fonctionnant à charge optimale de **80 %**).

Du point de vue environnemental, la valorisation électrique du méthane de la décharge de Fès permettrait une réduction totale des émissions dans l'atmosphère de l'équivalent de **12,87.10⁶ tonnes de CO_2** , ce qui correspondrait à une réduction à zéro des émissions des GES, voire la réalisation d'un gain en termes de réduction d'environ **10,1 %** de ces émissions.

CHAPITRE IV : SIMULATION DE LA PRODUCTION DU MÉTHANE ISSU DES CENTRES D'ENFOUISSEMENT DES DÉCHETS AU MAROC.

IV.1 Introduction

En termes de teneur en méthane, la qualité du biogaz généré par les décharges d'enfouissement des déchets est fortement liée au mode d'enfouissement, à l'âge des déchets enfouis, à leur composition en matière organique, etc. En termes de quantité de biogaz produit, les autres paramètres qui jouent un rôle capital dans la détermination de cette quantité sont liés aux caractéristiques climatiques du site d'enfouissement et à la quantité des déchets produits, en relation avec la démographie et le mode de vie socio-économique des populations. Par analyse des données climatiques et démographiques des différentes régions marocaines, et des données statistiques fournies par le Haut-Commissariat au Plan (HCP) sur la composition et l'évolution des populations et des taux de déchets générés au cours des années dans ces régions, on se propose dans cette partie de l'étude d'effectuer une simulation permettant d'étudier et analyser le comportement d'une décharge d'enfouissement des DMSA au Maroc. Une quantification du potentiel annuel de génération du méthane pouvant être récupéré à partir de la décharge de chaque région sera réalisée et le potentiel de réduction des émissions de GES provenant de la combustion du méthane généré sera étudié.

IV.2 Choix du modèle de calcul des émissions des gaz d'enfouissement au Maroc

Pour estimer la quantité de biogaz pouvant être généré par les sites d'enfouissement, éventuellement installés dans les 12 régions marocaines, nous avons opté pour le modèle LandGEM [30] de modélisation et d'analyse du potentiel de génération du biogaz. L'équation du taux de décomposition du premier ordre utilisés dans le modèle LandGEM ainsi que les paramètres qui la composent sont les mêmes que ceux déjà définis précédemment (voir chapitre II).

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \left[\sum_{j=0,1}^1 k \times L_o \times \left(\frac{M_i}{10} \right) \times e^{-k \times t_{ij}} \right] \quad (IV.1)$$

où :

Q_{CH_4} : production annuelle de méthane dans l'année de calcul (m^3/an) ;

k : taux annuel de production de méthane (an^{-1}) ;

L_o : potentiel annuel de génération de méthane ($m^3/tonne$) ;

M_i : masse des déchets acceptés dans la $i^{ème}$ année (tonnes) ;

i : incrément de temps d'une année ;

j : incrément de temps en 1/10 d'année ;

n : (année de calcul) $\tilde{n}$ (année initiale d'acceptation des déchets) ;

t_{ij} : âge de la $j^{\text{ème}}$ section de la masse de déchets M_i acceptée dans la $i^{\text{ème}}$ année.

Les deux paramètres importants de cette équation, à savoir le taux annuel de production de méthane k et le potentiel annuel de génération de méthane L_o , seront déterminés pour chaque région marocaine en tenant compte du contexte climatique de la région et des caractéristiques démographiques de sa population. Les profils d'accroissement de la population et sa répartition régionale pour les 12 régions marocaines ainsi que l'évolution de la production régionale des DMSA au Maroc, en relation avec les caractéristiques démographiques des populations seront pris en compte.

IV.3 Caractéristiques démographiques de la population marocaine

D'après les résultats du dernier recensement démographique du Maroc [5], la population totale marocaine comptait en 2014 environ 33,8 millions d'habitants répartis sur 12 régions (milieu urbain et rural confondus). Environ 70,2% de cette population est regroupée dans cinq régions qui sont Casablanca-Settat (20,3%), Rabat-Salé-Kenitra (13,5%), Marrakech-Safi (13,4%), Fès-Meknès (12,5%), et Tanger-Tétouan-Al Hoceima (10,5%), avec environ 61,3% est en milieu urbain, et 38,7% en milieu rural. L'analyse des résultats d'une étude sur les perspectives démographiques régionales au Maroc [44], calculées à l'aide d'une fonction logistique où la variable qualitative à expliquer est basée sur des données réelles recueillies entre 2005 et 2014, montre qu'à l'horizon 2030, la population totale marocaine atteindra environ 39,3 millions d'habitants, soit un accroissement démographique d'environ 16,3%. Cet accroissement s'accompagnera d'un développement socio-économique des régions, avec des cinétiques de développement différentes d'une région à l'autre, et d'une année à l'autre.

IV.3.1 Répartition régionale de la population marocaine

Selon la nouvelle répartition régionale approuvée au Maroc depuis 2014, les 12 régions administratives adoptées ainsi que les principales villes représentant les provinces et les préfectures qu'elles contiennent et qui seront concernées par notre étude sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau IV.1 : Répartition régionale des provinces et préfectures au Maroc.

Région 1 : Tanger-Tétouan-Al Hoceima
Al Hoceïma $\tilde{n}$ Chefchaouen $\tilde{n}$ Fahs Anjra $\tilde{n}$ Larache $\tilde{n}$ Mödiq $\tilde{n}$ Ouezzane $\tilde{n}$ Tanger $\tilde{n}$ Tétouan.
Région 2 : L'Oriental
Berkane $\tilde{n}$ Driouch $\tilde{n}$ Figuig $\tilde{n}$ Guercif $\tilde{n}$ Jerada $\tilde{n}$ Nador $\tilde{n}$ Oujda Angad - Taourirt.
Région 3 : Fès-Meknès
Boulemane $\tilde{n}$ El Hajeb $\tilde{n}$ Fès $\tilde{n}$ Meknès $\tilde{n}$ Ifrane/Azrou $\tilde{n}$ Moulay Yaâcoub $\tilde{n}$ Sefrou $\tilde{n}$ Taounate $\tilde{n}$ Taza.

Région 4 : Rabat-Salé-Kénitra
Khémisset ñ Kénitra ñ Rabat ñ Salé ñ Sidi Kacem ñ Skhirate/Témara ñ Sidi Slimane.
Région 5 : Beni Mellal-Khénifra
Azilal ñ Béni Mellal ñ Fqih Ben Saleh ñ Khénifra ñ Khouribga.
Région 6 : Casablanca- Settat
Benslimane ñ Berrechid ñ Casablanca ñ El Jadida ñ Médiouna ñ Mohammédia ñ Nouacer ñ Settat ñ Sidi Bennour.
Région 7 : Marrakech-Safi
Chichaoua ñ El Haouz ñ El Kalaâ des Sraghna ñ Essaouira ñ Marrakech ñ Rehamna ñ Safi ñ Youssoufia.
Région 8 : Draâ - Tafilalet
Errachidia ñ Ouarzazate ñ Midelt ñ Tinghir ñ Zagora.
Région 9 : Souss-Massa
Agadir Ida-Outanane ñ Chtouka-Aït Baha ñ Inezgane Aït Melloul ñ Taroudant ñ Tata ñ Tiznit.
Région 10 : Guelmim-Oued Noun
Assa-Zag ñ Guelmim ñ Sidi Ifni ñ Tan-Tan
Région 11 : Laâyoune-Sakia Hamra
Boujdour ñ Es-Semara ñ Laâyoune ñ Tarfaya.
Région 12 : Dakhla-Oued Ed-Dahab
Aousserd ñ Dakhla.

A l'intérieur de chaque région, la population ne se répartit pas de manière uniforme. Une concentration de la population autour des centres urbains est souvent encouragée par des conditions climatiques et environnementales plus favorables qu'en milieu rural. Les résultats des dernières statistiques publiées par le Haut-Commissariat au Plan (HCP) classifient la population en deux catégories, différenciées par leur appartenance aux deux milieux urbain et rural [5]. Pour les 12 régions marocaines, le tableau suivant présente le taux de population des deux catégories pour l'année 2014 ainsi que les pourcentages de chaque catégorie de population par rapport à la population totale :

Tableau IV.2 : Taux des populations en 2014 par région et par catégorie [5].

Régions		Population (en nombre d'habitants)			Ratio (en %)		
		urbaine	rurale	totale	urbaine	rurale	totale
1	Tanger -Tétouan- Al Hoceima	2 123 590	1 423 742	3 547 332	59,86	40,14	10,50
2	Oriental	1 506 545	802 872	2 309 417	65,23	34,77	6,85
3	Fès - Meknès	2 555 611	1 673 968	4 229 579	60,42	39,58	12,52
4	Rabat - Salé - Kenitra	3 187 583	1 382 302	4 569 885	69,75	30,25	13,53
5	Beni Mellal - Khénifra	1 234 658	1 282 018	2 516 676	49,05	50,94	7,45
6	Grand Casablanca - Settat	5 030 129	1 812 126	6 842 255	73,52	26,48	20,26
7	Marrakech - Safi	1 931 930	2 578 761	4 510 691	42,83	57,17	13,36
8	Darâa - Tafilalet	558 857	1 073 561	1 632 418	34,23	65,77	4,83
9	Souss - Massa	1 497 452	1 172 029	2 669 481	56,10	43,90	7,91

10	Guelmim - Oued Noun	279 129	154 037	433 166	64,44	35,56	1,28
11	Laâyoune - Sakia El Hamra	342 030	24 601	366 631	93,29	6,71	1,09
12	Dakhla - Oued Ed Dahab	105 285	36 696	141 981	74,15	25,85	0,42
Total		20 352 799	13 416 713	33769512	60,27	39,73	100,00

Le diagramme suivant illustre la répartition des proportions (en %) des populations régionales dans la population totale marocaine.

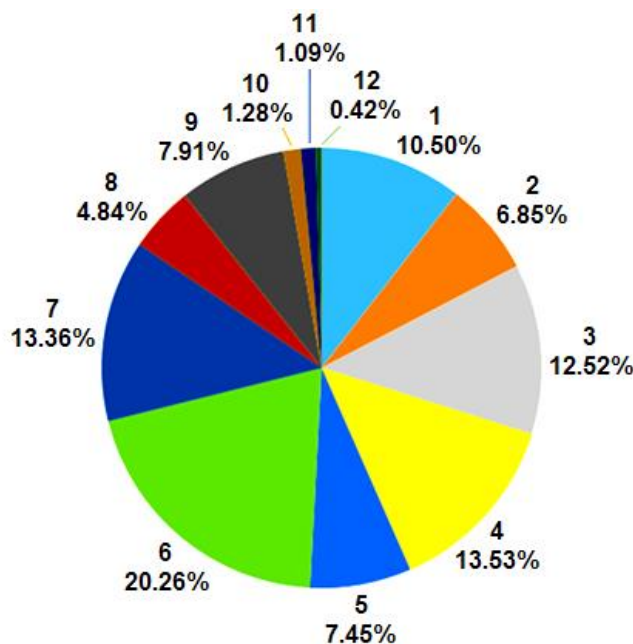


Figure IV.1 : Proportions (en %) des populations régionales dans la population totale du Maroc.

A une date déterminée, la population totale d'une région s'exprime en nombre annuel d'habitants. Selon des critères liés au changement des caractéristiques démographiques de la région (tranches d'âge de la population, taux de natalité, taux de mortalité, niveau d'éducation, opportunités et offres d'emplois, etc.), ce nombre peut varier d'une année à l'autre. Pendant une période donnée, l'accroissement ou la diminution de la population dans une région peuvent, par conséquent, être différents d'une région à l'autre.

IV.3.1.1 Profils d'accroissement de la population pour les 12 régions marocaines

Les projections de population se basent sur une bonne connaissance de l'évolution antécédente de la population qui aide à identifier l'originalité de cette population et les principaux facteurs qui la font évoluer. La littérature sur les projections démographiques fait ressortir deux principales approches méthodologiques : une **approche démographique** et une **approche mathématique** [44]. La première approche, appelée méthode des composantes, est fondée sur l'évolution hypothétique des phénomènes démographiques, et la seconde approche, appelée méthode mathématique, est basée sur

la mise en adéquation entre l'évolution de ces phénomènes démographiques et leur projection dans le futur.

IV.3.1.2 Méthodologie des projections

La méthode utilisée par le HCP pour les projections régionales consiste à projeter l'effectif d'une population en utilisant un taux d'accroissement basé sur une fonction logistique. Cette méthode permet d'avoir une concordance entre ces projections et celles réalisées au niveau national par la méthode des composantes, de sorte que les projections régionales soient parfaitement compatibles avec les totaux nationaux.

Pour une région i donnée, la méthode des projections permet de calculer le taux d'accroissement logistique comme suit [44] :

$$T_x(i) = \frac{\ln \left(\frac{[U(i) - Pr(t_2, i)] \times [Pr(t_1, i) - L(i)]}{[U(i) - Pr(t_1, i)] \times [Pr(t_2, i) - L(i)]} \right)}{t_1 - t_2} \quad (IV.2)$$

Où :

- $T_x(i)$: taux d'accroissement pour la région i ;
- $U(i)$: asymptote supérieure d'accroissement logistique pour la région i (égale à 1 par défaut) ;
- $Pr(t, i)$: poids de la région i dans la population nationale à l'année t ;
- $L(i)$: asymptote inférieure d'accroissement logistique pour la région i (égale à 0 par défaut) ;
- t_1 et t_2 : respectivement la première et la dernière année de référence pour l'ajustement des données. Pour le cas de notre étude, $t_1 = 2004$ et $t_2 = 2014$.

Les projections de la proportion s'obtiennent à partir de la relation suivante :

$$Pr(t, i) = L(i) + \frac{U(i) - L(i)}{1 + \frac{U(i) - Pr(t_2, i)}{Pr(t_2, i) - L(i)} \times e^{-T_x(i) \times (t - t_2)}} \quad (IV.3)$$

où :

- $Pr(t, i)$: proportion projetée de la région i à une année future t ;
- $Pr(t_2, i)$: proportion de la région i dans la population nationale à l'année t_2 (2014) ;
- $t = t_2 + n$: année future des projections où $n = 1, 2, \dots, N$, avec $N = 17$ pour le cas de notre étude.

Ainsi, les projections des populations seront faites pour les années futures entre 2015 et 2030.

Pour que la somme des projections soit égale à l'unité (ou à 100%), Un ajustement des projections est nécessaire :

$$APr(t, i) = \frac{Pr(t, i)}{\sum_i Pr(t, i)} \quad (IV.4)$$

où $APr(t,i)$ est la proportion de la région i projetée et ajustée pour l'année t .

La dernière étape consiste à multiplier la population au niveau national, pour chaque année de projection, par les proportions des régions projetées et ajustées :

$$P(t, i) = P(t) \times APr(t, i) \quad (IV.5)$$

où :

$P(t, i)$: population projetée de la région i à l'année t ;

$P(t)$: population nationale projetée à l'année t .

Cette méthode s'applique pour projeter l'effectif total aussi bien pour le milieu urbain des régions que pour le milieu rural. L'effectif total de chaque région s'obtiendra par sommation des effectifs des deux milieux.

IV.3.1.3 Evolution de la population par région

Dans le cas de notre étude, les résultats de projections des populations marocaines pour les milieux urbain et rural de chaque région sont déduits à partir des données réalisées par l'institution marocaine chargée de la production statistique, de planification, de prospective, d'analyse et de prévision, et publiés par le Haut-Commissariat au Plan [5]. Les taux de croissance en % des populations en 2014 sont présentés par région et par catégorie par le tableau IV.3 ci-dessus. Une comparaison de l'évolution de la population totale par taille des régions en 2014 et, par projection, en 2030 est présentée par les histogrammes de la figure IV.2 suivante, et les résultats de projections des populations marocaines pour le milieu urbain, le milieu rural et la population totale sont respectivement présentés par les tableaux A.1, A.2 et A.3 de l'Annexe.

Tableau IV.3 : Taux de croissance en % des populations en 2014 par région et par catégorie [5].

Population urbaine	(%)	Population rurale	(%)	Population totale	(%)
Dakhla - Oued Ed Dahab	119.45	Marrakech - Safi	8.37	Dakhla - Oued Ed Dahab	86.07
Souss - Massa	53.62	Tanger -Tétouan- Al Hoceima	2.76	Laâyoune - Sakia El Hamra	24.53
Oriental	43.23	Darâa - Tafilalet	0.60	Souss - Massa	24.19
Grand Casablanca - Settat	32.96	Beni Mellal - Khénifra	-5.35	Grand Casablanca - Settat	21.33
Laâyoune - Sakia El Hamra	30.42	Rabat - Salé - Kenitra	-6.44	Tanger -Tétouan- Al Hoceima	18.85
Tanger -Tétouan- Al Hoceima	29.63	Dakhla - Oued Ed Dahab	-9.73	Oriental	18.00
Rabat - Salé - Kenitra	25.52	Grand Casablanca - Settat	-10.97	Rabat - Salé - Kenitra	15.86
Guelmim - Oued Noun	25.16	Fès - Meknès	-12.21	Marrakech - Safi	14.00
Fès - Meknès	24.07	Souss - Massa	-13.41	Fès - Meknès	9.71
Darâa - Tafilalet	24.04	Guelmim - Oued Noun	-25.00	Beni Mellal - Khénifra	8.72
Beni Mellal - Khénifra	23.34	Oriental	-29.35	Darâa - Tafilalet	8.63
Marrakech - Safi	21.52	Laâyoune - Sakia El Hamra	-57.35	Guelmim - Oued Noun	7.32

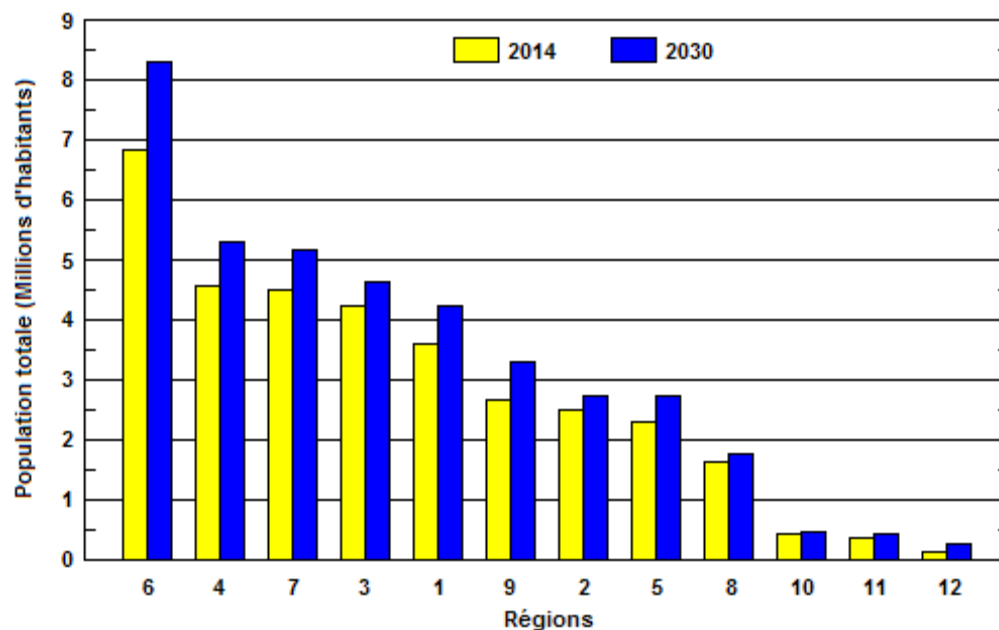


Figure IV.2 : Evolution de la population totale des régions entre 2014 et 2030.

De l'analyse des données présentées par le tableau IV.3 on constate que :

- L'évolution de la population marocaine entre 2014 et 2030 présente une croissance annuelle moyenne d'environ 392 000 habitants en milieu urbain, et une décroissance annuelle moyenne d'environ 46 700 habitants en milieu rural. Il en résulte un accroissement annuel moyen de la population totale marocaine d'environ 347 500 habitants.
- Les taux annuel de croissance des populations totales (ou de décroissance des populations rurales et/ou urbaines) varient d'une région à une autre et d'un milieu à un autre. Pour la région de Casablanca-Settat par exemple, on constate que, hormis le fait que la population totale casablancaise est la plus importante par rapport aux autres régions marocaines, le pourcentage de croissance de la population urbaine entre 2014 et 2030 n'est pas le plus important, et le taux de décroissance de la population rurale pendant la même période n'est pas le plus prononcé.
- Le classement des taux de croissance ou de décroissance en % des populations dans chaque région entre les deux années 2014 et 2030 montre une augmentation de la population urbaine dans toutes les régions, et notamment dans la région de Dakhla-Oued Eddahab, et une diminution de la population rurale dans presque toutes les régions, sauf dans les régions de Marrakech-Safi et Tanger -Tétouan-Al Hoceima où il est prévu que la population rurale serait plus importante en 2030 qu'en 2014.

IV.3.2 Production régionale des déchets ménagers solides et assimilés (DMSA) au Maroc

Les données de base utilisées dans cette partie de l'étude sont les masses des DMSA évaluées en 2015 pour les 12 régions du Maroc et, par projection, celles estimées à l'horizon de 2030. Ces données, extraites du Rapport de Synthèse sur la Stratégie Nationale de Réduction et de Valorisation des Déchets au Maroc, publié en mars 2019 par le Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines et du Développement Durable, [46], sont données par le tableau IV.4 suivant :

Tableau IV.4 : Masses des DMSA pour les 12 régions marocaines en 2015, et en 2030.

Régions	DMSA (tonnes/an)	
	2015	2030
Tanger-Tétouan-Al Hoceima	624 356	1 050 240
Oriental	431 690	603 490
Fès-Meknès	745 694	1 064 517
Rabat-Salé-Kénitra	948 262	1 373 363
BéniMellal-Khénifra	355 218	470 274
Grand Casablanca-Settat	1 484 755	2 211 581
Marrakech-Safi	564 340	830 970
Draa-Tafilalet	147 943	199 463
Souss-Massa	438 931	681 070
Guelmim-Oued Noun	75 996	132 751
Laayoune-Sakia El Hamra	89 626	131 317
Eddakhla-Oued-Eddahab	29 580	69 998

IV.3.2.1 Masses annuelles des DMSA

A défaut de disposer de données complètes sur la production annuelle des DMSA au Maroc, et partant du constat que l'évolution du nombre d'habitants d'une année à l'autre suit une loi strictement croissante, nous admettrons à priori qu'au niveau régional, l'évolution de la production des DMSA est corrélée à l'évolution du nombre d'habitants de la population.

Afin d'évaluer la pertinence d'une éventuelle relation de corrélation entre ces deux paramètres, nous avons effectué un ajustement statistique du nuage de points (h, d) , où h est la valeur de la variable H désignant le nombre d'habitants d'une région pendant une année, et d la valeur de la variable D désignant le taux annuel de production des DMSA correspondant. Les seules données disponibles utilisées pour cet ajustement sont les données prévisionnelles relatives aux deux années 2015 et 2030, rapportées dans le rapport de synthèse sur la stratégie nationale de réduction et de valorisation des déchets [46].

En admettant une augmentation régulière d'une année à l'autre de la production des déchets entre 2015 et 2030, et en utilisant les données fournies par le HCP [44], relatives à l'évolution par projection entre 2015 et 2030 du nombre d'habitants de la population, les variations du taux annuel de production des DMSA en fonction du nombre d'habitants sont déduites à partir des équations suivantes :

$$D_{a+1}(h) = D_a(h) + \frac{D_{2030}(h) - D_{2015}(h)}{n - 1} \quad (\text{IV.6})$$

Où $D_a(h)$ et $D_{a+1}(h)$ sont les courbes d'ajustement des masses annuelles des DMSA en fonction du nombre d'habitants, respectivement pour les années a et $a+1$, $D_{2015}(h)$ et $D_{2030}(h)$ sont les courbes d'ajustement des données relatives respectivement aux deux années 2015 et 2030, et $a = 0, 1, 2, \dots, n-1$ est le numéro de l'année entre 2015 ($a=0$) et 2030 ($a=15$).

Les données utilisées pour l'ajustement du nuage de points (h, d) sont présentées par le tableau IV.5 suivant :

Tableau IV.5 : Masses annuelles des déchets par région en 2015 et 2030 au Maroc [45].

Année	2015			2030		
	Population h (hab/an)	DMSA		Population h (hab/an)	DMSA	
Régions		d (Tonne/an)	d (kg/hab/j)		d (Tonne/an)	d (kg/hab/j)
Tanger-Tetouan-Alhoceima	3 591 289	624 356	0.476	4 215 906	1 050 240	0.683
Oriental	2 331 198	431 690	0.507	2 725 106	603 490	0.607
Fès-Meknès	4 258 822	745 694	0.480	4 640 286	1 064 517	0.629
Rabat-Salé-kénitra	4 619 414	948 262	0.562	5 294 469	1 373 363	0.711
Bénni Mellal-khénifra	2 532 789	355 218	0.384	2 736 214	470 274	0.471
Grand Casablanca-Settat	6 934 558	1 484 755	0.587	8 301 621	2 211 581	0.730
Marrakech-Safi	4 554 780	564 340	0.339	5 142 271	830 970	0.443
Drâa-tafilalet	1 642 644	147 943	0.247	1 773 240	199 463	0.308
Souss-Massa	2 704 735	438 931	0.445	3 315 234	681 070	0.563
Guelmim-Oued Noun	435 230	75 996	0.478	464 878	132 751	0.782
Laayoune-Sakia El Hamra	372 034	89 626	0.660	456 582	131 317	0.788
Eddakhla-Oued Eddahab	147 377	29 580	0.550	264 178	69 998	0.726
Total	34 124 870	5 936 391	0.476	39 329 985	8 819 034	0.620

L'analyse de ces données montre qu'au niveau national, la masse annuelle des déchets DMSA produits est proportionnelle au nombre d'habitants. En effet, l'augmentation du nombre d'habitants d'environ 34,125 millions d'habitants en 2015, à environ 39,330 millions d'habitants à l'horizon 2030,

s'accompagnera d'une augmentation de la masse produite des *DMSA* d'environ 5,936 millions de tonnes/an en 2015, à environ 8,819 millions de tonnes/an à l'horizon 2030. Soit une augmentation quotidienne moyenne par habitant entre 0,476 kg/hab/jour en 2015 à 0,620 kg/hab/jour en 2030.

Pour les deux années 2015 et 2030, les courbes d'ajustement obtenues sont données par les équations (IV.7) et (IV.8) suivantes et sont présentées par la figure IV.3 ci-dessous :

$$D_{2015}(h) = 0.03053 + 0.09554 \times h + 0.01611 \times h^2 \quad (\text{IV.7})$$

$$D_{2030}(h) = 0.03128 + 0.14605 \times h + 0.01404 \times h^2 \quad (\text{IV.8})$$

où $D_{2015}(h)$ et $D_{2030}(h)$ sont exprimées en millions de tonnes de *DMSA* par an, et h en millions d'habitants.

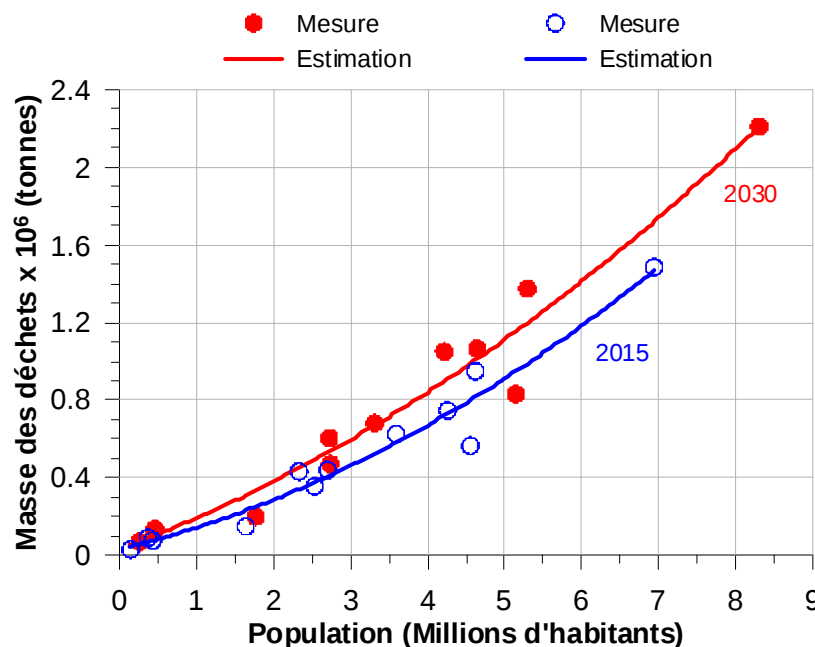


Figure IV.3 : Courbes d'ajustement de l'évolution de la masse des *DMSA* en fonction du nombre d'habitants des régions marocaines, pour les deux années 2015 et 2030.

Les coefficients de détermination respectifs obtenus sont satisfaisants ($R^2 = 0.976$ pour l'année 2015, et $R^2 = 0.978$ pour l'année 2030), ce qui montre l'existence de très bonnes relations de corrélation entre les variables d et h , proportionnellement aux régions.

En passant des régions les moins peuplées (régions les moins productrices des *DMSA*) aux régions les plus peuplées (régions les plus productrices des *DMSA*), l'écart croissant observé, en termes de masses des déchets produites entre les deux courbes d'ajustement de la figure IV.3, peut s'expliquer

par une progression plus accélérée du mode de vie des populations dans les régions de plus fortes populations.

Pour les années comprises entre 2016 et 2029, les courbes de variation du taux de production des *DMSA* en fonction du nombre d'habitants, déduites à partir de l'équation (IV.6) ci-dessus, sont exprimées sous la forme générique suivante :

$$D_i(h) = a_i + b_i \times h + c_i \times h^2 \quad (IV.9)$$

Les coefficients a_i , b_i et c_i sont calculés pour chaque année i à partir des données régionales relatives au nombre d'habitants [44]. Le tableau IV.6 ci-dessous donne les valeurs annuelles de ces coefficients.

Tableau IV.6 : Coefficients des courbes d'ajustement annuelles des *DMSA* en fonction du nombre d'habitants (2015 ã 2030)

Année	a_i	b_i	c_i
2015	0.03053	0.09554	0.01611
2016	0.03058	0.09890	0.01597
2017	0.03063	0.10227	0.01583
2018	0.03068	0.10564	0.01569
2019	0.03073	0.10901	0.01556
2020	0.03078	0.11238	0.01542
2021	0.03083	0.11574	0.01528
2022	0.03088	0.11911	0.01514
2023	0.03093	0.12248	0.01501
2024	0.03098	0.12585	0.01487
2025	0.03103	0.12921	0.01473
2026	0.03108	0.13258	0.01459
2027	0.03113	0.13595	0.01445
2028	0.03118	0.13932	0.01432
2029	0.03123	0.14269	0.01418
2030	0.03128	0.14605	0.01404

IV.3.2.2 Evolution de la production des déchets ménagers par région

En passant d'une région à l'autre, on constate que l'évolution entre 2015 et 2030 de la production annuelle des déchets au niveau de chaque région est différente. C'est la conséquence directe des différences entre le nombre d'habitants de chaque région, des taux régionaux d'accroissement plus ou moins rapides des populations, de leur mode de développement socio-économique, etc. C'est pour cette raison que, sur le plan des quantités de déchets ménagers produits au Maroc, la région de Casablanca-Settat continuera à concentrer la part la plus importante de cette production, suivie des autres régions, notamment les régions de Rabat-Salé-Kenitra, Marrakech-Safi, Fès Meknès et Tanger-Tétouan-Al Hoceima. Les régions de Sud les moins peuplées restent de loin les moins productrices des déchets.

Bien qu'en règle générale les activités économiques et industrielles deviennent d'autant plus prospères que la population est plus importante et ses activités plus intenses, un examen rapide des données du tableau IV.3 ci-dessus révèle quelques exceptions qui montrent que l'application de l'équation (IV.12) pour le calcul des masses annuelles des DMSA n'intègre pas toutes les paramètres, notamment les caractéristiques démographiques de chaque région :

- la masse des DMSA produite en 2015 par habitant et par jour par la population de la région de l'Oriental (2 331 198 habitants) est de 0,507 kg/hab/jour, alors que celle produite la même année par la population légèrement supérieure de la région de Souss-Massa (2 704 735 habitants) n'est que de 0,445 kg/hab/jour.
- de même, la masse des DMSA produite en 2030 par habitant et par jour par la population de la région de Fès-Meknès (1 064 517 d'habitants) est de 0,629 kg/hab/jour, alors que celle produite la même année par la population légèrement inférieure de la région de Tanger-Tétouan-Al Hoceima (1 050 240 habitants) est de 0,683 kg/hab/jour.

En partant de l'hypothèse que l'évolution des masses des DMSA au cours d'un intervalle de temps considéré $\Delta t = t_2 - t_1$ se produise selon une loi de variation strictement croissante, la production des déchets peut être décrite par une fonction quadratique, de forme générale :

$$Y(t_n) = a \times t_n^2 + b \times t_n + c \quad (\text{IV.10})$$

Où t_n est un entier qui désigne le numéro de l'année de production des déchets (1 à 16), et où a , b et c sont des coefficients réels qui ne dépendent pas de la variable t_n , mais qui sont liées aux caractéristiques démographiques intrinsèques de chaque région (nombre d'habitants, mode de vie, taux du développement socio-économique, etc.).

Le paramètre a de l'équation (IV.10) caractérise l'ouverture et le sens de la concavité de la courbe en forme de parabole qui représente cette fonction dans un plan cartésien :

- si $a > 0$: la parabole sera ouverte vers le haut ;
- si $a < 0$: la parabole sera ouverte vers le bas ;
- si $a = 0$: la production des déchets pourra être décrite par une fonction linéaire, de forme générale :

$$Y(t) = b \times t_n + c \quad (\text{IV.11})$$

En raison de l'impact réel et non négligeable que pourrait avoir l'utilisation d'une loi de variation (linéaire ou quadratique) sur l'exactitude de description de la production des déchets, le degré de

précision d'estimation de génération du biogaz dans une région donnée sera affecté. Le choix des coefficients a , b et c appropriés est donc subordonné à la connaissance des données statistiques sur l'évolution réelle de production des déchets dans cette région. Un ajustement de ces données statistiques, dans le sens des moindres carrés par exemple, permettrait, le cas échéant, de déterminer le coefficient a , et par identifications, les coefficients b et c spécifiques à la région étudiée.

A défaut de disposer de ces données, et bien que l'affectation d'une valeur arbitraire au coefficient a permettrait, en exprimant les deux autres coefficients b et c en fonction du premier, de déterminer la masse des déchets produits pendant une année t_n appartenant à l'intervalle $[t_1, t_2]$, des restrictions sur le choix de cette valeur arbitraire doivent cependant être prises en compte.

Cas où le coefficient $a = 0$:

C'est le cas où la production des déchets au cours des années est supposée évoluer linéairement. La connaissance des masses annuelles $Y(t_1)$ et $Y(t_2)$ des déchets produits pendant la première année t_1 et, respectivement pendant la dernière année t_2 , permettrait de déterminer facilement les coefficients b et c de l'équation (IV.11) en résolvant le système d'équations linéaires suivant :

$$Y(t_1) = b \times t_1 + c$$

$$Y(t_2) = b \times t_2 + c$$

Ce qui permet d'avoir :

$$b = \frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{t_2 - t_1} \quad \text{et} \quad c = Y(t_1) - b \times t_1 \quad (\text{IV.12})$$

La masse des déchets annuels produits pendant une année t_n ($t_1 \leq t_n \leq t_2$) sera donc déterminée à partir de l'équation :

$$Y(t) = b \times t_n + c = Y(t_1) + \left[\frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{t_2 - t_1} \right] \times (t_n - t_1) \quad (\text{IV.13})$$

Cas où le coefficient $a \neq 0$:

C'est le cas où les déchets produits au cours des années seront supposés évoluer suivant une parabole. La concavité de la parabole qui représente la fonction $Y(t_n)$ sera différente selon que le signe du coefficient a est positif ou négatif :

- si $a > 0$: la fonction $Y(t_n)$ est croissante sur l'intervalle $[-b/2a, +\infty[$, c'est une parabole qui sera ouverte vers le haut ;

- si $a < 0$: la fonction $Y(t_n)$ est croissante sur l'intervalle $]-\infty, -b/2a]$, c'est une parabole qui sera ouverte vers le bas.

La connaissance des masses annuelles $Y(t_1)$ et $Y(t_2)$ des déchets produits pendant l'année t_1 et, respectivement pendant l'année t_2 , permettrait de déterminer les coefficients b et c de la parabole en résolvant le système d'équations de second ordre suivant :

$$Y(t_1) = a \times t_1^2 + b \times t_1 + c$$

$$Y(t_2) = a \times t_2^2 + b \times t_2 + c$$

Les coefficients b et c ainsi que la masse $Y(t_n)$ des déchets annuels produits pendant une année t_n ($t_1 \leq t_n \leq t_2$) seront déterminés, en fonction du coefficient a , à partir des relations :

$$\begin{aligned} b &= \frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{t_2 - t_1} - a \times (t_2 + t_1) \\ c &= Y(t_1) - \left(\frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{t_2 - t_1} - a \times t_2 \right) \times t_1 \\ Y(t) &= a \times t_n^2 + \left(\frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{t_2 - t_1} - a \times (t_2 + t_1) \right) \times t_n + Y(t_1) - \left(\frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{t_2 - t_1} - a \times t_2 \right) \times t_1 \end{aligned} \quad (IV.14)$$

Comme la fonction $Y(t_n)$ doit être strictement croissante dans l'intervalle $[t_1, t_2]$, quel que soit le signe du coefficient a , elle présentera nécessairement un minimum $Y(t_1)$ au point $t_n = t_1$ lorsque la concavité de la parabole est orientée vers le haut ($a > 0$), et un maximum $Y(t_2)$ au point $t_n = t_2$ lorsque la concavité de la parabole est orientée vers le bas ($a < 0$). Autrement dit, la dérivée $\frac{dY(t_n)}{dt_n}$ de la fonction $Y(t_n)$ qui doit s'annuler aux points $t_n = t_1$ et $t_n = t_2$, sera strictement positive à partir du point t_1 , et jusqu'à t_2 .

En effet, à partir de l'équation (IV.14) on a :

$$\frac{dY(t_n)}{dt_n} = 2 \times a \times t_n + \left[\frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{t_2 - t_1} - a \times (t_2 + t_1) \right] \quad (IV.15)$$

La dérivée $\frac{dY(t_n)}{dt_n} = 0$ pour la valeur de t_n telle que :

$$t_n = \frac{(t_2 + t_1)}{2} - \frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{2 \times a \times (t_2 - t_1)} \quad (IV.16)$$

Pour $t_n = t_1$, le coefficient a sera positif (concavité de la parabole vers le haut), et aura pour valeur minimale :

$$a = \frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{(t_2 - t_1)^2}. \quad (\text{IV.17})$$

Par symétrie, pour $t_n = t_2$, le coefficient a sera négatif (concavité de la parabole vers le bas), et aura pour valeur maximale :

$$a = - \frac{Y(t_2) - Y(t_1)}{(t_2 - t_1)^2}. \quad (\text{IV.18})$$

Afin de mettre l'accent sur l'importance de la différence entre les deux modes d'évolution en termes de production de déchets, la figure suivante représente, à titre comparatif, l'évolution en mode linéaire ($a = 0$), et en modes quadratiques ($a > 0$) et ($a < 0$) de la production annuelle estimée entre 2015 et 2030 des déchets pour la région de Casablanca-Settat.

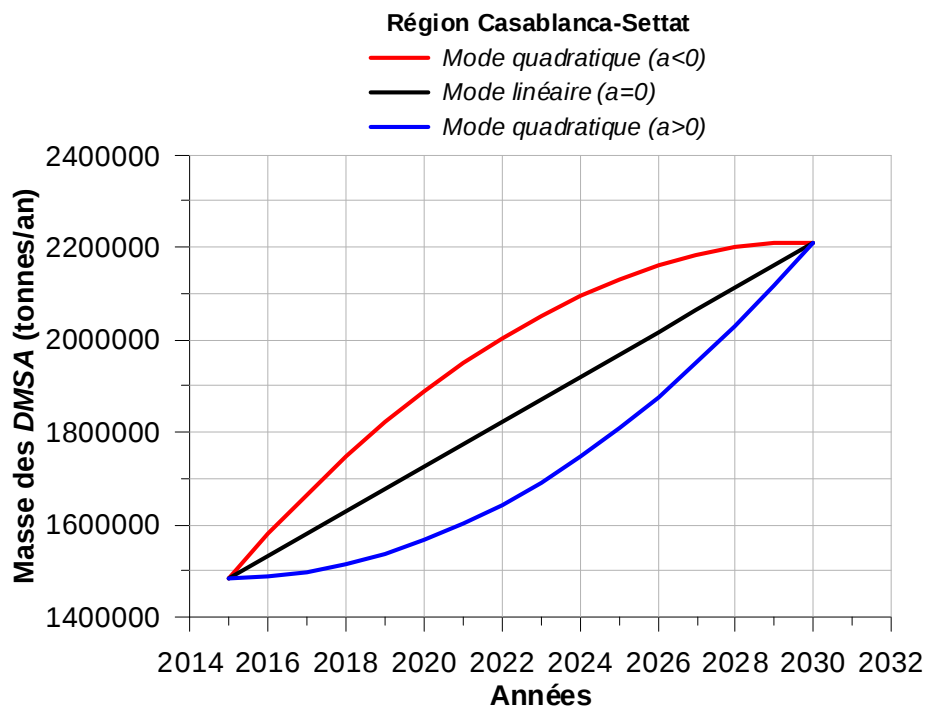


Figure IV.4 : Evolutions en modes linéaire et quadratique des déchets entre 2015 et 2030 à la région de Casablanca-Settat.

Les courbes de cette figure montrent que la différence de production des déchets entre 2015 et 2030 varie d'une façon non négligeable selon que le mode de variation envisagé est linéaire ($a = 0$) ou quadratique ($a \neq 0$).

Dans le cas de la région Casablanca-Settat, l'erreur d'estimation de cette production peut atteindre $\pm 6,3 \%$ autour du mode linéaire, et $+12,6 \%$ entre les modes quadratiques ($a < 0$) et ($a > 0$). Ceci se reflète nettement sur une différence d'estimation du taux de production du méthane sur la période d'étude.

A défaut de ne pas disposer de données réelles sur la masse annuelle des déchets produits dans chaque région, le signe et la valeur de coefficient a lorsque $a \neq 0$, ne peuvent être déterminés. Par conséquent, pour l'estimation de la production de biogaz dans les 12 régions à partir du modèle LandGEM, seul le mode linéaire de production des déchets sera envisagé dans la suite de notre étude.

Dans ce cas, les masses annuelles $Y(t_n)$ des déchets produits entre $t_n = t_1 = 2015$ et $t_n = t_2 = 2030$ sont alors estimées pour chaque région à partir de la relation $Y(t_n) = b \times t_n + c$ où les coefficients b et c , calculés pour chaque région à partir des relations précédentes (IV.12), sont donnés par le tableau suivant IV.7 :

Tableau IV.7 : Coefficients des courbes d'ajustement linéaire des DMSA en fonction des années (2015 à 2030).

Régions	b	c
Tanger-Tétouan-Al Hoceima	28392	595964
Oriental	11453	420237
Fès-Meknès	21255	724439
Rabat-Salé-Kénitra	28340	919922
Béni Mellal-Khénifra	7670	347548
Grand Casablanca-Settat	48455	1436300
Marrakech-Safi	17775	546565
Draa-Tafilalet	3435	144508
Souss-Massa	16143	422788
Guelmim-Oued Noun	3784	72212
Laayoune-Sakia El Hamra	2779	86847
Eddakhla-Oued-Eddahab	2695	26885

IV.4 Détermination du taux annuel k de génération du méthane

IV.4.1 Contextes climatiques des régions marocaines

D'après les Lignes Directrices 2006 du *GIEC* pour les Inventaires Nationaux de Gaz à Effet de serre [31], le taux annuel k de génération du méthane doit être déterminé en fonction du contexte climatique régional du site d'enfouissement des déchets.

Selon ces lignes directrices, deux types de climats régionaux distincts sont à considérer en fonction de la température annuelle moyenne (TAM) de la région :

- pour $TAM \leq 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, le climat est dit **Boréal et Tempéré** ;
- pour $TAM > 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, le climat est dit **Tropical**.

Pour les climats de type Boréal et Tempéré, deux cas sont à distinguer en fonction du rapport des précipitations annuelles moyennes (*PAM*) et de l'évapotranspiration potentielle annuelle (*PET*) de la région considérée :

- lorsque $PAM/PET < 1$, le climat est dit **Boréal et Tempéré Sec (BTS)** ;
- lorsque $PAM/PET > 1$, le climat est dit **Boréal et Tempéré Humide (BTH)**.

Pour les climats de type Tropical, deux cas sont également à distinguer en fonction de la valeur du taux des précipitations annuelles moyennes (*PAM*) :

- lorsque $PAM < 1000\text{ mm}$, le climat est dit **Tropical Humide (TH)** ;
- lorsque $PAM \geq 1000\text{ mm}$, le climat est dit **Tropical Très Humide (TTH)**.

Afin de classifier les villes marocaines selon leur type de climat, conformément aux Lignes directrices 2006 du *GIEC* pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre [31], les types de climat de 75 villes marocaines, concernées par le dernier recensement national de 2014 ont été déterminés en utilisant la même démarche que celle utilisée au chapitre II. Une analyse des données sur les *TAM*, les *PAM* et les *PET* de 75 villes réparties sur l'ensemble du territoire marocain a été effectuée.

IV.4.1.1 Bases de données utilisées

Les moyennes mensuelles des températures et des précipitations des villes marocaines sont issues des données livrées par le site Climate-Data.org [47]. Ces dernières sont basées sur deux sources de données :

- **Climate-Model par Climate-Data.org** : les données climatiques proviennent d'un modèle climatique de plus de 220 millions de points de données et une résolution de 30 secondes d'arc. Le modèle utilise les données météorologiques de milliers de stations météorologiques du monde entier, recueillies entre 1982 et 2012 et régulièrement actualisées.
- **Données de localisation par OpenStreetMap.org** : toutes les données de localisation des villes sont basées sur les données du projet **OpenStreetMap** qui est une base de données ouverte sous **Licence Open Data Commons Open Data Base (ODbL)**. Les données **OpenStreetMap** sont actualisées régulièrement pour refléter rapidement toute modification des données.

Les tableaux A.4 et A.5 de l'Annexe regroupent les valeurs des moyennes mensuelles respectivement de la température et des précipitations des villes marocaines concernées par l'étude.

L'évapotranspiration potentielle annuelle (PET) quant à elle a été calculée pour chaque ville à partir de l'évapotranspiration potentielle mensuelle (PET_m) par la méthode de Thornthwaite [48] où il a été tenu compte de la durée réelle du mois et du nombre théorique d'heures d'ensoleillement, en relation avec la latitude du lieu.

IV.4.1.2 Evapotranspiration potentielle mensuelle PET_m

L'évapotranspiration potentielle mensuelle est calculée à partir de la formule suivante [49] :

$$PET_m = F_\phi \times PET_{om} \quad (IV.19)$$

où :

PET_m : Évapotranspiration potentielle mensuelle corrigée (en mm).

PET_{om} : Évapotranspiration potentielle mensuelle non corrigée (en mm), calculée à partir de la relation :

$$PET_{om} = 16 \times \left(\frac{10 \times T_{MM}}{IT_a} \right)^\alpha \quad (IV.20)$$

T_{MM} : Température mensuelle moyenne (en °C).

IT_a : Indice thermique annuel calculé par la relation :

$$IT_a = \sum_{m=1}^{12} IT_m$$

IT_m : Indice thermique mensuel calculé pour chaque mois à partir de la température moyenne mensuelle selon la formule :

$$IT_m = \left(\frac{T_{MM}}{5} \right)^{1,514} \rightarrow IT_a = \sum_{m=1}^{12} IT_m = \sum_{m=1}^{12} \left(\frac{T_{MM}}{5} \right)^{1,514}$$

α : Exposant empirique, $\alpha = 6,75.10^7 \times IT_a^3 - 7,71.10^5 \times IT_a^2 + 1,79.10^2 \times IT_a + 0,4923$

F_ϕ : Facteur de correction mensuel dépendant de la latitude ϕ du lieu (sans dimension) :

$$F_\phi = \frac{N_o}{12} \times \frac{d_j}{30} \quad (IV.21)$$

d_j : Nombre de jours pour le mois considéré.

N_o : Nombre quotidien moyen d'heures d'ensoleillement théorique pour chaque mois (en nombre d'heures par jour), $N_o = 2 \times \frac{\omega_o}{15}$.

ω_o : Angle horaire du coucher du soleil (en rad), $\omega_o = \cos^{-1} [-\tan(\phi) \times \tan(\delta)]$.

ϕ : Latitude du lieu (en degrés).

δ : Déclinaison solaire (en degrés), $\delta = 23,45 \times \sin \left[\frac{360}{365} \times (284 + J_r) \right]$.

J_r : Numéro du jour à partir du 1^{er} janvier.

Les valeurs mensuelles du coefficient correctif F_ϕ pour les latitudes comprises entre 23°N et 36°N ont été calculées par pas de 0,5 degré de latitude. Les résultats de calcul sont donnés par le tableau A.6 de l'Annexe. Pour chacune des 75 villes marocaines étudiées, dont la latitude ne figure pas dans ce tableau, les valeurs mensuelles du coefficient correctif F_ϕ sont prises égales à celles correspondant à la latitude la plus proche. Pour les principales villes représentatives des régions marocaines, le tableau IV.8 suivant donne les valeurs mensuelles du coefficient F_ϕ :

Tableau IV.8 : Valeurs mensuelles du coefficient F_ϕ pour les principales villes représentatives des régions marocaines.

Région	Latitude ϕ (degrés)	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Tanger	35.7673	0.849	0.830	1.013	1.078	1.198	1.200	1.220	1.147	1.016	0.950	0.838	0.826
Oujda	34.6814	0.859	0.836	1.014	1.074	1.189	1.189	1.210	1.141	1.015	0.954	0.847	0.838
Fès	34.0331	0.862	0.838	1.015	1.072	1.186	1.186	1.207	1.139	1.015	0.956	0.850	0.841
Rabat	34.0133	0.862	0.838	1.015	1.072	1.186	1.186	1.207	1.139	1.015	0.956	0.850	0.841
Beni Mellal	32.3373	0.872	0.843	1.016	1.068	1.177	1.175	1.197	1.133	1.014	0.960	0.859	0.852
Casablanca	33.5883	0.866	0.840	1.015	1.071	1.183	1.182	1.203	1.137	1.015	0.957	0.853	0.845
Marrakech	31.6342	0.878	0.847	1.016	1.066	1.172	1.168	1.191	1.129	1.014	0.963	0.864	0.859
Errachidia	31.9314	0.875	0.845	1.016	1.067	1.175	1.172	1.194	1.131	1.014	0.962	0.861	0.856
Agadir	30.4202	0.884	0.850	1.017	1.063	1.166	1.162	1.184	1.126	1.013	0.966	0.869	0.866
Guelmim	28.9870	0.899	0.858	1.019	1.057	1.153	1.145	1.169	1.116	1.012	0.972	0.882	0.883
Laâyoune	27.1418	0.905	0.861	1.019	1.055	1.148	1.139	1.164	1.113	1.011	0.975	0.887	0.889
Dakhla	23.6848	0.924	0.872	1.021	1.046	1.131	1.119	1.144	1.101	1.010	0.983	0.904	0.911

IV.4.1.3 Evapotranspiration potentielle annuelle PET

La valeur de l'évapotranspiration potentielle annuelle PET est la somme des 12 valeurs d'évapotranspirations potentielles mensuelles corrigées PET_m :

$$PET = \sum_{m=1}^{12} PET_m \quad (IV.22)$$

IV.4.1.4 Cas des climats des villes marocaines

Pour répondre aux critères recommandés par les lignes directrices du Groupe *GICE* [31], concernant la définition du climat d'une région et les valeurs des paramètres TAM , PAM et PET correspondants, nous avons adopté la démarche expliquée auparavant au chapitre II, et résumée dans le tableau suivant :

Tableau IV.9 : Critères de classification des paramètres climatiques *TAM*, *PAM* et *PET*.

Boréal et Tempéré <i>TAM</i> ≤ 20 °C		Tropical <i>TAM</i> > 20 °C	
Sec	Humide	Humide	Très Humide
<i>PAM/PET</i> < 1	<i>PAM/PET</i> > 1	<i>PAM</i> < 1000 mm	<i>PAM</i> > 1000 mm

Les résultats de calculs de *TAM*, *PAM* et *PET* obtenus pour les 75 villes marocaines concernées par l'étude sont regroupés dans le tableau suivant :

Tableau IV.10 : Paramètres annuels du contexte climatique régional des 75 villes marocaines.

Ville	TAM (°C)	PAM (mm)	PET (mm)	PAM/PET	Ville	TAM (°C)	PAM (mm)	PET (mm)	PAM/PET
Agadir	18.583	246	867.887	0.283	Marrakech	19.583	250	1013.876	0.247
Al-Hoceïma	18.067	272	876.662	0.310	M'Diq	17.575	637	850.312	0.749
Fahs Anjra	18.100	761	886.925	0.858	Médiouna	17.450	405	839.389	0.482
Aousserd	23.233	43	1250.177	0.034	Meknès	18.042	576	915.969	0.629
Assa-Zag	20.742	81	1082.297	0.075	Midelt	14.667	263	765.583	0.344
Azilal	15.717	563	803.995	0.700	Mohammedia	17.933	429	854.484	0.502
Beni-Mellal	18.275	493	915.780	0.538	My-Yaâcoub	18.817	538	960.516	0.560
Benslimane	17.408	453	840.708	0.539	Nador	18.658	313	913.368	0.343
Berkane	18.192	329	901.996	0.365	Nouaceur	17.358	392	836.393	0.469
Berrechid	17.525	370	852.321	0.434	Ouarzazate	19.100	150	1025.309	0.146
Boujdour	21.208	44	1017.679	0.043	Ouazzane	18.242	846	919.579	0.920
Boulmane	11.742	460	664.438	0.692	Oujda-Angad	16.725	338	841.760	0.402
Casablanca	17.650	412	840.198	0.490	Rabat	17.942	523	855.267	0.612
Chefchaouen	16.608	880	827.391	1.064	Rehamna	18.608	312	934.776	0.334
Chichaoua	18.608	242	932.900	0.259	Safi	19.008	350	919.400	0.381
Chtouka	18.092	229	868.901	0.264	Salé	17.942	530	854.844	0.620
Dakhla	20.417	45	942.569	0.048	Sefrou	15.892	502	811.889	0.618
Driouch	17.350	285	855.850	0.333	Sékhirat/Témara	17.917	481	856.913	0.561
El-Hajeb	18.775	201	933.723	0.215	Settat	17.325	372	852.157	0.437
El-Haouz	14.608	705	766.795	0.919	Sidi-Bennour	18.292	317	899.095	0.353
El-Jadida	17.367	372	826.878	0.450	Sidi-Ifni	19.183	133	881.849	0.151
Errachidia	19.167	127	1053.585	0.121	Sidi-Kacem	20.042	524	1035.966	0.506
Essaouira	17.350	285	802.545	0.355	Sidi-Slimane	18.967	472	950.381	0.497
Es-Semara	21.400	35	1072.117	0.033	Sraghna	19.117	278	987.569	0.281
Fès	18.042	536	915.969	0.585	Tanger	17.900	762	864.264	0.882
Figuig	19.308	137	1083.650	0.126	Tan-Tan	20.367	95	961.549	0.099
Fqih-B-Saleh	18.892	483	964.265	0.501	Taounate	17.042	655	864.414	0.758
Guelmime	18.900	119	890.893	0.134	Taourirt	16.892	218	807.769	0.270
Guercif	18.517	222	953.396	0.233	Tarfaya	19.292	42	880.625	0.048
Ifrane/Azrou	11.300	843	645.991	1.305	Taroudant	20.125	226	985.894	0.229
Inezgane	19.050	234	893.873	0.262	Tata	20.283	170	1077.290	0.158
Jerada	14.150	339	738.878	0.459	Taza	17.942	563	925.305	0.608
Kénitra	18.383	570	890.675	0.640	Tétouan	18.092	686	882.602	0.777
Khémisset	17.567	556	877.892	0.633	Tinghir	16.608	168	863.328	0.195
Khénifra	15.958	633	804.563	0.787	Tiznit	19.167	159	914.965	0.174
Khouribga	17.175	432	865.175	0.499	Youssoufia	18.600	302	920.616	0.328
Laâyoune	19.933	27	934.411	0.029	Zagora	22.867	61	1540.725	0.040
Larache	17.933	664	865.644	0.767					

Pour les 75 villes marocaines, une analyse des données sur les *TAM*, *PAM* et *PET* présentées par ce tableau montre que :

- 63 villes correspondent au climat de type **Boréal Tempéré Sec (BTS)**.
- 10 villes correspondent au climat de type **Tropical Humide (TH)** : (Assoued, Assa-Zag, Boujdour, Dakhla, Es Smara, Sidi Kacem, Tan-Tan, Taroudanet, Tata et Zagora).
- 2 villes montagneuses correspondent au climat de type **Boréal Tempéré Humide (BTH)** : (Chefchaouen et Ifrane).

Au niveau local, ces résultats montrent également que les deux climats de type **BTS** et **TH** sont prépondérants, alors que le climat de type **BTH** est secondaire :

- 84,0 % des villes marocaines correspondent au climat de type (**BTS**),
- 13,3 % au climat de type (**TH**),
- 2,7 % au climat de type (**BTH**).

Nous considérerons par conséquent qu'au niveau régional, les deux types globaux de climat auquel appartient chacune des 12 régions marocaines sont les climats de type **BTS** et **TH**. Le tableau suivant présente l'inventaire des types de climat pour chaque région :

Tableau IV.11 : Types de climats des régions marocaines.

Région	Type de climat
Tanger-Tetouan-Alhoceima	<i>BTS</i>
Oriental	<i>BTS</i>
Fès-Meknès	<i>BTS</i>
Rabat-Salé-kénitra	<i>BTS</i>
Bénni Mellal-khénifra	<i>BTS</i>
Grand Casablanca-Settat	<i>BTS</i>
Marrakech-Safi	<i>BTS</i>
Drâa-tafilalet	<i>BTS</i>
Souss-Massa	<i>BTS</i>
Guelmim-Oued Noun	<i>TH</i>
Laayoune-Sakia El Hamra	<i>TH</i>
Eddakhla-Oued Eddahab	<i>TH</i>

La localisation des 12 régions marocaines avec leur type de climat est présentée par la figure suivante :

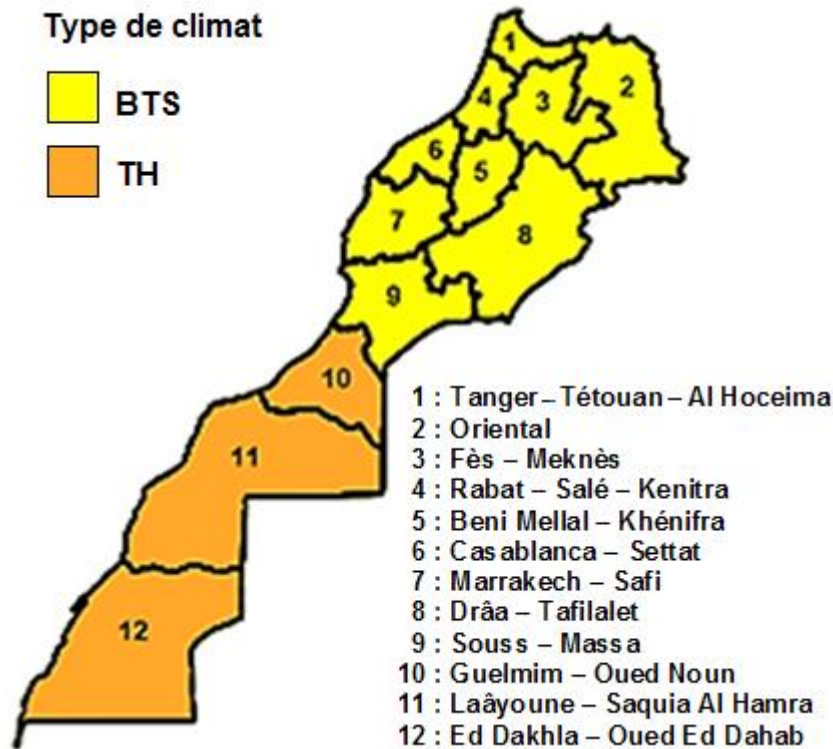


Figure IV.5 : Localisation des régions marocaines avec leur type de climat.

IV.4.2 Composition des DMSA

La composition des déchets enfouis, caractérisée par la quantité de carbone organique dégradable enfermée, constitue l'un des principaux facteurs qui influencent les émissions des gaz des sites d'enfouissement. Selon la nature des déchets enfouis (taille, densité, taux d'humidité, etc.), la composition peut varier considérablement d'une région à l'autre, et d'une saison à l'autre.

Ne disposant pas de données suffisantes sur la composition des déchets réellement produits, et en nous basant sur les résultats d'études de caractérisation des DMSA réalisées au Maroc [50], [51], [52], [53], [54], [55], nous considérons que la fraction des déchets fermentescibles dans la masse totale des DMSA enfouis est constituée principalement des quatre catégories des déchets les plus générés qui sont : les papiers et textiles, le bois, les déchets verts et les déchets organiques.

IV.4.3 Taux annuel k de production de méthane

Le taux annuel k de production de méthane est calculé à partir de la relation IV.23 suivante (définie précédemment au Chapitre II) :

$$k = \frac{\sum_{x=1}^{n_x} k_x \times FR_x}{\sum_{x=1}^{n_x} FR_x} \quad (\text{IV.23})$$

où :

FR_x : Fraction du type x de déchet fermentescible (%).

k_x : Taux annuel de génération du méthane de la fraction FR_x dépendant du type de climat (an^{-1}).

n_x : Nombre de types de déchets ($n_x = 4$ dans notre cas).

IV.4.3.1 Calcul de la fraction FR_x des déchets

Comme le montre le tableau IV.11 suivant, plusieurs fractions FR_x (%), parmi celles les plus probables, ont été envisagées pour chaque catégorie x de déchet. Une conjugaison de chacune de ces fractions avec chacune des fractions des autres catégories permettra de constituer une fraction fermentescible totale $FR(\%) = \sum_{x=1}^{x=4} FR_x(\%)$ de composition différente. Un total de **2480** scénarios de combinaisons différentes des fractions FR_x (%) a permis d'obtenir autant de fractions totales FR (%) de déchets.

Tableau IV.12 : Fractions envisagées de composition des déchets.

Type x de déchet	Fractions FR_x envisagées (%)	Nombre Total
Papiers et textiles	8 ñ 9 ñ 10 ñ 11 ñ 12	5
Bois	0.5 ñ 1.0 ñ 1.5 ñ 2.0	4
Déchets verts	0.2 ñ 0.3 ñ 0.4 ñ 0.5	4
Déchets organiques	De 50 à 80 % par pas de 1 %	31
Nombre total de compositions FR (%) envisagées = (5 x 4 x 4 x 31)		2480

IV.4.3.2 Calcul du taux annuel k_x de génération du méthane par type x de déchet

Pour les quatre types x de déchets fermentescibles retenus (papiers et textiles, bois, déchets verts et déchets organiques), et selon leur vitesse de dégradation, les plages de valeurs du taux annuel k_x de génération de méthane sont données, pour chaque type de climat, par le tableau II.4 du Chapitre II [31]. Pour les deux types de climat (**BTS**) et (**TH**) des régions marocaines, et pour chaque catégorie x prise à part des déchets fermentescibles enfouis, les valeurs moyennes du taux annuel k_x de génération du méthane qui seront retenues par défaut pour notre étude, sont données par le tableau suivant :

Tableau IV.13 : Taux annuel moyen k_x de génération de méthane par type de climat et par catégorie de déchet.

Vitesse de dégradation	Nature du déchet	Taux annuel moyen k_x (an^{-1}) par type de climat	
		<i>BTS</i>	<i>TH</i>
Lente	Papier et textiles	0.040	0.050
	Bois	0.020	0.030
Moyenne	Déchets verts	0.050	0.065
Rapide	Déchets organiques	0.065	0.085

IV.4.3.3 Calcul du taux annuel k de production totale de méthane

Pour les 2480 scénarios envisagés et pour les 2 types de climat (*BTS*) et (*TH*), les plus représentatifs des régions marocaines, le taux annuel k de production totale de méthane est calculé, pour chaque scénario de fraction totale FR (%), à partir de la relation (IV.23) ci-dessus.

On note que :

- une même fraction totale FR (%) des fermentescibles peut être obtenue à partir de plusieurs combinaisons de fractions FR_x (%) différentes, la valeur du taux annuel k ne sera pas forcément la même ;
- une même valeur du taux annuel k de production du méthane peut être obtenue à partir de différentes combinaisons des fractions FR_x (%).

Les déchets fermentescibles enfouis sont considérés en vrac. Selon leur composition, le taux annuel moyen k de production du méthane est déterminé par pondération des 2480 valeurs de k , calculées à partir de la relation (IV.23).

Les 2480 valeurs de k ainsi obtenues sont ordonnées par ordre croissant puis réparties en j classes successives d'entendue $\Delta k = 0,0001 \text{ an}^{-1}$ chacune. La valeur centrale k_j de chaque classe est multipliée par l'effectif n_j des valeurs de k appartenant à cette classe. Le taux annuel moyen k de production du méthane est alors calculé à partir de la relation :

$$k = \frac{\sum_{j=1}^p n_j \times k_j}{\sum_{j=1}^p n_j} = \frac{n_1 \times k_1 + n_2 \times k_2 + \dots + n_p \times k_p}{n_k} \quad (\text{IV.24})$$

k_j : taux annuel de production de méthane représentatif de la classe j :

n_k : effectif total des valeurs de k , $n_k = n_1 + n_2 + \dots + n_p = \sum_{j=1}^p n_j = 2480$;

n_j : effectif des valeurs de k appartenant à la classe j .

Une analyse statistique des résultats obtenus montre que :

- pour les deux types de climat **BTS** et **TH**, les faibles valeurs des écarts types σ_{BTS} et σ_{TH} correspondant montrent qu'il existe une bonne distribution des valeurs de k autour de la valeur moyenne (voir histogrammes des fréquences présentés par la figure IV.6) :
 - $\sigma_{BTS} = 0,0007 \text{ an}^{-1}$ pour le climat de type **BTS** et,
 - $\sigma_{TH} = 0,0009 \text{ an}^{-1}$ pour le climat de type **TH** ;
- pour le climat de type **BTS**, la valeur moyenne $k_{moy} = 0,0609 \text{ an}^{-1}$ est comprise entre une valeur minimale $k_{min} = 0,0589 \text{ an}^{-1}$ et une valeur maximale $k_{max} = 0,0625 \text{ an}^{-1}$;
- pour le climat de type **TH**, la valeur moyenne $k_{moy} = 0,0794 \text{ an}^{-1}$ est comprise entre une valeur minimale $k_{min} = 0,0766 \text{ an}^{-1}$ et une valeur maximale $k_{max} = 0,0815 \text{ an}^{-1}$.

Les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau IV.14 suivant :

Tableau IV.14 : Taux annuel moyen k_{moyen} de génération de méthane par type de climat.

Type de climat	$k_{min} (\text{an}^{-1})$	$k_{moy} (\text{an}^{-1})$	$k_{max} (\text{an}^{-1})$	Ecart type (an^{-1})
BTS	0,0589	0,0609	0,0625	0,007
TH	0,0766	0,0794	0,0815	0,009

Ces résultats montrent que le taux annuel k de production du méthane, calculé pour le climat de type **TH**, est toujours supérieur à celui calculé pour le type **BTS**. La vitesse de dégradation des déchets est donc favorisée en milieu humide, ce qui est en accord avec les résultats donnés en la littérature [56].

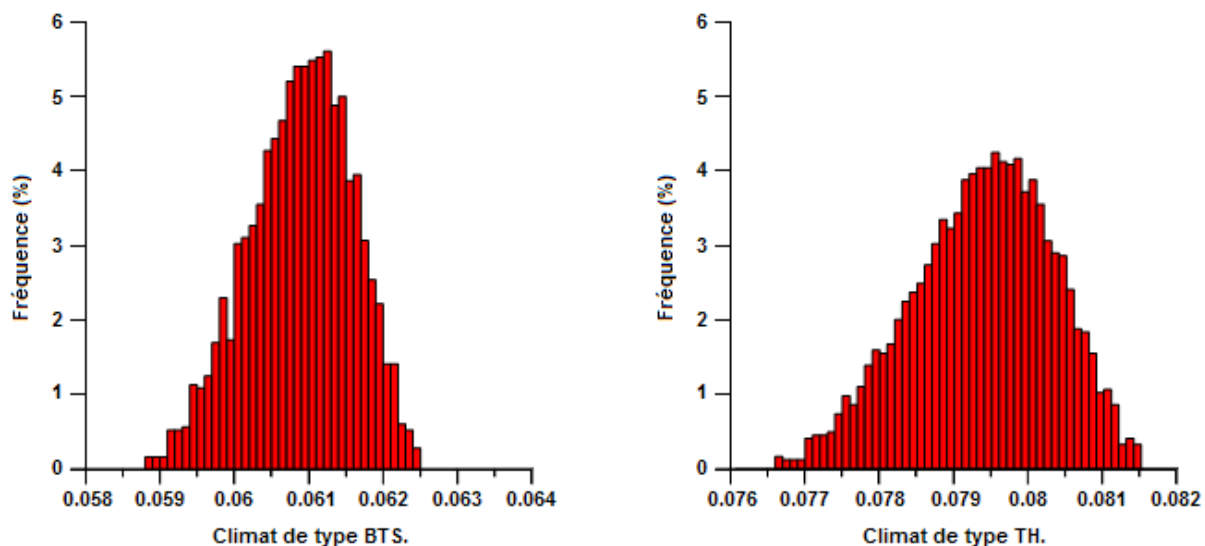


Figure IV.6 : Histogrammes de distribution du taux annuel de production du méthane k .

Les combinaisons des fractions FR_x (%) ainsi que la fraction totale FR (%) des déchets correspondant aux valeurs (k_{min} , k_{moy} et k_{max}) du taux annuel k pour les deux types de climat sont données par le tableau suivant :

Tableau IV.15 : Compositions des déchets correspondant aux valeurs k_{min} , k_{moy} et k_{max} du taux annuel de génération de méthane par type de climat.

Type de climat	Taux k (an^{-1})	Fractions FR_x (%) par type de déchet x				Fraction totale FR (%)
		Papier et textiles	Bois	Déchets verts	Déchets organiques	
BTS	k_{min} 0,0589	12	2,0	0,5	50	64,6
	k_{moy} 0,0609	10	1,5	0,5	67	79,0
	k_{max} 0,0625	8	0,5	0,2	80	88,7
TH	k_{min} 0,0766	12	2,0	0,5	50	64,6
	k_{moy} 0,0794	11	1,0	0,3	67	79,3
	k_{max} 0,0815	8	0,5	0,2	80	88,7

IV.5 Détermination de la capacité de production du méthane L_o

La capacité de production potentielle de méthane L_o ($m^3/tonne$) qui dépend de la composition des déchets déposés dans la décharge et de la fraction de carbone organique réellement dégradable DOC_f est calculée à partir de la relation II.10 définie précédemment au Chapitre II :

$$L_o = \frac{F \times DOC \times DOC_f \times MCF \times 16}{12 \times \rho} \quad (IV.25)$$

où :

F : Fraction volumique de CH_4 dans le biogaz généré (tonne CH_4 /tonne C).

DOC_f : Fraction de carbone organique réellement dégradable.

MCF : Facteur de correction du méthane.

16/12 : Rapport moléculaire pondéral CH_4/C (ratio).

ρ : Masse volumique du méthane CH_4 (kg/m^3).

DOC : Carbone organique dégradable total (en kg de carbone par kg de déchet) ne dépendant que de la nature des déchets.

Le carbone organique dégradable total DOC (en kg de carbone par kg de déchet) est calculé indépendamment du type de climat à partir de la relation II.11 définie précédemment au Chapitre II :

$$DOC = \frac{\sum_{x=1}^n FR_x \times DOC_x}{\sum_{x=1}^n FR_x} \quad (IV.26)$$

où :

FR_x : Fraction du type x de déchet (en %).

DOC_x : Taux de carbone organique dégradable pour le type x de déchet (kg de C / kg de déchet).

Pour les quatre catégories de déchets étudiés, les valeurs moyennes de DOC_x qui seront retenues par défaut pour notre étude, sont données par le tableau suivant [31] :

Tableau IV.16 : Valeurs par défaut du taux moyen de carbone organique dégradable DOC_x .

Nature du déchet	DOC_x (kg/kg)
Papier et textiles	0.35
Bois	0.42
Déchets verts	0.20
Déchets organiques	0.14

Pour les 2480 scénarios envisagés des fractions FR_x (%) dans la composition moyenne des quatre catégories de déchets retenues pour les deux types de climat BTS et TH , et en tenant compte des taux de carbone organique dégradable DOC_x correspondant, les valeurs des 2480 valeurs du taux de carbone organique dégradable total DOC obtenues sont calculées. Les valeurs minimale, moyenne et maximale sont données par le tableau suivant :

Tableau IV.17 : Taux de carbone organique dégradable DOC .

DOC_{min} (kg/kg)	DOC_{moy} (kg/kg)	DOC_{max} (kg/kg)
0.1607	0.1726	0.1882

Pour le reste des paramètres intervenant dans la relation IV.25, les valeurs utilisées sont les suivants :

Fraction F de CH_4 dans le biogaz (%)	0,6
Fraction DOC_f du carbone organique dégradable (%)	0,5
Coefficient de correction du méthane MCF	1
Masse volumique de CH_4 (kg/m ³)	0,7162

Finalement, pour les 2480 scénarios de combinaison envisagés des quatre catégories de déchets retenus, la capacité de production potentielle de méthane L_o (m³/tonne) est calculée pour les deux types de climat **BTS** et **TH**. Les valeurs minimale, moyenne et maximale sont données par le tableau suivant :

Tableau IV.18 : Capacité de production potentielle de méthane L_o .

$L_{o_{min}}$ (m ³ /tonne)	$L_{o_{moy}}$ (m ³ /tonne)	$L_{o_{max}}$ (m ³ /tonne)
89.7257	96.4160	105.1198

Pour l'estimation des quantités de production potentielle du méthane dans les sites d'enfouissement des régions marocaines à partir du modèle LandGEM, seules les valeurs moyennes du taux de génération k et de la capacité de production potentielle du méthane L_o , données pour les deux types de climat, par le tableau IV.18 ci-dessous, seront retenues dans la suite des calculs. Les déchets enfouis seront supposés garder pendant la période d'étude les compositions moyennes indiquées.

Tableau IV.19 : Valeurs moyennes du taux de génération k et de la capacité de production potentielle du méthane L_o pour les deux types de climat **BTS et **TH**.**

Type de climat	Taux k (an ⁻¹)	Capacité L_o (m ³ /tonne)	Fractions FR_x (%) par type de déchet x				Fraction totale FR (%)
			Papier et textiles	Bois	Déchets verts	Déchets organiques	
BTS	0,0609	96,4160	10	1,5	0,5	67	79,0
TH	0,0794		11	1,0	0,3	67	79,3

IV.6 Application du modèle LandGEM pour l'estimation de la production potentielle du méthane dans les régions marocaines

Comme nous l'avons indiqué dans le paragraphe IV.3.2.2 de ce chapitre, l'exactitude d'estimation de la production potentielle du biogaz est liée au mode d'évolution (linéaire ou quadratique) des masses des déchets produits. A défaut de ne pas disposer de données réelles sur ces masses, seul le mode linéaire de production des déchets a été envisagé.

Pour estimer la production potentielle du méthane dans les 12 régions du Maroc, nous avons utilisé les coefficients b_i et c_i des courbes d'ajustement linéaire de l'évolution entre 2015 et 2030 de la masse des déchets produits par chaque région (voir tableau IV.7 ci-dessus), puis à partir du modèle LandGEM, nous avons calculé la production annuelle du méthane entre 2015 et 2100 dans les 12 régions marocaines. Les résultats de cette estimation sont donnés par les courbes de la figure suivante.

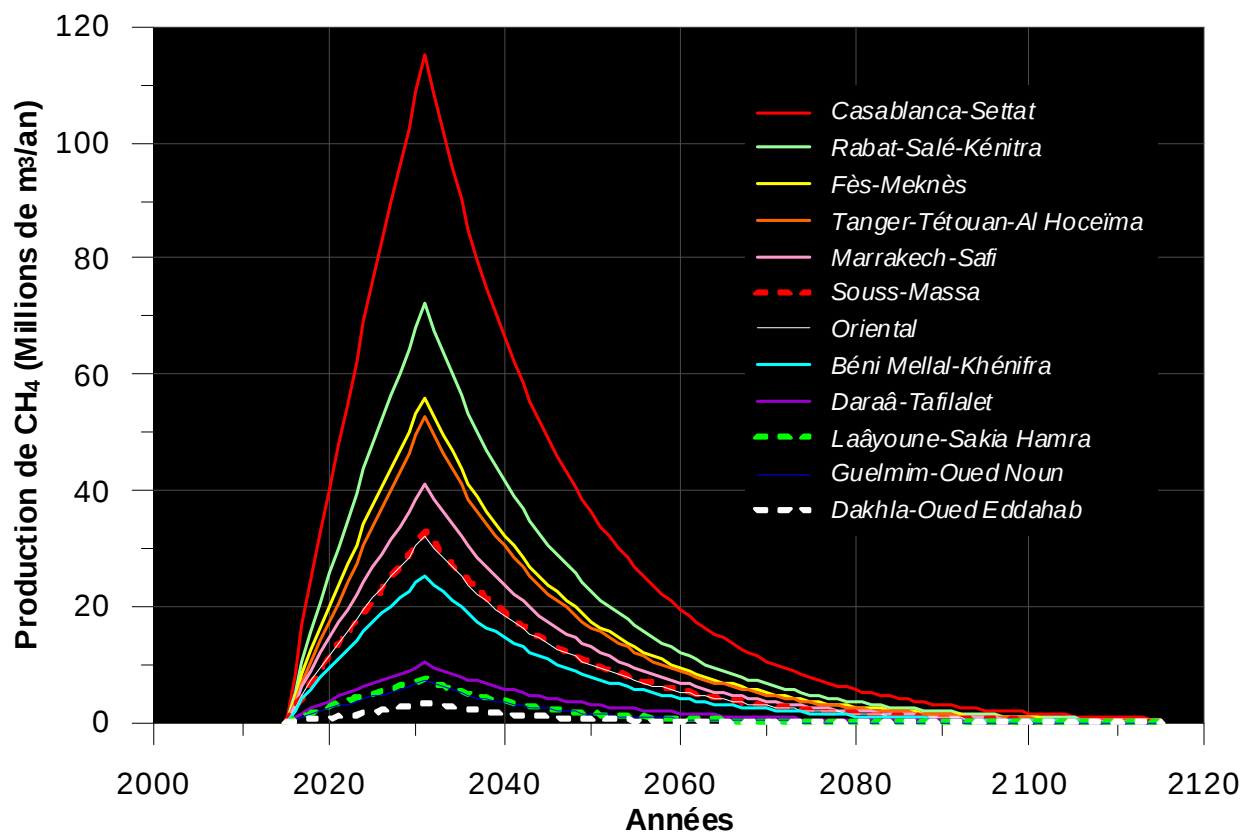


Figure IV.7 : Evolution de la production du méthane pour les 12 régions du Maroc.

Ces courbes montrent qu'avec une production totale d'environ **2848,7 millions de m³** de méthane, étalée sur une période de 100 ans (entre 2016 et 2115), la région de Casablanca-Settat reste de loin la plus grande productrice potentielle de méthane. Le tableau suivant donne les productions potentielles totales par ordre décroissant du méthane entre 2016 et 2115 pour les 12 régions du Maroc pendant la même période :

Tableau IV.20 : Production potentielle totale du méthane entre 2016 et 2115 pour les 12 régions du Maroc.

Régions	Production potentielle totale de CH ₄		
	(millions de m ³)	(%)	Cumul (%)
Casablanca-Settat	2 848,7	25,37	25,37
Rabat-salé-kénitra	1 789,3	15,94	41,31
Fès-Meknès	1 395,1	12,43	53,74
Tanger-Tétouan-Al Hoceïma	1 290,6	11,50	65,24
Marrakech-Safi	1 019,0	9,08	74,32
Souss-Massa	812,0	7,23	81,55
Oriental	797,8	7,11	88,66
Beni Mellal-Khénifra	636,2	5,67	94,33
Draâ- Tafilalet	256,8	2,29	96,62
Laâyoune-Sakia Hamra	162,2	1,44	98,06
Guelmim-Oued Noun	149,5	1,33	99,39
Dakhla-Oued Ed-Dahab	68,5	0,61	100
Total	11 225,7		

Les valeurs de ce tableau montrent que :

- le classement par ordre d'importance de production potentielle de méthane pour chaque région met la région de Casablanca-Settat au premier rang, avec une production représentant 25,4 % de la production totale du méthane au niveau du Maroc ;
- 74,4 % de la production potentielle totale du méthane est assurée par 5 régions qui sont : Casablanca-Settat, Rabat-Salé-Kenitra, Fès-Meknès, Tanger-Tétouan-Al Hoceïma, et Marrakech-Safi ;
- seulement 3,4 % de la production potentielle totale du méthane au Maroc est assuré par les 4 régions : Draâ-Tafilalet, Laâyoune-Sakia Hamra, Guelmim-Oued Noun, et Dakhla-Oued Ed-Dahab, l'installation de décharges d'enfouissement dans ces régions n'est pour le moment pas recommandée.

IV.7 Réduction des émissions des gaz à effet de serre (GES)

Pour chacune des 12 régions du Maroc, nous déterminons la réduction par combustion totale des émissions du méthane qui pourrait être potentiellement généré par les décharges entre les années 2016 et 2115.

Les émissions en tonnes d'équivalent CO₂ du volume total V_{CH_4} (m³) de méthane généré par un site d'enfouissement des DMSA lorsqu'il est dissipé sans combustion dans l'atmosphère, sont calculées à partir de la relation (III.18) définie précédemment au Chapitre III :

$$t_{CO_2e \text{ } VCH_4 \text{ émis à zéro torchage (tonnes)}} = PRG_{CH_4} \times \rho_{CH_4} \text{ (kg/m}^3\text{)} \times 10^{-3} \times V_{CH_4} \text{ (m}^3\text{)}$$

De même, les émissions potentielles de dioxyde de carbone provenant de la combustion complète à 100% du volume total V_{CH_4} (m^3) du méthane généré par le site d'enfouissement des DMSA sont calculées à partir de la relation III.20 du Chapitre précédent :

$$t_{CO_2e} V_{CH_4} \text{ brûlé par torçage (tonnes/an)} = 2,75 \times \rho_{CH_4} \times 10^{-3} \times V_{CH_4}$$

En utilisant le volume V_{CH_4} (m^3) du méthane total calculé précédemment pour chaque région (voir tableau IV.20), et potentiellement généré pendant la même période, le tableau IV.21 ci-dessous permet de faire une comparaison entre les émissions en tonnes d'équivalent CO_2 du volume total V_{CH_4} (m^3) du méthane dans le cas où il est totalement dissipé dans l'atmosphère, soit directement sans combustion, soit après combustion totale :

Tableau IV.21 : Emissions potentielles totales à zéro torçage ou à torçage total du méthane entre 2016 et 2115 pour les 12 régions du Maroc.

Régions	Production de CH_4 (millions de m^3)	Emissions (millions de tCO_2e)	
		à zéro torçage	à torçage total
Casablanca-Settat	2 848.7	51.0	5.61
Rabat-salé-kénitra	1 789.3	32.0	3.52
Fès-Meknès	1 395.1	25.0	2.75
Tanger-Tétouan-Al Hoceïma	1 290.6	23.1	2.54
Marrakech-Safi	1 019.0	18.3	2.01
Souss-Massa	812.0	14.5	1.60
Oriental	797.8	14.3	1.57
Beni Mellal-Khénifra	636.2	11.4	1.25
Draâ- Tafilalet	256.8	4.6	0.51
Laâyoune-Sakia Hamra	162.2	2.9	0.32
Guelmim-Oued Noun	149.5	2.7	0.29
Dakhla-Oued Ed-Dahab	68.5	1.2	0.13
Total	11 225.7	201.0	22.1

Une analyse de ces résultats montre que, sur une période de 100 ans (entre 2016 et 2115), si le méthane généré par les sites d'enfouissement des déchets DMSA est dispersé dans l'atmosphère, les émissions annuelles équivalentes de dioxyde de carbone varieraient en moyenne entre un maximum de 510 000 tonnes/an pour la région de Casablanca-Settat, et un minimum de 12 000 tonnes/an pour la région de Dakhla-Oued Eddahab. Les émissions totales au niveau national seraient de 2 010 000 tonnes/an de CO_2 . Si le méthane généré était totalement brûlé, les émissions de dioxyde de carbone provenant de la combustion seraient réduites de 89 % par rapport aux émissions équivalentes en CO_2 du méthane émis sans combustion [34].

IV.8 Conclusion

En se basant sur les données climatiques des différentes régions marocaines, et en analysant de nombreux critères tels que le type de climat, le mode d'évolution de la production de déchets, les données statistiques fournies par le HCP sur la composition et l'évolution des populations et des taux de déchets *DMSA* générés au fil des années, nous avons utilisé le modèle mathématique LandGEM pour quantifier le potentiel annuel de génération de méthane issu des décharges contrôlées au Maroc.

A partir de l'examen de différents scénarios de fractions de compositions des déchets, nous avons déterminé le taux de génération k et la capacité de génération L_0 du méthane valorisable pour les deux principaux types de climats *BTS* et *TH* au Maroc.

Les résultats obtenus pour la période de simulation située entre 2016 et 2115 nous ont permis d'effectuer un classement des régions selon le taux potentiel de génération de biogaz, en relation avec le taux de développement de la population. Un classement par ordre d'importance de production de biogaz pour chaque région a montré que la région de Casablanca-Settat occupe le premier rang, avec une production représentant 25,4 % de la production totale de biogaz au Maroc, et que environ 74,4% de la production potentielle totale du méthane pourrait être assurée par 5 régions qui sont : Casablanca-Settat, Rabat-Salé-Kenitra, Fès-Meknès, Tanger-Tétouan-Al Hoceïma, et Marrakech-Safi. La production potentielle de biogaz dans le reste des régions n'étant pas importante à cause de l'insuffisance et la faiblesse du taux de production des déchets. Par conséquent, et eu regard des coûts d'investissement onéreux pouvant être engagés, l'installation d'unités de production et de valorisation de biogaz dans ces régions n'est pour le moment pas rentable.

Par ailleurs, les résultats obtenus montrent que l'émission annuelle moyenne équivalente en CO₂e de la production de méthane des sites d'enfouissement au Maroc est d'environ 2,01 millions de tonnes de CO₂e par an. Un classement par ordre d'importance de ces émissions met la région de Casablanca-Settat au premier rang, avec une émission annuelle moyenne d'environ 510 000 tonnes/an.

La combustion du méthane en torchère permettra une réduction des émissions dans l'atmosphère de l'équivalent d'environ 89% de GES.

CHAPITRE V : CARACTÉRISATION PHYSICOCHIMIQUE DES LIXIVIATS DE LA VILLE DE FÈS.

V.1 Introduction

L'augmentation des activités agro-industrielles engendre une pression grandissante sur les réserves en eau douce de la planète. En effet, ces activités génèrent une grande diversité de produits chimiques qui se déversent dans le cycle de l'eau, mettant en péril le fragile équilibre naturel qui permet à la vie de se développer sur terre. Ces activités, encore aggravées par la pollution et les substances chimiques contenues dans les eaux usées, sont difficilement biodégradables, et le manque ou l'insuffisance de systèmes de traitement favorise leur accumulation dans le cycle de l'eau, de sorte que l'eau douce accessible est en train de devenir une denrée rare.

La pollution des eaux par les matières organiques est de plus en plus un problème mondial dont l'aspect crucial pour l'avenir et les incidences actuelles sur les populations, sont évidemment différentes selon le niveau de développement des pays et la disponibilité des ressources d'eau [57]. L'absence de traitement des eaux d'égouts, les rejets d'effluents industriels, les fuites dans les réservoirs de stockage des produits pétroliers, les pluies acides ainsi que l'infiltration dans les nappes phréatiques des résidus d'engrais et de pesticides agricoles à travers les fissures naturelles des sols sont les principales causes de pollution des eaux [58].

Comme la majorité des pays à travers le monde, le Maroc doit faire face à une augmentation continue du volume de ses déchets dont l'impact est direct sur la santé des populations et sur tous les compartiments environnementaux (air, eau et sol). Plusieurs projets ont donc été mis en place pour valoriser les lixiviats et le biogaz générés par les décharges et réduire leur impact tout en réduisant les émissions de gaz à effet de serre [58], [59]. Les déchets qui génèrent cette affluence gazeuse inodore contiennent également des matières organiques qui servent à produire des engrais fertilisants, substituts avantageux aux engrais chimiques usuels [60].

Le lixiviat de décharge et des eaux usées complexes résulte de la percolation des eaux pluviales à travers les déchets, mais aussi de processus d'origine biologique, physique et chimique se déroulant dans la décharge elle-même [61]. Au cours de ce travail, nous présentons les résultats d'évaluation des éléments présents dans les lixiviats de la ville de Fès au Maroc, notamment avant et pendant la période de confinement du coronavirus [62]. Une étude de caractérisation de ces lixiviats nous permettra d'analyser les paramètres physico-chimiques tels que la *DCO* (Demande Chimique en Oxygène), la *DBO5* (Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours), le *pH*, la conductivité

électrique, ainsi que les types de polluants présent dans le lixiviat tels que le phosphore total, l'ammonium, les matières en suspension (MES) et les métaux lourds seront analysés.

V.2 Composition des lixiviats

D'origines diverses, les lixiviats peuvent être classés dans les catégories suivantes : les éléments en suspension, les solutés minéraux, les solutés organiques, les gaz dissous et les micro-organismes. Ils sont produits lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur de rétention maximale, qui est définie comme la valeur maximale de liquide qu'un milieu poreux peut retenir sans produire de percolation. Ce processus dépend de plusieurs facteurs tels que les facteurs climatiques et hydrogéologiques du site : (pluies, neige, intrusion d'eau souterraine, etc.), la qualité des déchets (âge, perméabilité, teneur en humidité et taille des particules), l'exploitation et la gestion du site (compactage, végétation, irrigation, etc.) et les mécanismes internes (décomposition de composés organiques, formation de biogaz et de chaleur) [63].

La composition des lixiviats relève des valeurs particulièrement élevées de la conductivité électrique, de la (*DCO*), de la (*DBO5*), d'anions, de cations, d'ammoniac, de métaux lourds, etc., et dépend de nombreux facteurs : composition des déchets, ancienneté du rejet, conditions météorologiques, etc. Cette composition est variable dans le temps et dans l'espace, y compris les composés inorganiques, organiques et les micro-organismes dont la composition est difficile à déterminer, car les décharges constituent un réacteur complexe qui évolue spontanément. Au cours de l'évolution biologique des déchets d'une décharge dans le temps, trois types de lixiviats peuvent être classés comme lixiviat jeune, lixiviat intermédiaire et lixiviat stabilisé [64], [65]. Malgré la diversité des ordures ménagères envoyées en décharge, la composition du lixiviat suit quelques constantes importantes, car une grande partie des déchets est constituée de matières putrescibles et biodégradables [66].

Les lixiviats générés par de nombreuses activités industrielles économiquement pertinentes contiennent des composés organiques récalcitrants qui passent inchangés au stade biologique de la station d'épuration, ce qui pourrait rendre difficile le respect des limites de rejet actuellement en vigueur. Par conséquent, les lixiviats des décharges ont toujours constitué le problème le plus difficile en matière de gestion des déchets solides municipaux car, non seulement ils engendrent la détérioration du paysage, la production de mauvaises odeurs, les risques d'incendie, la présence de rongeurs et d'insectes porteurs de maladies, mais ils contiennent aussi une grande quantité de composés organiques et inorganiques susceptibles de polluer les ressources en eau et donc nécessitent un traitement approprié avant leur rejet.

Malgré les textes réglementaires imposant de réduire la part de la fraction putrescible des déchets ménagers et assimilés éliminés par enfouissement, cette fraction reste prédominante dans la composition des déchets ménagers et assimilés avec une part de 25.1% [67]. Le lixiviat de déchets ménagers et assimilés (*LDMA*), parfait reflet des caractéristiques des *DMSA* enfouis, présente donc de fortes charges en matière organique (*MO*), avec d'importants volumes générés chaque année. Le potentiel de valorisation organique de cet effluent est, de ce fait, extrêmement intéressant à exploiter, d'autant plus pour limiter les contraintes techniques et économiques associées à sa gestion.

Plusieurs voies de valorisation ont déjà été envisagées dans le passé telles que la recirculation des *LDMA* sur le massif de déchets enfouis (concept du bioréacteur), l'irrigation des sols à proximité du lieu de production, ou encore, la plus utilisée, la production de biogaz par digestion anaérobie. Cependant, en raison de la présence de composés toxiques tels que les éléments métalliques, les xénobiotiques, et une charge minérale importante, ces voies de valorisation n'ont pas trouvé d'exploitation industrielle pérenne. Il paraît donc aujourd'hui pertinent de s'intéresser, non pas aux *LDMA* bruts, mais plutôt à leurs fractions de matière organique dissoute afin de s'affranchir des effets inhibiteurs ou indésirables liés à leur composition globale.

V.3 Evaluation de la pollution - Cas des Lixiviats

La pollution des eaux représente un défi majeur pour la communauté scientifique et les autorités locales. En effet, les eaux usées contiennent des polluants organiques et inorganiques et des contaminants biologiques, notamment les microorganismes pathogènes (bactéries, virus et protozoaires) [61], [63]. La plupart des effluents pollués sont des mélanges très complexes dont la composition varie suivant leur provenance industrielle, agricole ou urbaine. L'évaluation de la pollution est donc basée sur des classifications selon les propriétés globales de l'effluent [64].

Les maladies d'origines hydriques sont le plus souvent transmises par voie orale et la contamination de l'homme se réalise soit par consommation d'eau de boisson, soit par consommation d'aliments contaminés par l'eau, soit encore lors d'un bain ou d'un contact avec des eaux à usage récréatif [66].

V.3.1 Classification des lixiviats

En fonction de leur âge, les lixiviats provenant des décharges peuvent être classés en trois catégories :

- **Les lixiviats jeunes** : contiennent de grandes quantités de matière organique faiblement biodégradable et de fortes concentrations d'acides gras volatils qui sont le produit de la fermentation anaérobie qui se produit dans la décharge. La quantité élevée d'humidité et d'eau dans les résidus solides favorise la fermentation acide [68]. La phase de formation de ce type de

lixiviat est la phase d'acide génétique dans laquelle se produit la formation d'acides gras volatils, qui peut présenter jusqu'à 95 % du contenu organique.

- **Les lixiviats matures ou intermédiaires** : au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat. De ce fait, le *pH* est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable. Ces lixiviats correspondent globalement à la phase méthanogène stable.
- **Les lixiviats anciens ou stabilisés** : sont le résultat du méthane génétique phasique développé dans les déchets [69]. Les lixiviats matures ou stabilisés contiennent des contaminants de poids moléculaire élevé, qui ne sont pas facilement biodégradables, des quantités modérées de *DCO* (moins de 3000 mg O₂/litre), un rapport *DBO₅/DCO* inférieur à 0,1 et un *pH* supérieur à 7,5 unités.

V.3.2 Genèse du Lixiviat

Le mouvement subséquent du lixiviat dans le sol environnant, les eaux souterraines ou les eaux de surface peut causer des problèmes de contamination considérables [70]. Le lixiviat principal provient de la solution de matières solubles sales ou de matière organique soluble qui existe dans la charge d'origine. La matière organique dissoute donnera au lixiviat sa couleur brun noirâtre. Une grande partie de la matière organique dans les résidus aura une faible solubilité, mais la biodégradation de cette matière aura un autre produit de réactions biochimiques, libéré lors de sa formation de produits finaux gazeux. En effet, après la première dégradation aérobie au début de l'enfouissement, la première phase de décomposition anaérobie est une fermentation acide : les percolats «jeunes» sont riches en acides gras volatils qui peuvent représenter jusqu'à 95% du carbone organique total. Ce caractère acide du lixiviat permet de solubiliser les métaux présents dans les déchets.

Au cours du temps, l'évolution biologique complémentaire consiste en une digestion anaérobie pendant laquelle les acides gras volatils sont métabolisés. Les produits résultants de cette métabolisation sont des gaz (CO₂ et CH₄ essentiellement), et des molécules stabilisées (acides fulviques et humiques) [71]. Dès lors, au fur et à mesure de son vieillissement, une décharge produira un lixiviat de plus en plus pauvre en acides gras volatils ou en petites molécules biodégradables [72]. Parallèlement, la charge du lixiviat en molécules de hauts poids moléculaires pourrait augmenter, c'est le phénomène d'humification. L'azote présent dans le matériau d'origine du corps aura tendance à se convertir en ions ammoniac, qui sont très solubles et peuvent augmenter considérablement les quantités d'ammonium dans le lixiviat. Les décharges fusionnent rapidement en un réacteur

anaérobie, c'est un environnement qui réduit naturellement la nature. Cela induit la réduction des ions ferreux à l'état ferreux. Le sulfate dans les déchets peut être réduit biochimiquement en sulfures, ce qui peut conduire à la génération de petites quantités de sulfures d'hydrogène ou garder les autres métaux nocifs dans la décharge. Des solides en suspension et de la turbidité peuvent être présents dans le lixiviat en raison du lavage des fines matières solides dans les déchets [73].

V.3.3 Evolution de la composition du lixiviat au cours de la dégradation des déchets

Les lixiviats des décharges traînent des matières dissoutes, suspendues, fixes ou volatiles, ce qui leur confère des charges organiques élevées, [74]. Les lixiviats contiennent de fortes concentrations de sels inorganiques et de métaux lourds [75]. Plusieurs études indiquent que le carbone organique a le potentiel d'adsorber de fortes concentrations de métaux à sa surface, agissant ainsi comme un transport de métaux traces dans les lixiviats [76], [77].

À mesure que les déchets sont déposés dans les décharges, ils commencent à se décomposer grâce à une série de processus chimiques complexes [78]. Les principaux produits de décomposition sont les liquides lessivés qui, lorsqu'ils s'écoulent, dissolvent certaines substances et entraînent les particules avec d'autres composés chimiques [79]. Les acides organiques formés à certains stades de décomposition contenus dans le lixiviat (tels que l'acide acétique, lactique ou formique) dissolvent les métaux contenus dans les déchets et les transportent avec le lixiviat [80].

La phase initiale du traitement, la transition, la formation d'acide, la fermentation méthanique et la maturation finale, sont identifiées et décrites en termes de paramètres physiques, chimiques et biologiques qui sont couramment rapportés dans la littérature. La composition chimique des lixiviats variera considérablement selon l'âge de la décharge. Par exemple, si un échantillon de lixiviats est collecté pendant la phase acide de décomposition, le pH sera faible et les concentrations de *DBO5*, de carbone organique total (*COT*), de *DCO*, de nutriments et de métaux lourds seront élevées. En revanche, si un échantillon est prélevé pendant la phase de fermentation du méthane, le pH sera compris entre 6,5 et 7,5 et les valeurs de concentration de *DCO*, *DBO5*, *COT* (*Carbone Organique Total*), et des nutriments seront nettement plus faibles [67], [81], [82]. Le tableau suivant montre les différents paramètres de caractérisation des lixiviats [83] :

Tableau V.1 : Différents paramètres de caractérisation des lixiviats.

<u>PHYSIQUES</u> : – Aspect – pH – Potentiel de réduction-oxydation – Conductivité – Couleur – Turbidité – Odeur – Dureté
<u>CONSTITUANTS ORGANIQUES</u> : – Produits chimiques organiques – Phénols – Demande chimique en Oxygène (<i>DCO</i>) – Carbone Organique Total (<i>COT</i>) – Acides volatiles – Tanins, Lignines – Azote Organique – Solubles en éther – Substances actives dans le bleu de méthylène – Groupes fonctionnels organiques selon les besoins – Hydrocarbures chlorés
<u>CONSTITUANTS INORGANIQUES</u> : – Solides en suspension, Solides dissous totaux – Solides volatiles en suspension, Solides volatils dissous – Chlorures – Sulfates – Phosphates – Alcalins et acides – N-Nitrate – N-Nitrite – Azote ammoniacal – Sodium – Potassium, calcium, magnésium – Métaux lourds (Pb, Ni, Cr, Zn, Cd, Fe, Mn, Hg, Ba, Ag) – Arsenic, cyanure, fluor, sélénium
<u>BIOLOGIQUES</u> : – Demande biochimique en oxygène (<i>DBO</i>) – Bactéries coliformes (total, fécal, streptocoque fécal)

V.3.4 Impact du lixiviat sur l'environnement

Bien que la mise en décharge soit une technique nécessaire à la gestion des déchets urbains et industriels, quel que soit par ailleurs le développement des filières de valorisation, elle constitue une source de nuisance pour l'environnement (émissions des biogaz due aux fermentations, éparpillement des déchets dans la nature, etc.), et la situation se complique encore lorsque les déchets de toutes

natures s'entassent [84]. L'implantation des décharges dans les sites non appropriés ou non aménagés spécifiquement à cet effet accentue le risque de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines, et par conséquent la santé publique. Aussi, la fermentation des déchets, qui est source de jus qui vont traverser la couche des déchets et s'enrichir en éléments solubles et particulaires, peut engendrer ainsi, selon les cas, une décontamination des sols par le lixiviat qui peut contenir des produits dangereux (pesticides, métaux lourds, etc.), mais également une pollution du littoral et du milieu marin, etc. [85]

V.4 Techniques de Traitement des lixiviats

V.4.1 Méthodes Biologiques

Le procédé à boues actives est un procédé d'épuration biologique des eaux usées mis au point en 1914, quand deux chercheurs anglais, Edward Ardern et William Lockett, présentaient à la Société de Chimie Industrielle de Londres un compte rendu de leurs travaux intitulés « Expériences sur l'oxydation des eaux d'égout sans intervention de filtres [86].

Le principe est de faire dégrader la matière organique (en suspension ou dissoute dans les eaux usées) principalement par des bactéries (dont bactéries filamenteuses), qui seront elles-mêmes mangées par des microorganismes (protozoaires, qui sont surtout des ciliés, en partie responsables de la floculation et source de clarification progressive de l'eau) [87].

Le procédé à boues activées a quatre objectifs [88] :

- éliminer la pollution carbonée (matières organiques) ;
- éliminer une partie de la pollution azotée ;
- fixer le phosphore dans la matière décantée ;
- stabiliser les boues (aération prolongée ou digestion aérobie).

Le procédé de traitement par boues activées est actuellement le procédé le plus répandu d'épuration biologique des eaux résiduaires. Le tableau suivant illustre ses avantages et ses inconvénients :

Tableau V.2 : Avantages et inconvénients du procédé de traitement des lixiviats par boues activées.

<u>Avantages :</u> – Économique en exploitation. – Adapté aux charges organiques importantes. – Bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution (surtout en ce qui concerne la DBO5 et la DCO), très bonne qualité de traitement du carbone et d'azote et adaptation aisée au traitement du phosphore. – Adapté pour la protection des milieux récepteurs sensibles. – Boues légèrement stabilisées.
<u>Inconvénients :</u> – Exige en plus d'un apport régulier en éléments nutritifs, une réactivation des bactéries de la station afin qu'elles puissent reprendre leur processus de digestion et donc de traitement. – Dysfonctionnements possibles dus à des pannes. – Inadaptation aux variations brutales et importantes des flux de pollution. – Les baisses de température des effluents ralentissent les processus biologiques. – Production de boues conséquentes nécessitant un traitement adapté suivant la capacité des ouvrages. – Consommation énergétique importante. – Nécessité d'une exploitation attentive (extraction régulière des boues, adaptation de l'aération aux besoins, etc.).

V.4.1.1 Microfiltration

La microfiltration est un processus de filtration utilisant un milieu microporeux qui retient les solides en suspension dans un fluide. La taille des pores de la membrane varie de 0,1 à 1,0 micromètre. La microfiltration est différente de l'osmose inverse et de la nanofiltration, elle ne nécessite aucune pression, et est généralement utilisée comme prétraitement pour l'osmose inverse ou comme processus de filtration séparé, mais ne peut être utilisée seule. Dans une étude, Piatkiewicz (2001) a utilisé la microfiltration comme étape de préfiltration où aucun taux de rétention significatif (réduction de la DCO entre 25 et 35%) n'a été atteint [89].

V.4.1.2 Nanofiltration

La Nanofiltration est un processus de filtration au moyen d'une membrane nanoporeuse qui est utilisée dans de l'eau avec un faible taux de solides dissous. Le but est d'éliminer les ions polyvalents et les désinfecter en retenant la matière organique. En raison de ses propriétés uniques entre l'ultrafiltration

et l'osmose inverse, la nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats [90].

V.4.1.3 Osmose inverse

L'osmose est le processus par lequel un solvant passe, à travers une membrane semi-perméable, d'une solution diluée à une solution concentrée, jusqu'à ce que les concentrations des deux côtés de la membrane soient égalisées. La pression requise pour que ce phénomène se produise est connue sous le nom de pression osmotique. L'osmose inverse est un processus dans lequel le débit est réduit à travers une membrane semi-perméable où une force de poussée supérieure à la pression osmotique est exercée dans le sens opposé au processus d'osmose. De cette façon, il est possible de séparer les substances présentes dans l'eau des deux côtés de la membrane, et obtenir d'un côté une solution concentrée, et de l'autre côté une solution diluée (perméat) pauvre en solides dissous. L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus efficaces et prometteuses parmi les nouveaux procédés de traitement des lixiviats de décharges. Plusieurs études, réalisées à la fois au laboratoire et à l'échelle industrielle, ont déjà démontré des performances au niveau de la séparation des polluants de lixiviats de décharge [91]. Les taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds sont respectivement supérieurs à 98 et 99%.

En dépit de ses avantages, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients :

- faible rétention des petites molécules qui passent à travers la membrane et possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane [92].
- forte consommation d'énergie, le coût de la consommation d'énergie représente environ 60 à 80% du coût de traitement [93].

V.4.1.4 Ultrafiltration

Il s'agit d'un processus de filtration sur membrane qui élimine les solides en suspension, les solides dissous, les bactéries, les virus, les endotoxines et autres agents pathogènes pour produire de l'eau pure avec une faible teneur en solides dissous totaux. Il peut retenir des particules de 0,001 à 0,1 μm dans un fluide. Les membranes d'ultrafiltration sont plus serrées que la microfiltration, mais plus ouvertes que la nanofiltration et l'osmose inverse. Les membranes fonctionnent à basse pression, ce qui réduit les coûts d'exploitation. De plus, ils sont très efficaces en tant que prétraitement pour l'osmose inverse, et ont à leur tour un système de lavage à contre-courant, ce qui leur donne une durée de vie plus longue. L'ultrafiltration peut être utilisée pour éliminer les composants de plus grand poids moléculaire de lixiviats qui ont tendance à encrasser les membranes d'osmose inverse, tandis que l'élimination des substances polluantes n'est jamais complète (DCO entre 10 et 75%).

V.4.2 Procédés physicochimiques

V.4.2.1 Adsorption

L'adsorption est un processus de séparation par lequel les particules sont contenues. Les lixiviats sont capturés sur une surface d'un matériau solide (un adsorbant). Il est utilisé pour adsorber les composés biologiquement non dégradables. Le gradient de concentration entre la concentration dans l'eau et à la surface du charbon actif provoque l'adsorption, le champ d'application est le même que pour l'oxydation chimique. Le processus d'adsorption se déroule en trois étapes : macro-transport, micro-transport et sorption. Le macro-transport englobe le mouvement par advection et diffusion de la matière organique à travers le liquide jusqu'à atteindre l'interface liquide-solide. Pour sa part, le micro-transport fait référence à la diffusion de matière organique à travers le système macroporeux (> 50 nm) de l'adsorbant jusqu'à ce qu'elle atteigne les zones d'adsorption trouvées dans les micropores (< 2 nm) et les sous-micropores des granulés.

V.4.2.2 Coagulation-Floculation

Utilisé pour le traitement des eaux usées, la coagulation-floculation est un procédé de traitement physico-chimique d'épuration de l'eau. Les polluants contenus dans l'eau se repoussent et ne décantent pas naturellement, la coagulation/floculation permet donc de pallier à ce problème : les particules colloïdales ayant un diamètre très faible (les fines), et étant chargées électro-négativement (ce qui engendre une répulsion inter colloïdale) ont une vitesse de sédimentation extrêmement faible. L'adjonction d'un coagulant ainsi qu'une agitation rapide du volume à traiter supprime les répulsions inter colloïdales et permet aux colloïdes de se rencontrer, c'est la coagulation. En revanche, l'adjonction de floculant ainsi qu'une agitation lente du volume à traiter provoquent l'agglomération des colloïdes qui se transforment dès lors en une masse suffisante appelée floc permettant la sédimentation nécessaire pour le traitement, c'est la floculation.

Plusieurs coagulants sont utilisables pour le traitement des effluents de tanneries. Parmi eux, nous pouvons citer certains coagulants souvent utilisés dans le traitement des eaux : inorganiques comme le sulfate d'aluminium [94], le sulfate de fer [95], le chlorure de fer [96], [97] et la chaux [98], organique (polymères cationiques) [99] et naturel (amidon, alginate) [100].

V.5 Echantillonnages et techniques de caractérisation

V.5.1 Site de prélèvement de la décharge publique contrôlée de Fès

La décharge contrôlée de la ville de Fès, située dans la commune d'Aïn Beida, à environ 11 km au nord-ouest du centre de Fès, couvre une superficie de 110 hectares (Figure V.1), et reçoit actuellement

environ 1000 tonnes de déchets par jour, avec une durée de vie prévue de 30 ans (2005 à 2034). La décharge est gérée par l'ECOMED, groupe spécialisé dans la gestion des déchets solides, plus particulièrement dans le domaine du traitement et de la valorisation des déchets solides pour le développement durable. Le bon choix de ce site d'enfouissement s'est basé sur certaines particularités pour la préservation de l'environnement et la protection de la santé publique. L'acceptabilité des déchets est évaluée par le service technique du centre (groupe ECOMED) selon différents critères : les exigences du permis d'exploitation, les caractéristiques du déchet, son origine, sa composition et ses propriétés physico-chimique. Les déchets acceptés sont envoyés à la décharge, puis déversés et répandus horizontalement dans des couches compactées dans des bacs de stockage. Un réseau ramifié de tuyaux, installé en trois couches avec une pente de tuyau de 2 à 2,5%, est utilisé pour le drainage de gros volumes de lixiviat et la collecte des émissions de méthane générés par les déchets, caractérisés pour la ville de Fès par une forte humidité et un taux élevé de matières organiques. La figure V.1 donne une vue générale schématisée sur la décharge contrôlée de la ville de Fès avec ses installations, et la figure V.2 montre un côté de la station où sont disposés les 4 bassins de stockage des lixiviats.

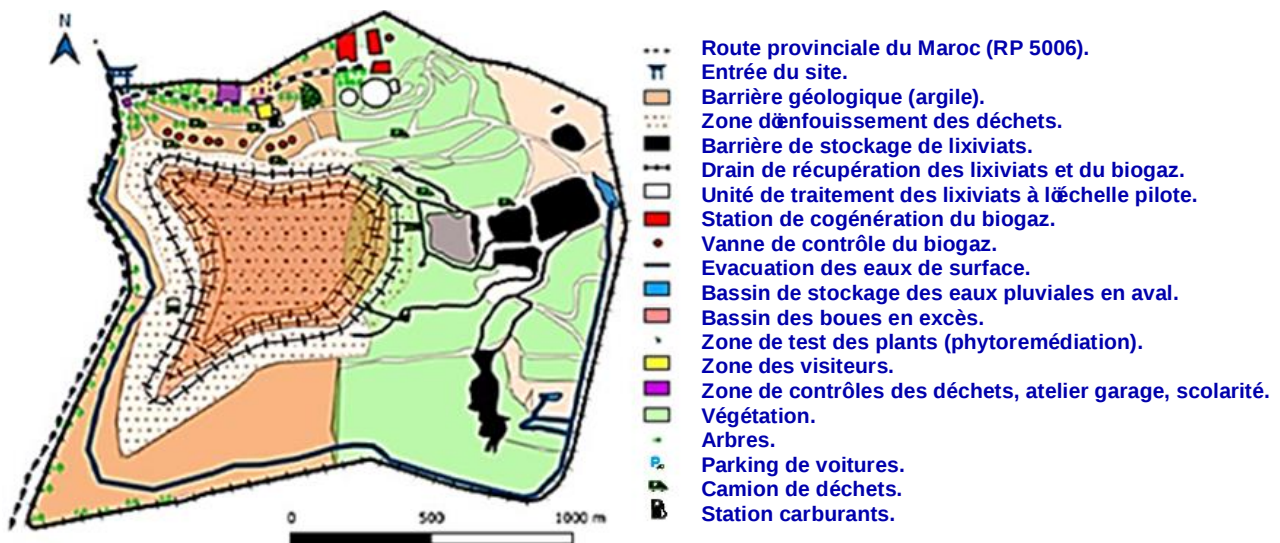


Figure V.1 : Localisation des différentes entités de la décharge publique contrôlée de Fès.



Figure V.2 : Vue générale sur les bassins de stockage des lixiviats de la décharge publique contrôlée de Fès.

V.5.2 Principales techniques utilisées pour la caractérisation des lixiviats à Fès

Avant d'être envoyés dans les 24 heures au laboratoire de biotechnologie de la Faculté des Sciences de Dhar El Mahraz de Fès, les échantillons prélevés sur les lixiviats de la décharge sont conservés dans un réfrigérateur à une température inférieure à 4 °C.

Les paramètres qui ont été analysés sont le *pH* (WTW, *pH 522 avec électrode combinée*), la conductivité électrique (*HACH multiparamètre, modèle 44600*), la turbidité (*WTW Laboratory Turbidimeter 550 in Analytical Devices*), la demande chimique en oxygène *DCO* et la demande biochimique en oxygène sur 5 jours *DBO₅* (*Lovibond MD 100 Vario DCO kit*), et les métaux lourds *ICP* (*Shimadzu AA660 model*). Toutes les analyses expérimentales ont été réalisées selon la norme *AFNOR* [101], [102].

V.6 Résultats expérimentaux et discussions

Répartis sur cinq trimestres, les résultats expérimentaux ont été collectés pendant quinze mois (de juin 2019 à août 2020). Le trimestre *T₁* s'étendait de juin 2019 à août 2019, le trimestre *T₂* va de septembre 2019 à novembre 2019, le trimestre *T₃* va de décembre 2019 à février 2020, le trimestre *T₄* va de mars 2020 à mai 2020, et le trimestre *T₅* va de juin 2020 à août 2020. Les deux derniers trimestres correspondaient à la période de confinement consécutive à la propagation de la pandémie COVID-19.

Malgré les avantages de la décharge contrôlée à Fès en matière de préservation de l'environnement (arrêt du dumping des déchets dans la rivière Sebou, collecte et traitement de la lixiviation, collecte

et traitement des biogaz, collecte et évacuation des eaux de pluie, etc.), certains problèmes de santé sont rencontrés sur ce site :

- le vent dominant (Chergui) qui souffle vers la ville peut donner des odeurs nauséabondes qui atteignent le centre de la ville de Fès et pourraient affecter la santé publique ;
- la grande quantité de déchets reçue par la décharge produit d'énormes quantités de lixiviat d'environ 25 m³ par jour qui sont actuellement pompées vers les quatre bassins de stockage de la décharge.

V.6.1 Evolution temporelle de la DCO et la DBO5 du lixiviat brut

L'évolution biologique en termes de concentrations de DCO et de DBO₅ du lixiviat brut de la décharge contrôlée de Fès est effectuée pendant toute la période expérimentale. Les valeurs observées des concentrations moyennes sont données par la figure V.3. Ces valeurs montrent que pendant le trimestre T₂, les concentrations moyennes de DCO et de DBO₅ dans le lixiviat brut étaient respectivement de 18 275 mgO₂/litre et 7 620 mgO₂/litre, tandis qu'au trimestre T₅, ces concentrations augmentaient et atteignent respectivement 52 852 mgO₂/litre pour DCO et 24 766 mgO₂/litre pour DBO₅.

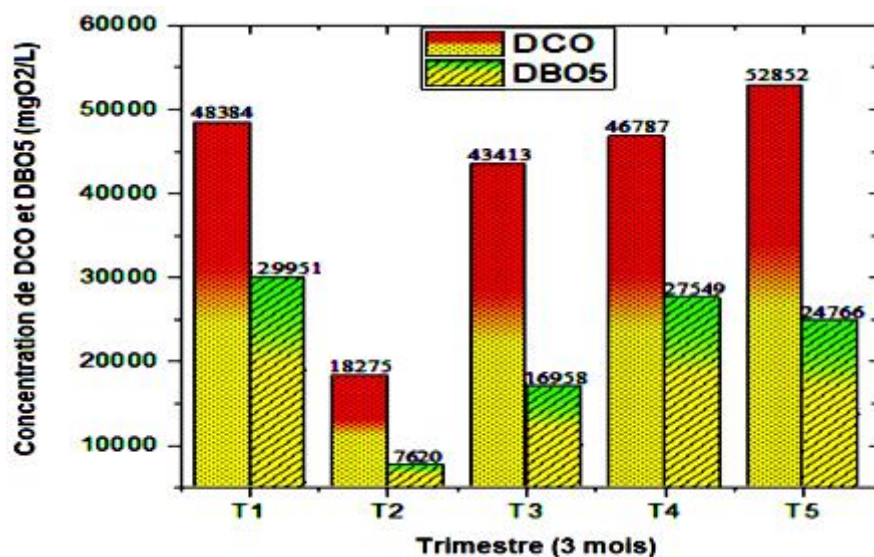


Figure V.3 : Analyse trimestrielle de DCO et DBO₅ du lixiviat de la ville de Fès.

En faisant référence aux prescriptions indiquées dans la littérature [103], une valeur de DCO élevée (généralement supérieure à 20 000 mgO₂/litre) indique une charge organique élevée, associée à des jeunes lixiviats dans la phase d'acétogenèse, soit avec une pollution accidentelle (déchets toxiques

d'admission). Bien qu'une faible valeur de *DCO*, (généralement moins de 2 000 mgO₂/litre) est caractéristique du lixiviat stabilisé, associé à la phase de méthanogénèse strictement anaérobie.

L'étude du ratio *DCO/DBO5* est un bon indicateur de la biodégradabilité d'un effluent. Une valeur près de 1,0 de ce rapport correspond à une très bonne biodégradabilité, tandis qu'une valeur supérieure à 4,0 indique que l'effluent est très difficile à biodégrader. L'analyse des valeurs de ce rapport pour le lixiviat brut de la décharge contrôlée de Fès montre que (voir Tableau V.3) : pour les cinq trimestres, le rapport *DCO/DBO5* est inférieur à 4,0, ce qui indique une biodégradabilité significative d'un jeune lixiviat, probablement riche en produits provenant principalement des industries agroalimentaires et des eaux usées urbaines.

Tableau V.3 : Evolution dans le temps des concentrations *DCO*, *DBO5* et du rapport *DCO/DBO5* pour le lixiviat brut de la décharge contrôlée de Fès.

Trimestre		<i>DCO</i> (mgO ₂ /l)	<i>DBO5</i> (mgO ₂ /l)	<i>DCO/DBO5</i>
T ₁ :	Juin ñ Juillet ñ Août (2019)	48 384	29 951	1,616
T ₂ :	Septembre ñ Octobre ñ Novembre (2019)	18 275	7 620	2,398
T ₃ :	Décembre (2019) ñ Janvier ñ Février (2020)	43 413	16 958	2,558
T ₄ :	Mars ñ Avril ñ Mai (2020)	46 787	27 549	1,698
T ₅ :	Juin ñ Juillet ñ Août (2020)	52 852	24 766	2,132

V.6.2 Evolution temporelle du *pH* de lixiviation

La Figure V.4 représente la variation du *pH* du lixiviat collecté à la décharge de Fès sur plusieurs trimestres. Les résultats montrent que ce lixiviat est un milieu légèrement acide puisque son *pH*, qui reste presque constant tout au long de la période d'étude, est inférieur à 7,0. Nous pouvons donc considérer que le *pH* est un paramètre physicochimique insignifiant au cours de cette période.

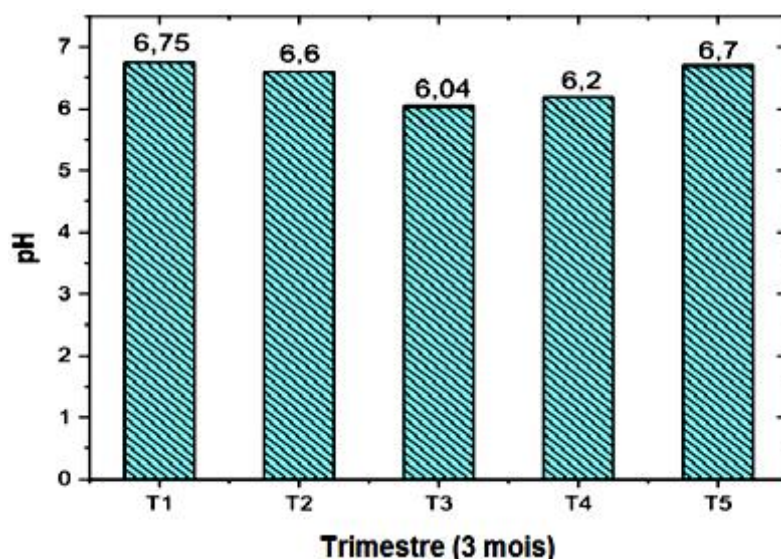


Figure V.4 : Analyse trimestrielle du *pH* de lixiviat de la ville de Fès.

V.6.3 Évolution temporelle de la conductivité électrique σ du lixiviat

La Figure V.5 montre la variation de la conductivité électrique σ (mS/cm) du lixiviat sur plusieurs trimestres. On constate que le lixiviat est soumis à une forte conductivité avec un pic qui approche les 41,7 mS/cm pendant le trimestre T₅ correspondant à la période de confinement. Les fortes valeurs observées de la conductivité électrique pendant la période d'été peut s'expliquer par une forte présence des ions inorganiques tels que les sulfates de sodium, de calcium, de magnésium, etc., et les chlorures, largement utilisés dans la cuisine locale et par les tanneries de la ville de Fès.

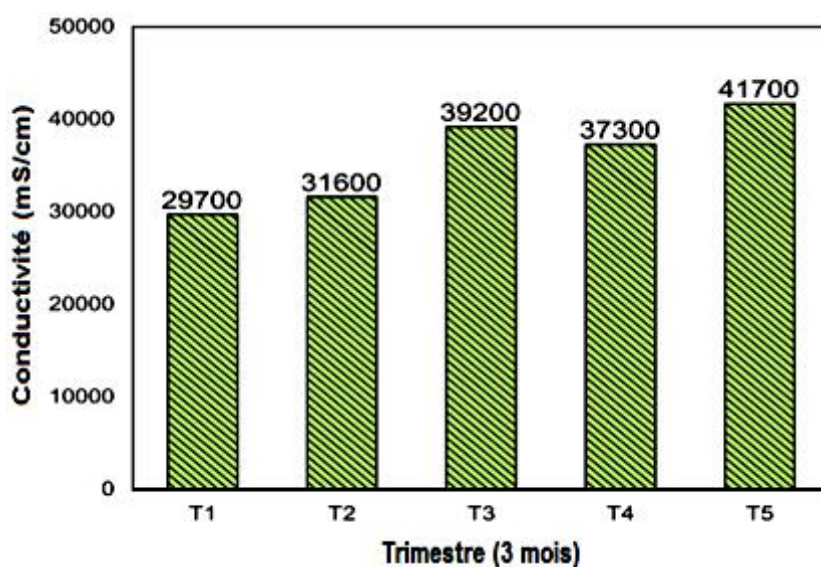


Figure V.5 : Analyse trimestrielle de la conductivité du lixiviat de la ville de Fès.

V.6.4 Évolution au fil du temps des substances solides en suspension (MES) dans le lixiviat

La Figure V.6 montre que la concentration moyenne des substances solides (MES) non dissoutes contenues dans le lixiviat brut, subit une augmentation significative au cours des deux derniers trimestres. Les activités domestiques plus intenses effectuées par les populations au cours de cette période du début du confinement (T₄ et T₅) semblent être à l'origine de la production de déchets riches en substances légèrement dissoutes (produits de peinture et de nettoyage, produits de blanchisserie, matériaux de construction et débris, etc.).

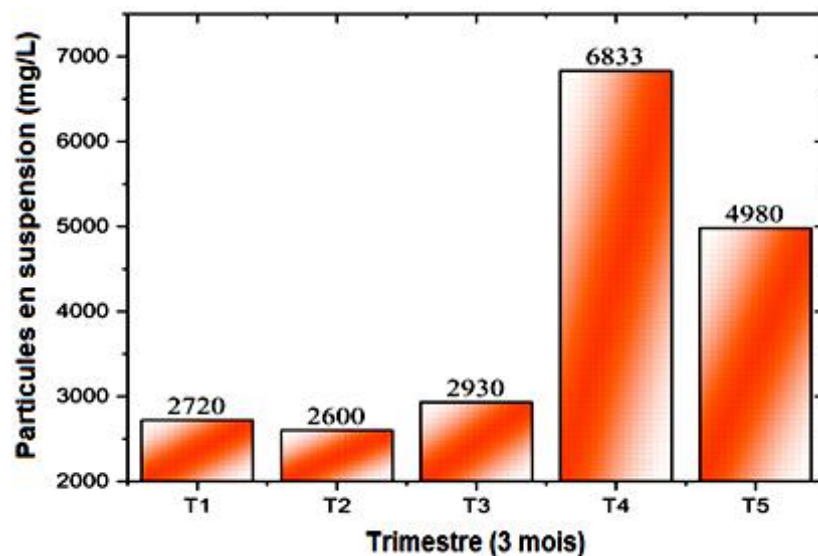


Figure V.6 : Analyse trimestrielle des substances en suspension dans le lixiviat de Fès.

V.6.5 Variation dans le temps du phosphore total dans le lixiviat

La Figure V.7 indique qu'il y a eu une augmentation substantielle de la concentration en phosphore total dans la matière première lixiviat au cours des trois derniers trimestres. Cette augmentation pourrait s'expliquer par une utilisation massive, pendant cette période de confinement, des produits de lessive par les ménages (savon et lessive) contenant des Polyphosphates, une diffusion à grande échelle par les autorités de produits nettoyants et désinfectants contenant l'acide phosphorique dans la ville, érosion éolienne des sols agricoles riches en engrais entourant les bassins de lixiviation, etc.

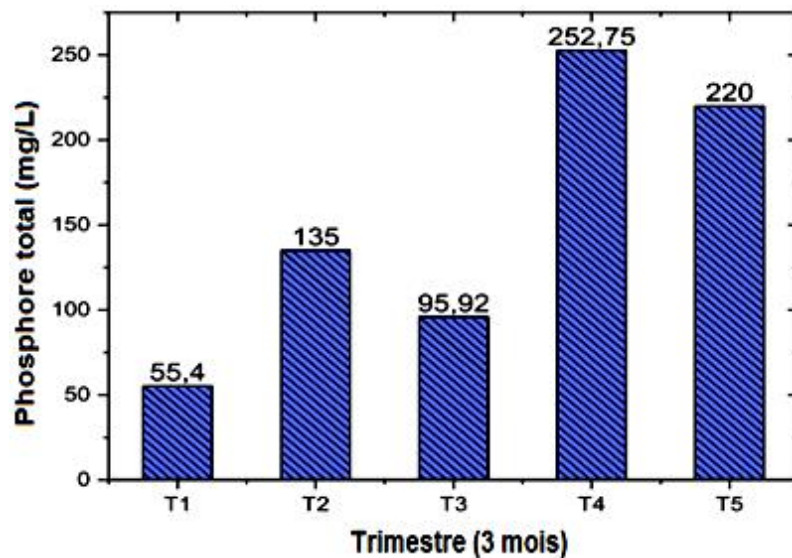


Figure V.7 : Analyse trimestrielle du phosphore total des lixiviats de la ville de Fès.

V.6.6 Variation dans le temps de l'ammonium du lixiviat

La Figure V.8 révèle qu'au cours des deux derniers trimestres, il y a eu une forte augmentation de la teneur moyenne en ammonium contenu dans le lixiviat brut. Une augmentation pendant la quarantaine des rejets organiques d'origine agricole, d'origine domestique ou industrielle par les habitants de la ville de Fès et de sa région semble être à l'origine de cette forte augmentation de la teneur moyenne en ammonium du lixiviat brut.

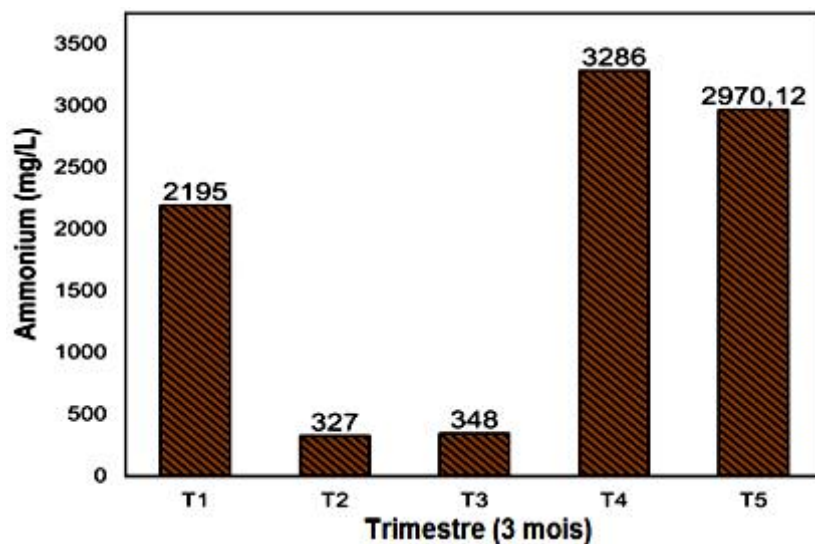


Figure V.8 : Analyse trimestrielle de l'ammonium du lixiviat de la ville de Fès.

V.6.7 Variation dans le temps des métaux lourds dans le lixiviat

Le Tableau V.4 ci-dessous révèle que, d'une part, la concentration de chaque métal lourd dans le lixiviat brut du la décharge de Fès varie d'un trimestre à l'autre, et d'autre part, les concentrations moyennes des métaux lourds dans le lixiviat restaient, dans la majorité des cas, en dessous des valeurs limites [104].

Tableau V.4 : Concentrations des métaux lourds de lixiviat brut pour chaque trimestre.

Eléments	Concentration (mg/litre)					Moyenne	Valeurs limites
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅		
Aluminium (Al)	35.500	2.008	3.001	2.300	5.100	9.582	10.0
Arsenic (As)	0.153	0.085	0.092	0.250	0.090	0.134	0.10
Baryum (Ba)	0.647	0.366	0.425	0.527	0.720	0.537	1.00
Cadmium (Cd)	0.009	0.004	< 0.010	< 0.010	< 0.010	< 0.009	0.25
Cuivre (Cu)	0.316	0.050	5.060	1.260	0.280	1.393	2.00
Chrome total (Cr)	1.980	1.232	1.520	3.100	3.200	2.206	2.00
Fer (Fe)	119.000	51.090	95.310	77.700	61.880	80.996	5.00
Plomb (Pb)	0.093	0.057	< 0.010	< 0.010	< 0.010	< 0.036	1.00
Manganèse (Mn)	8.650	6.490	15.680	4.130	14.480	9.886	2.00
Mercure (Hg)	0.00346	0.002	0.003	0.006	0.008	0.004	0.05
Nickel (Ni)	0.710	0.489	2.310	2.210	0.660	1.276	5.00
Sélénium (Se)	< 0.010	0.006	0.080	0.016	0.015	< 0.025	0.10
Argent (Ag)	< 0.0067	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.003	< 0.005	0.10
Zinc (Zn)	6.000	0.630	8.590	2.590	1.910	3.944	5.00

La moyenne des concentrations de deux métaux lourds, que sont le fer et le manganèse, présentent cependant une exception car leurs valeurs sont très élevées, par rapport aux valeurs limites normatives autorisées. Cela pourrait être attribué au fait que malgré une activité industrielle limitée durant cette période, une oxydation importante de ces deux matériaux aurait été responsable de ces concentrations anormalement élevées.

V.6.8 Etude comparative entre différents lixiviats

Les caractéristiques des lixiviats de décharges dans différents pays du monde (du continent africain : Maroc, Algérie, Tunisie et Égypte, au continent asiatique : Malaisie, Vietnam et Arabie Saoudite, et au Brésil), sont répertoriées dans le Tableau V.5 ci-dessous :

Tableau V.5 : Caractérisation bibliographique des lixiviats bruts

Origine de Lixiviat	DCO (mg/l)	DBO5 (mg/l)	pH	SS (mg/l)	σ (mS/cm)	Période	Référence
Fès, Maroc	18275- 52852	7620- 29951	6.2- 6.75	2600-6833	29.7-41.7	2019/2020	[62]
Alexandrie, Egypte	12850- 16350	9620- 11700	7-7.8	24954- 30482	35.260- 42.857	-	[60]
Staouéli (Alger), Algérie	10500	5500	7.10	7370	8.7	-	[105]
Curitiba, Brésil	3162	916	7.9-8.1	-	32.23	mars 2016	[61]
	3892	1400	7.9-8.1	-	47.13	janvier 2017	
	3078	1400	8.0-8.1	148	26.13	juin 2017	
	9569	7500	7.9-8.0	642	18.123	janvier 2018	
	7673	2500	8.2-8.4	820	35.16	mai 2018	
	4829	1300	8.0-8.2	660	43.605	septembre 2018	
Fès, Maroc	95700	42000	6.26	60060	22.5	-	[63]
Ulu Maasop, Malaysia	7624	614	7.76	-	23.0	septembre ñ octobre 2017	[64]
Kampung Keru , Malaysia	5082	610	8.59	-	13.57		
Jbel Chakir (Tunis), Tunisie	7830- 28190	2841	7.2-7.9	-	32.2-67.2	-	[65]
Nam Son (Hanoi), Vietnam	6325	-	8	-	10.5	-	[66]
Riyad, Arabie Saoudite	13900- 22350	-	5.49- 6.32	2280-8919	42.5-58.9	février ñ mai 2008	[101]

La caractérisation du lixiviat des décharges que nous avons citées dans ce tableau a été réalisée bien avant le confinement consécutif à la pandémie Covid-19, période durant laquelle l'activité industrielle était restreinte. En particulier, les résultats de l'étude de caractérisation du lixiviat de la décharge de Fès, réalisée par El Mrabet et al. en 2020 [106], bien avant le 9 décembre 2019 (date de soumission pour publication de leur article), présentent des différences avec les résultats de nos travaux en termes de *DCO*, de *DBO5*, du *pH*, des solides en suspension *SS* et de la conductivité électrique. Ces différences sont probablement dues à la différence du flux et de la nature des déchets déposés pendant la période de confinement.

V.7 Conclusion

Les résultats montrent une grande variabilité dans la composition du lixiviat. Cette variabilité dépend essentiellement de l'évolution biologique et physico-chimique de ces effluents dans le temps. Pour cette raison, les valeurs limites dans le tableau 1 représentent les variations des différents paramètres. La valeur *DCO* (138,76 mg O₂/litre) révèle une charge organique relativement élevée. Ces lixiviats se caractérisent par une conductivité très élevée (35,9 mS/cm) et un *pH* relativement basique. Ainsi, ces effluents sont chargés en sels dissous et les concentrations de certains les métaux lourds sont relativement plus élevés que les normes marocaines de rejet.

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'urbanisation croissante produit de plus en plus de déchets dont l'élimination directe dans des décharges sauvages peut occasionner des impacts sanitaires et environnementaux à conséquences désastreuses sur la santé publique et l'environnement. La transmission par les rongeurs et les insectes de maladies contagieuses, la possibilité de contamination des eaux de surface, de pollution par lixiviation des eaux souterraines, etc., sont autant de menaces qui posent des défis de taille à la population et aux autorités locales, et pour lesquelles la recherche de solutions est une nécessité plus qu'une urgence pour éviter les effets néfastes de la propagation des déchets dans la nature.

La gestion des déchets municipaux à travers leur mise en décharges contrôlées est l'une des solutions novatrices à ces alarmes menaçantes puisqu'elle permet :

- une alternative appropriée au problème de disponibilités limitées des terrains de décharges ;
- une réduction significative de la propagation dans la nature des déchets polluants ;
- une limitation des nuisances olfactives (odeurs nauséabondes) et des risques liés à leur caractère dangereux ;
- une contribution à la création d'une vraie dynamique de développement durable à travers la création de services et d'emplois liés à la collecte, au transport, au traitement et à l'élimination des déchets ;
- un préalable à la création d'unités industrielles d'activités locales ou régionales fournissant des énergies renouvelables bon marché et favorisant la réduction des émissions des gaz à effet de serre à travers la valorisation des déchets par recyclage, par incinération, par compostage, voire par cogénération électrique et/ou thermique du biogaz des décharges,.

Bien que les grandes modalités de traitement des déchets (enfouissement, recyclage, incinération, compostage) sont identifiées avec différentes solutions techniques pour chacune d'entre-elles, la difficulté de gestion des déchets peut s'expliquer en grande partie par la diversité d'interpellations sectorielles et la spécificité de solutions à investir pour les résoudre. La logique de réussite d'une gestion rationnelle et planifiée des déchets passe donc par la maîtrise de nombreux paramètres relatifs aux aspects d'ordres démographique, culturel, organisationnel, socio-économique, réglementaire, écologique, environnemental, sanitaire, etc., du lieu d'enfouissement.

C'est dans cet objectif de maîtrise et de contribution à l'amélioration des techniques de gestion des déchets que s'inscrit notre travail dans lequel nous avons présenté dans un premier chapitre les

résultats d'analyses bibliographiques en termes d'identification des différents types de déchets au Maroc et de classification des principales méthodes utilisées pour leur caractérisation. Un accent a été mis sur les différentes étapes du processus de biodégradation anaérobie de la matière organique contenue dans les déchets enfouis, et l'importance d'exploitation du gisement des déchets, par valorisation énergétique du biogaz qu'il génère.

Dans le deuxième chapitre, nous avons présenté en premier lieu les résultats d'analyse des données expérimentales sur les masses quotidiennes des déchets accueillies pendant 6 années successives par la décharge de Fès, en provenance de 9 zones de démographies différentes. Les principaux résultats de cette analyse montrent que, pour une masse moyenne d'environ 900 tonnes de déchets enfouis quotidiennement, environ 992 tonnes le sont pendant le mois de juillet, contre seulement 816 tonnes pendant le mois de novembre. Le caractère saisonnier de la variation au cours d'une année des masses des déchets enfouis a été donc mis en évidence à travers ces résultats.

Afin d'identifier la nature et la quantité des fractions composant le déchet enfoui, un triage manuel d'une quantité d'environ 300 kg de DMSA, en provenance de 3 secteurs résidentiels différents (Haut, Moyen et Bas Standing), a permis de faire une caractérisation par catégorie de la nature et la quantité des déchets enfouis. Les résultats de cette caractérisation ont montré que les déchets fermentescibles représentent environ 85 % du déchet total de la ville de Fès, et que 73,5 % de ces déchets fermentescibles sont riches en matière organique. Le reste est constitué d'un mélange de papiers, cartons et textiles (10,6 %), de bois (0,6 %), et de déchets verts (0,3 %).

La conjugaison des résultats de cette caractérisation aux résultats de caractérisation du contexte climatique de la ville de Fès et aux mesures pendant deux années (2018 et 2019) de la fraction F du méthane dans le biogaz de la décharge de Fès, nous a permis de construire une base de données pour le calcul du taux annuel de production k , et de la capacité de production potentielle L_o du méthane de la décharge. Ainsi, pour une fraction moyenne mesurée ($F = 60 \%$) de méthane dans le biogaz, et pour un climat de type Boréal Tempéré et Sec (BTS), obtenu par synthèse des moyennes annuelles de température TAM, de précipitations PAM et d'évapotranspiration potentielle PET, le taux annuel de production de méthane est **$k = 0,0615 \text{ (an}^{-1}\text{)}$** , et la capacité de production potentielle du méthane est **$L_o = 97,96 \text{ m}^3 \text{ de CH}_4 \text{ par tonne de déchets enfouis}$** .

Par utilisation de ces résultats comme données d'entrées du modèle LandGEM de prévision du méthane, le volume total du méthane de la décharge de Fès pouvant être récupéré entre 2016 et 2105 (avec un taux de récupération de 65 %), est estimé à environ **653 millions de m^3** , avec un pic de récupération maximale pouvant atteindre les **20,58 millions de m^3** en 2035, une année après la fermeture de la décharge, prévue en 2034.

Par identification des paramètres techniques de dimensionnement de l'unité de valorisation énergétique installée à la décharge de Fès (puissance électrique, rendement électrique, débit volumique horaire du méthane, etc.), nous avons montré dans un troisième chapitre qu'une optimisation des différentes étapes de valorisation du méthane de la décharge permettrait de valoriser **633,9 millions de m³** de méthane pour produire une énergie électrique totale de **2115,7 GWh**. L'utilisation pour cela d'un maximum de 8 moteurs (de puissance électrique individuelle de **1063 kW** et fonctionnant à charge optimale de **80 %**), permettrait une réduction totale des émissions dans l'atmosphère de l'équivalent de **12,87 millions de tonnes de CO₂**, ce qui correspondrait à une réduction à zéro des émissions des GES, voire une réalisation d'un gain en termes de réduction de ces émissions d'environ **10,1 %**.

En nous basant sur les données climatiques de 75 villes marocaines, nous avons présenté dans le quatrième chapitre les résultats de classification des 12 régions marocaines par type de climat. Cette classification a permis d'identifier 9 régions de climats de type Boréal et Tempéré Sec (BTS), et 3 régions de climats de type Tempéré Humide (TH). Pour chaque type de climat, l'utilisation des données statistiques sur la composition et l'évolution des populations et des taux de déchets générés au fil des années, et l'examen de 2480 scénarios de fractions de compositions des 4 catégories de déchets fermentescibles (papier/carton/textile, bois, déchets verts et déchets organiques), nous ont permis de déterminer le taux moyen de génération k et la capacité moyenne de production potentielle L_o du méthane valorisable au Maroc. Pour les deux climats de type BTS et TH, les taux moyens de génération de méthane sont respectivement $k_{BTS} = 0,0609 \text{ (an}^{-1}\text{)}$ et $k_{TH} = 0,0794 \text{ (an}^{-1}\text{)}$. Pour la capacité moyenne de production potentielle L_o du méthane (ne dépendant pas directement du type de climat), la moyenne obtenue est $L_o = 96,42 \text{ m}^3/\text{tonne}$. Un classement par ordre d'importance de production potentielle de méthane estimée pour chaque région par le modèle LandGEM a montré que la région de Casablanca-Settat occupe le premier rang avec une production totale de **2 848,7 millions de m³**, représentant **25,4 %** de la production potentielle totale de méthane au Maroc, et qu'environ **74,4%** de cette production pourrait être assurée par 5 régions qui sont : Casablanca-Settat, Rabat-Salé-Kenitra, Fès-Meknès, Tanger-Tétouan-Al Hoceïma, et Marrakech-Safi. Les émissions annuelles moyennes en tonnes d'équivalent CO₂ des sites d'enfouissement au Maroc, qui sont estimées en moyenne à environ **2 millions de tonnes** de CO₂ par an, pourraient être réduites par combustion du méthane en torchère à environ **89%** des émissions dans l'atmosphère des GES.

Les énormes quantités de lixiviat d'environ **25 m³**, qui sont produites quotidiennement par la grande quantité de déchets reçue par la décharge de Fès, ont fait l'objet de plusieurs études de caractérisation, notamment avant la période de confinement de Coronavirus. Afin d'évaluer les effets du confinement

sur l'évolution des éléments présents dans le lixiviat, nous avons analysé pendant une période de 15 mois, répartis en 5 trimestres entre juin 2019 et août 2020, les paramètres physico-chimiques ainsi que les types de polluants présents dans le lixiviat. Les résultats de cette analyse ont fait l'objet du cinquième chapitre. En effet, l'analyse de ces résultats dévoile une grande variabilité de la composition du lixiviat brut avant et pendant la période de confinement : une augmentation des concentrations moyennes de *DCO* et de *DBO₅*, une tendance à l'augmentation des fortes valeurs de la conductivité électrique, une augmentation significative des concentrations moyennes des substances solides en suspension, une augmentation substantielle de la concentration en phosphore total, et une forte augmentation de la teneur moyenne en ammonium. En revanche, la constance à une valeur inférieure à 7,0 du pH indique que le lixiviat est resté légèrement acide, et la valeur inférieure à 4,0 du rapport *DCO/DBO₅* pendant toute la période expérimentale indiquait une biodégradabilité distinctive d'un jeune lixiviat. Concernant les métaux lourds, à part les moyennes très élevées des concentrations du fer et du manganèse qui présentaient une exception (avant et pendant le confinement), les valeurs des concentrations de la majorité des autres métaux restaient en dessous des valeurs limites des normes marocaines de rejet.

En termes d'enjeu économique, l'élimination des déchets solides municipaux (DSM) par valorisation présente une solution toujours préférable à leur élimination par enfouissement. En termes d'enjeu environnemental, l'Article 3 de la Loi n° 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination stipule que « la valorisation des DSM doit avoir pour objectif la réduction ou l'élimination de l'impact négatif sur l'environnement ». Quel que soit l'enjeu, une gestion non rationnelle des activités de traitement des DSM, qui restent parmi les principales sources d'émissions de GES, peut donc réduire non seulement la valeur économique du gisement déchets, mais génère aussi des coûts environnementaux élevés.

L'application d'une approche systémique de gestion des DSM où différentes technologies de traitement des déchets (collecte, transport, tri, recyclage, incinération, compostage, valorisation énergétique, enfouissement, etc.), combinées aux différentes catégories de déchets (déchets ménagers, papiers, textiles, bois et déchets de jardin, plastiques, caoutchouc, verre, déchets métalliques, déchets inorganiques, etc.), doivent former un système intégré de gestion optimale des déchets. Un tel système permettrait, non seulement d'atteindre le coût de gestion le plus bas en évaluant les avantages économiques de chaque mode de gestion et en comparant, pour divers types de déchets, sa faisabilité, sa viabilité et son impact sur les émissions de GES, mais également de profiter du Mécanisme de Développement Propre (MDP) proposé dans le cadre du protocole de Kyoto pour réduire les émissions de GES à travers le commerce entre pays des Crédits Carbones.

Références bibliographiques

- [1] Loi n° 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination. Dahir n° 1-06-153 du 30 Chaoual 1427 (22 novembre 2006), BO n° 5480 du 7 décembre 2006.
<https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/oda/files/000151394.pdf>
- [2] Décret n° 2-07-253 du 14 rajeb 1429 (18 juillet 2008) portant classification des déchets et fixant la liste des déchets dangereux, B.O. n° 5654 du 7 août 2008.
- [3] Ntabugu Kikongo Marie-Médiatrice, (2013). Gestion des déchets ménagers dans les pays en voie de développement, Mémoire de thèse, UNIVERSITE BIOSADEC, RDC.
- [4] Mountadar Mohammed, Assobhei Omar, (2007). Existing situation in Morocco concerning the generation and management of domestic solid waste. Rapport du HCP, Maroc.
http://www.uest.gr/wastesum/Del_1.TASK1_existing_situation.pdf
- [5] Haut-Commissariat au Plan (HCP), (2015). Recensement général de la population et de l'habitat de 2014 – Population légale au Maroc, Bulletin officiel N° 6354, ISSN 0851 – 1195.
- [6] GIZ, Rapport sur la gestion des déchets au Maroc, (2014). Profil du pays concernant la gestion des déchets solides : la situation au Maroc, Sweepnet.
- [7] Tchobanoglous G., Theisen H, Vigil S, (1993). Engineering principles and management issues: Integrated solid waste management. London : Mc Graw-Hill, 978p.
- [8] Farquhar, G.J. et Rovers, F.A., (1973), Water, Air and Soil Pollutions, 2 :483-495.
- [9] ADEME, Gérer le gaz de décharge, Techniques et recommandations (2011), ADEME Editions, 146 pages. <http://hmf.enseeiht.fr/travaux/bei/beiere/book/export/html/2248>
- [10] Bilal Abderezzak, (2011). Optimisation de l'utilisation du biogaz des méthaniseurs, Mémoire de maîtrise, Université Mohamed Bougara, Boumerdes, Algérie.
- [11] Ch. Couturier – SOLAGRO, (2009). Techniques de production d'électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse, Etude N° 07-0226/1A.
- [12] Daniel A., Lagos H., (2014). Optimisation du modèle de génération de méthane du lieu d'enfouissement du complexe environnemental de Saint-Michel, Maîtrise en Environnement, Université de Sherbrooke Québec, Canada.
- [13] Rachid Benabou, (2017). Essais de caractérisation des déchets ménagers et assimilés réalisés au Maroc, Coopération Municipale – CoMun, Gouvernance locale et participative au Maghreb.
- [14] Sidi Ould ALOUEIMINE, (2006). Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : Contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. Université de Limoges.
- [15] Léonard MINDELE UKONDALEMBA, (2016). Caractérisation et tests de traitement des déchets ménagers et boues de vidange par voie anaérobie et compostage pour la ville de Kinshasa. Thèse, Faculté des Sciences, Université de Liège, Belgique.
- [16] Bernard Morvan (2000). Méthode de caractérisation des déchets ménagers : Analyse sur produit sec. Déchets sciences et techniques.
- [17] Internal Combustion Engines - (McGraw-Hill series in mechanical engineering).
- [18] Marie-Joëlle Lainé, (2017). Le coin du gestionnaire. La cogénération, une technologie à gaz naturel à potentiel élevé, AGPI DATECH, Énergir, Volume 21.

- [19] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC), 2013.
- [20] Thompson, S., Sawyer, J., Bonam, R., & Valdivia, J. E, (2009). Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills, University of Manitoba, Canada.
- [21] Daniel A. Lagos H. (2014). Optimisation du modèle de génération de méthane du lieu d'enfouissement du complexe environnemental de Saint-Michel. Centre Universitaire de Formation en Environnement et développement durable CUFE. Université de Sherbrooke, Canada.
- [22] H. Kamalan, M. Sabour and N. Shariatmadari, (2011). A Review on Available Landfill Gas Models », Journal of Environmental Science and Technology.
- [23] Deepam Das, Bijoy Kumar Majhi, Soumyajit Pal, Tushar Jash, (2015). Estimation of landfill gas generation from municipal solid waste in Indian Cities. School of Energy Studies, Jadavpur University India.
- [24] Matgorzata Meres, (2009). Analyse de la composition du biogaz en vue de l'optimisation de sa production et de son exploitation dans des centres de stockage des déchets ménagers. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, France, et Université Jagellon de Cracovie, Pologne.
- [25] Van Zanten, B. and M. J. J. Scheepers. (1995). Modelling of Landfill Gas Potentials. Proceedings, SWANA 18th Annual Landfill Gas Symposium, New Orleans, LA.
- [26] Heijo Scharff, Joeri Jacobs, (2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. NV Afvalzorg, Postbus 2, 1566 ZG Assendelft, the Netherlands.
- [27] Krause, M. J., Chickering, G. W., & Townsend, T. G., (2016) « Translating landfill methane generation parameters among first-order decay models », University of Florida, USA, Journal of the Air & Waste Management Association.
- [28] Amy Alexander, Clint Burklin, and Amanda Singleton, (2005). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington.
- [29] Afshin Matin, Pascale Collas, Dominique Blain, Chia Ha, Chang Liang, Loretta MacDonald, Scott McKibbin, Craig Palmer, and Kerry Rhoades, (2014). Canada's Greenhouse Gas Inventory. Division des gaz à effet de serre Environnement Canada.
- [30] United State Environmental Protection Agency (US EPA) (2005b). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02, (USEPA, 2005b), USA, 2005.
- [31] Intercontinental Panel on Climate Change (IPCC), (2006). Waste Generation, Composition and Management Data. IPCC Guidelines for National Greenhouse gas Inventories, Vol. 5.
- [32] R.L. Peer et al., (1993). Methodology Used to Revise the Model Inputs in the Municipal Solid Waste Landfills Input Data Bases.
- [33] Farideh Atabi, Mehdi Ali Ehyaei, Mohammad Hossein Ahmadi, (2014). Calculation of CH₄ and CO₂ emission rate in Kahrizak landfill site with LandGEM mathematical model. In The 4th world sustainability forum.
- [34] A. Ourhedja, S. Labzae, M. N. Bargach, and R. Tadili. (2021). Estimation of Potential Greenhouse Gas Emissions from Solid Waste Disposal Sites According to the Climatic Context and Demographic Characteristics of Moroccan Regions. Journal of Engineering Sciences and Technology Review 14(5):75-81. DOI:10.25103/jestr.145.09

- [35] <http://molettamethanisation.fr/base/equivalenceenergetiquedumethane.pdf>
- [36] <http://www.iwk.ch/fr/assets/contentfiles/lieferprogramm/pdf/Baureihe%203%20FR.pdf>
- [37] First Assessment Report (FAR) of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1990.
- [38] Chunlin Xin, Tingting Zhang, Sang-Bing Tsai, Yu-Ming Zhai and Jiangtao Wang, (2020). An Empirical Study on Greenhouse Gas Emission Calculations Under Different Municipal Solid Waste Management Strategies. *Applied Sciences. Appl. Sci.* 2020, 10, 1673; Doi:10.3390/app10051673. www.mdpi.com/journal/applsci
- [39] Cheryl L. Weyant, Paul B. Shepson, R. Subramanian et Maria O. L. Cambaliza, (2016). Black Carbon Emissions from Associated Natural Gas Flaring. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, no 4, p. 2075-2081 (ISSN 0013-936X et 1520-5851, DOI 10.1021/acs.est.5b04712).
- [40] Intercontinental Panel on Climate Change (IPCC), AR4, Novembre 2007. www.ipcc.ch.
- [41] ADEME, Documentation Base Carbone, Version 1.01 - 2007.
- [42] Empreinte carbone : calcul, définition et conseils de réduction. <https://selectra.info/energie/guides/environnement/empreinte-carbone>
- [43] https://www.wavestone.com/app/uploads/2018/07/Wavestone_Rapport-Bilan-Carbone-2018_VF.pdf
- [44] Haut-Commissariat au Plan (HCP), (2017). Projections de la Population des Régions et des Provinces 2014-2030. Centre d'Études et de Recherches Démographiques (CERED), Maroc, <https://www.hcp.ma/region-drta/attachment/861124/>.
- [45] Secrétariat d'État auprès du Ministère de l'Énergie, des Mines et du Développement Durable (MEMDD) (2019). Rapport de Synthèse sur la Stratégie Nationale de Réduction et de Valorisation des Déchets au Maroc, mars 2019, 20 pages.
- [46] United State Environmental Protection Agency (US EPA) (2005a). Inventory of US Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990 - 2004. Annex 3.14. Methodology for Estimating CH₄ Emissions from landfills. April 2005, US EPA.
- [47] <https://fr.climate-data.org/afrique/maroc-181/>.
- [48] Thornthwaite C.W., An approach toward a rational classification of climate, *Geogr. Rev.*, 38, 55-94, 1948.
- [49] http://uved.univ-lemans.fr/Grain-1_Kit_1-Bilan/co/grain_Exo_03.html.
- [50] Y. Naimi, M. Saghir, A. Cherqaoui, B. Chatre. (2016), Energetic recovery of biomass in the region of Rabat, Morocco. *International Journal of Hydrogen Energy*. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2016.07.055
- [51] Adnani D. (2006), Gestion déléguée du service publique : Cas de l'assainissement solide in <http://adnanidriss.centerblog.net>
- [52] Soudi B, Chriÿ H, Option de gestion des déchets solides municipaux adaptés aux contextes des pays du sud, *enda Maghreb* 2007/2008.
- [53] A. El Maguiri, S. Souabi, L. El Fels, A. El Asli, M. Hafidi, 2017. Progress in establishing an ambitious domestic waste management scheme in Morocco - A model for developing countries. In *Municipal Solid Waste*. Ed: Nikolaos Tzortzakis. ISBN: 978-1-53611-865-0. Nova Science Publishers, Inc.

- [54] Sweep-Net, 2014. Country report on solid waste management in Morocco. Bonn and Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH
- [55] Intercontinental Panel on Climate Change (IPCC), (1996). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse gas Inventories. Reference manual. 2.2-2.22.
- [56] <http://hmf.enseeiht.fr/travaux/bei/beiere/book/export/html/2248>
- [57] Mukhopadhyay, A., Duttagupta, S., Mukherjee, A., 2022. Emerging organic contaminants in global community drinking water sources and supply: A review of occurrence, processes and remediation. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 10, 107560. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107560>
- [58] M. Hafidi, *Lämpact et la gestion des déchets solides (région Marrakech-Safi)*, Konrad Adenauer Stiftung, (2015).
- [59] N. Iounes, I. Sassioui, A. Ait Ouadi, M. Bassou, S. Namoussi, CH. Merbouh, H. Mestaghanmi, S. El Amrani, Larhyss J. (2018) 107–117.
- [60] Chew, Chia, Yen, Nomanbhay, Ho, Show, *Sustainability*, 11 (2019) 2266.
- [61] L. Alibardi, R. Cossu, *Solid Waste Landfilling*, Elsevier, (2018), pp. 229–245.
- [62] A. Ourhedja, Y. Miyah, M. N. Bargach, F. Zerrouq and R. Tadili, (2021). Assessment and characterization of the physiochemical parameters of Moroccan leachate during the confinement period (coronavirus). *Moroccan Journal of Chemistry*. DOI: <https://doi.org/10.48317/IMIST.PRSM/morjchem:v9i2.27594>
- [63] A. B. Mochamad, H. Mochtar, H. Haryono Setiyo, A. Felita Rahma, *E3S Web Conf.*, 73 (2018) 07017.
- [64] G. Siracusa, Q. Yuan, I. Chicca, A. Bardi, F. Spennati, S. Becarelli, D.B. Levin, G. Munz, G. Petroni, S. DiGregorio, *Water*, 12 (2020) 800.
- [65] N.P. Cheremisnoff, *Groundw. Remediat. Treat. Technol.*, William Andrew Publishing, (1997), pp. 259–308.
- [66] N.V. Giang, K. Kochanek, N.T. Vu, N.B. Duan, J. Mater. *Cycles WasteManag.*, 20 (2018) 1648–1662.
- [67] ADEME, (2010). *La composition des ordures ménagères et assimilés en France*. ADEME Editions. ISBN 978-2-35838-093-5.
- [68] Wang, J., Wang, D., Zhang, G., Guo, Y., Liu, J., (2013). Adsorption of rhodamine B from aqueous solution onto heat-activated sepiolite. *Wuhan Univ. J. Nat. Sci.* 18, 219–225. <https://doi.org/10.1007/s11859-013-0918-8>
- [69] Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150, 468–493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- [70] Keesstra, S., Geissen, V., Mosse, K., Piiranen, S., Scudiero, E., Leistra, M., van Schaik, L., (2012). Soil as a filter for groundwater quality. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, 507–516. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.007>
- [71] Zhu, E., Liu, T., Zhou, L., Wang, S., Wang, X., Zhang, Z., Wang, Z., Bai, Y., Feng, X., (2020). Leaching of organic carbon from grassland soils under anaerobiosis. *Soil Biology and Biochemistry* 141, 107684. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107684>

- [72] Talebi, A., Razali, Y.S., Ismail, N., Rafatullah, M., Azan Tajarudin, H., (2020). Selective adsorption and recovery of volatile fatty acids from fermented landfill leachate by activated carbon process. *Science of the Total Environment* 707, 134533. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134533>
- [73] Tong, H., Yin, K., Ge, L., Giannis, A., Chuan, V.W.L., Wang, J.-Y., (2015). Monitoring transitory profiles of leachate humic substances in landfill aeration reactors in mesophilic and thermophilic conditions. *Journal of Hazardous Materials* 287, 342ñ348. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.01.049>
- [74] Lozinski, D., Bolyard, S.C., Reinhart, D.R., Motlagh, A.M., (2019). Treatment of leachate organic matter through sunlight driven processes. *Waste Management* 94, 18ñ26. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.015>
- [75] Chu, Z., Fan, X., Wang, W., Huang, W., (2019). Quantitative evaluation of heavy metalsö pollution hazards and estimation of heavy metalsö environmental costs in leachate during food waste composting. *Waste Management* 84, 119ñ128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.031>
- [76] Ferraz, F. M., Yuan, Q., (2020). Performance of oat hulls activated carbon for COD and color removal from landfill leachate. *Journal of Water Process Engineering* 33, 101040. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101040>
- [77] Nomura, Y., Fukahori, S., Fujiwara, T., (2020). Removal of 1,4-dioxane from landfill leachate by a rotating advanced oxidation contactor equipped with activated carbon/TiO₂ composite sheets. *Journal of Hazardous Materials* 383, 121005. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121005>
- [78] Canopoli, L., Coulon, F., Wagland, S.T., 2020. Degradation of excavated polyethylene and polypropylene waste from landfill. *Science of the Total Environment* 698, 134125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134125>
- [79] Alam, P., Sharholi, M., Ahmad, K., (2020). A Study on the Landfill Leachate and Its Impact on Groundwater Quality of Ghazipur Area, New Delhi, India, in: Kalamdhad, A.S. (Ed.), *Recent Developments in Waste Management, Lecture Notes in Civil Engineering*. Springer, Singapore, pp. 345ñ358. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0990-2_27
- [80] Golmohammadzadeh, R., Faraji, F., Rashchi, F., (2018). Recovery of lithium and cobalt from spent lithium ion batteries (LIBs) using organic acids as leaching reagents: A review. *Resources, Conservation and Recycling* 136, 418ñ435. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.04.024>
- [81] Hassan, M., Wang, X., Wang, F., Wu, D., Hussain, A., Xie, B., (2017). Coupling ARB-based biological and photochemical (UV/TiO₂ and UV/S₂O₈²⁻) techniques to deal with sanitary landfill leachate. *Waste Management* 63, 292ñ298. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.003>
- [82] Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32, 297ñ336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- [83] Tchobanoglous, G., (1995). *Gestion Integral de Residuos Solidos*. McGraw-Hill Interamericana.
- [84] Vladimír Bencko, (2020). *Hygiene and Epidemiology: Selected Chapters*, Charles University in Prague, Karolinum Press ed.

- [85] Lens, P.N.L., Visser, A., Janssen, A.J.H., Pol, L.W.H., Lettinga, G., (1998). Biotechnological Treatment of Sulfate-Rich Wastewaters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 28, 41–88. <https://doi.org/10.1080/10643389891254160>
- [86] Liébana, R., Modin, O., Persson, F., Szabó, E., Hermansson, M., Wilén, B.-M., (2019). Combined Deterministic and Stochastic Processes Control Microbial Succession in Replicate Granular Biofilm Reactors. *Environ. Sci. Technol.* 53, 4912–4921. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06669>
- [87] Shchegolkova, N.M., Krasnov, G.S., Belova, A.A., Dmitriev, A.A., Kharitonov, S.L., Klimina, K.M., Melnikova, N.V., Kudryavtseva, A.V., (2016). Microbial Community Structure of Activated Sludge in Treatment Plants with Different Wastewater Compositions. *Front. Microbiol.* 7. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00090>
- [88] Monod, J., (1989). Memento technique de l'eau.
- [89] Wojciech Piatkiewicz, Eltbieta Biemacka, Teresa Suchecka, (2001). A polish study: treating landfill leachate with membranes. *Filtration & Separation* 38, 22-23,25-26. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(01\)80377-3](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(01)80377-3)
- [90] Chaudhari, L.B., Murthy, Z.V.P., (2010). Treatment of landfill leachates by nanofiltration. *Journal of Environmental Management* 91, 1209–1217. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.01.007>
- [91] Linde, K., Jönsson, A., Wimmerstedt, R., (1995). Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination* 101, 21–30. [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(95\)00004-L](https://doi.org/10.1016/0011-9164(95)00004-L)
- [92] Choo, K.-H., Lee, C.-H., (1996). Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor. *Water Research* 30, 1771–1780. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00053-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00053-X)
- [93] Peters, T.A., (1998). Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination* 119, 289–293. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(98\)00171-4](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(98)00171-4)
- [94] Garvasis, J., Prasad, A.R., Shamsheera, K.O., Jaseela, P.K., Joseph, A., (2020). Efficient removal of Congo red from aqueous solutions using phytogenic aluminum sulfate nano coagulant. *Materials Chemistry and Physics* 123040. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2020.123040>
- [95] Rybak, M., Joniak, T., Głbka, M., Sobczyński, T., (2017). The inhibition of growth and oospores production in *Chara hispida* L. as an effect of iron sulphate addition: Conclusions for the use of iron coagulants in lake restoration. *Ecological Engineering* 105, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.044>
- [96] Tripathy, B.K., Kumar, M., (2019). Sequential coagulation/flocculation and microwave-persulfate processes for landfill leachate treatment: Assessment of bio-toxicity, effect of pretreatment and cost-analysis. *Waste Management* 85, 18–29. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.014>
- [97] Zhao, Y.X., Wang, Y., Gao, B.Y., Shon, H.K., Kim, J.-H., Yue, Q.Y., (2012). Coagulation performance evaluation of sodium alginate used as coagulant aid with aluminum sulfate, iron chloride and titanium tetrachloride. *Desalination* 299, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.05.026>

- [98] Zheng, L., Jiao, Y., Zhong, H., Zhang, C., Wang, J., Wei, Y., (2020). Insight into the magnetic lime coagulation-membrane distillation process for desulfurization wastewater treatment: From pollutant removal feature to membrane fouling. *Journal of Hazardous Materials* 391, 122202. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122202>
- [99] Tawakkoly, B., Alizadehdakhel, A., Dorosti, F., (2019). Evaluation of COD and turbidity removal from compost leachate wastewater using *Salvia hispanica* as a natural coagulant. *Industrial Crops and Products* 137, 323–331. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.05.038>
- [100] Ibrahim, A., Yaser, A.Z., (2019). Colour removal from biologically treated landfill leachate with tannin-based coagulant. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 7, 103483. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103483>
- [101] J. Rodier, B. Legube, (2016). *L'analyse de l'eau Contrôle et Interprétation*, 10th ed., Dunod.
- [102] J. Rodier, B. Legube, N. Merlet, (2009). *L'analyse de l'eau*, 9th ed., Dunod,
- [103] P. Arrizabalaga, (1997). Etude des lixiviats de décharges : Approche écotoxicologique, *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollution*, 203-225.
- [104] Ministry Delegate to the Minister of Energy, Mines, Water and the Environment, in charge of Water. Department of Water Research and Planning. Division of Water Quality. Preservation the quality of water resources and the fight against pollution. Discharge limit values to be respected by spills (Pollution standards) - June 2014.
- [105] J. Feng, H.A. Hussain, S. Hussain, C. Shi, L. Cholidah, S. Men, J. Ke, L. Wang, *Sustainability*, 12 (2020) 703.
- [106] I. El Mrabet, M. Benzina, H. Valdés, H. Zaitan, *Sci. Afr.*, 8 (2020) e00434.

Annexe

Tableau A.1 : Résultats de projections des populations pour le milieu urbain.

Régions	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
2014	2123590	1506545	2555611	3187583	1234658	5030129	1931930	558857	1497452	279129	342030	105285	20352799
2015	2164149	1544953	2597318	3241953	1254337	5134350	1960920	567965	1542434	283836	348694	110891	20751800
2016	2205038	1584017	2639169	3296584	1274071	5239673	1989939	577105	1588434	288564	355418	116770	21154782
2017	2246133	1623653	2681016	3351286	1293789	5345805	2018875	586243	1635379	293297	362179	122930	21560585
2018	2287315	1663784	2722714	3405881	1313421	5452465	2047620	595349	1683198	298019	368960	129375	21968101
2019	2328455	1704317	2764109	3460177	1332893	5559347	2076058	604390	1731805	302715	375738	136111	22376115
2020	2369424	1745163	2805055	3513985	1352133	5666147	2104079	613333	1781118	307365	382495	143141	22783438
2021	2410100	1786231	2845403	3567124	1371074	5772564	2131577	622145	1831047	311955	389209	150471	23188900
2022	2450383	1827447	2885044	3619452	1389660	5878361	2158469	630803	1881521	316474	395865	158104	23591583
2023	2490225	1868772	2923926	3670902	1407866	5983417	2184719	639296	1932505	320914	402454	166049	23991045
2024	2529591	1910176	2962010	3721423	1425677	6087641	2210300	647615	1983970	325271	408972	174314	24386960
2025	2568463	1951645	2999284	3770999	1443085	6190988	2235207	655756	2035902	329546	415414	182910	24779199
2026	2606801	1993144	3035705	3819574	1460070	6293357	2259408	663713	2088268	333731	421775	191845	25167391
2027	2644524	2034605	3071185	3867034	1476592	6394543	2282843	671464	2141000	337817	428042	201124	25550773
2028	2681523	2075940	3105605	3913227	1492593	6494278	2305424	678983	2194004	341792	434195	210751	25928315
2029	2717688	2117057	3138847	3957999	1508016	6592289	2327068	686246	2247181	345642	440218	220727	26298978
2030	2752894	2157845	3170772	4001176	1522797	6688258	2347674	693222	2300415	349351	446090	231052	26661546

Tableau A.2 : Résultats de projections des populations pour le milieu rural.

Régions	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
2014	1423742	802872	1673968	1382302	1282018	1812126	2578761	1073561	1172029	154037	24601	36696	13416713
2015	1427140	786245	1661504	1377461	1278452	1800208	2593860	1074679	1162301	151394	23340	36486	13373070
2016	1430710	770039	1649325	1372800	1275047	1788578	2609302	1075922	1152790	148812	22148	36281	13331754
2017	1434324	754173	1637279	1368192	1271688	1777071	2624853	1077197	1143386	146279	21016	36078	13291536
2018	1437877	738590	1625244	1363542	1268282	1765556	2640327	1078424	1134006	143781	19942	35875	13251446
2019	1441264	723230	1613105	1358746	1264736	1753909	2655522	1079522	1124568	141310	18920	35669	13210501
2020	1444430	708066	1600807	1353759	1261004	1742066	2670334	1080453	1115034	138860	17947	35459	13168219
2021	1447337	693086	1588313	1348549	1257059	1729992	2684690	1081189	1105382	136427	17021	35244	13124289
2022	1449976	678283	1575623	1343109	1252894	1717679	2698564	1081723	1095607	134012	16140	35023	13078633
2023	1452351	663668	1562748	1337451	1248518	1705145	2711962	1082061	1085721	131615	15302	34798	13031340
2024	1454493	649252	1549730	1331605	1243959	1692431	2724933	1082224	1075751	129241	14505	34568	12982692
2025	1456428	635052	1536601	1325600	1239244	1679576	2737522	1082236	1065720	126892	13748	34335	12932954
2026	1458163	621067	1523375	1319443	1234380	1666589	2749737	1082097	1055640	124568	13028	34099	12882186
2027	1459696	607299	1510055	1313138	1229369	1653477	2761570	1081812	1045510	122270	12344	33861	12830401
2028	1461017	593743	1496638	1306677	1224205	1640235	2772998	1081371	1035329	119997	11695	33619	12777524
2029	1462123	580398	1483122	1300062	1218888	1626863	2784010	1080774	1025098	117749	11078	33374	12723539
2030	1463012	567261	1469514	1293293	1213417	1613363	2794597	1080018	1014819	115527	10492	33126	12668439

Tableau A.3 : Résultats de projections des populations pour le milieu total.

Régions	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total
2014	3547332	2309417	4229579	4569885	2516676	6842255	4510691	1632418	2669481	433166	366631	141981	33769512
2015	3591289	2331198	4258822	4619414	2532789	6934558	4554780	1642644	2704735	435230	372034	147377	34124870
2016	3635748	2354056	4288494	4669384	2549118	7028251	4599241	1653027	2741224	437376	377566	153051	34486536
2017	3680457	2377826	4318295	4719478	2565477	7122876	4643728	1663440	2778765	439576	383195	159008	34852121
2018	3725192	2402374	4347958	4769423	2581703	7218021	4687947	1673773	2817204	441800	388902	165250	35219547
2019	3769719	2427547	4377214	4818923	2597629	7313256	4731580	1683912	2856373	444025	394658	171780	35586616
2020	3813854	2453229	4405862	4867744	2613137	7408213	4774413	1693786	2896152	446225	400442	178600	35951657
2021	3857437	2479317	4433716	4915673	2628133	7502556	4816267	1703334	2936429	448382	406230	185715	36313189
2022	3900359	2505730	4460667	4962561	2642554	7596040	4857033	1712526	2977128	450486	412005	193127	36670216
2023	3942576	2532440	4486674	5008353	2656384	7688562	4896681	1721357	3018226	452529	417756	200847	37022385
2024	3984084	2559428	4511740	5053028	2669636	7780072	4935233	1729839	3059721	454512	423477	208882	37369652
2025	4024891	2586697	4535885	5096599	2682329	7870564	4972729	1737992	3101622	456438	429162	217245	37712153
2026	4064964	2614211	4559080	5139017	2694450	7959946	5009145	1745810	3143908	458299	434803	225944	38049577
2027	4104220	2641904	4581240	5180172	2705961	8048020	5044413	1753276	3186510	460087	440386	234985	38381174
2028	4142540	2669683	4602243	5219904	2716798	8134513	5078422	1760354	3229333	461789	445890	244370	38705839
2029	4179811	2697455	4621969	5258061	2726904	8219152	5111078	1767020	3272279	463391	451296	254101	39022517
2030	4215906	2725106	4640286	5294469	2736214	8301621	5142271	1773240	3315234	464878	456582	264178	39329985

Tableau A. 4 : Températures mensuelles moyennes *TMM* (°C) et annuelles moyennes *TAM* (°C) des villes marocaines.

	Villes	Températures mensuelles moyennes <i>TMM</i> (°C)												<i>TAM</i> (°C)
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
1	Agadir	13.9	14.9	16.5	18.2	19.2	20.9	22.1	22.6	21.8	20.5	17.9	14.5	18.58
2	Al Hoceïma	12.1	12.5	14.2	16.2	18.6	21.6	24.3	24.7	22.8	19.6	16.5	13.7	18.07
3	Fahs Anjra	11.6	12.4	14.4	16.3	18.7	22.2	24.9	25.4	22.8	19.4	16.2	12.9	18.1
4	Aousserd	17.7	18.9	20.7	21.7	23.8	26.3	28.1	28.2	27.7	25.5	22.2	18.0	23.23
5	Assa-Zag	12.6	14.1	17.0	20.2	23.1	25.9	28.3	28.3	25.8	22.5	17.5	13.6	20.74
6	Azilal	7.7	8.9	11.2	13.6	16.6	20.5	25.7	26.3	22.1	16.6	10.9	8.5	15.72
7	Beni Mellal	10.5	11.8	14.5	16.8	19.4	23.4	26.7	26.5	23.7	19.6	15	11.4	18.28
8	Benslimane	11.4	12.3	14.1	15.7	17.9	21	23.4	23.9	22.2	19.4	15.3	12.3	17.41
9	Berkane	11.3	12.1	13.8	16.1	18.7	22.3	25.6	26.5	23.6	20.0	15.6	12.7	18.19
10	Berrechid	11	12.1	14.3	15.7	18	21.2	24.3	24.4	22.7	19.2	15.3	12.1	17.53
11	Boujdour	17.3	18.1	19.2	19.7	21.0	22.4	24.8	25.3	24.8	23.5	21.1	17.3	21.21
12	Boulmane	3.2	4.6	7.1	10.1	12.4	17.4	22.1	21.9	17.6	12.3	7.9	4.3	11.74
13	Casablanca	12.4	13.1	14.7	16	18.2	20.6	22.4	23.3	21.9	19.7	16.1	13.4	17.65
14	Chefchaouen	9.4	10.0	12.6	14.6	17.0	21.2	24.8	25.1	21.6	17.4	14.4	11.2	16.61
15	Chichaoua	10.8	12.3	14.9	17	20.2	22.8	26.6	27.2	24.4	20.5	15	11.6	18.61
16	Chtouka	11.8	13.1	15.3	17.3	18.7	21.1	24.4	24.7	22.5	19.6	16.0	12.6	18.09
17	Dakhla	17.4	18.4	19.2	19.5	20.0	21.0	22.0	22.8	23.0	22.5	21.0	18.2	20.42
18	Driouch	10.3	11.3	13.5	14.9	18.1	21.5	24.8	25.1	22.9	18.6	15.2	12.0	17.35
19	El Hajeb	11.2	12.3	14.5	16.6	19.8	23.0	25.6	26.3	24.9	21.6	17.0	12.5	18.78
20	El Haouz	5.0	5.4	8.4	12.8	17.2	21.6	23.9	24.6	21	16.9	11.5	7.0	14.61
21	El Jadida	12.2	12.6	14.2	15.6	17.7	20.1	22	23.4	21.4	19.5	16	13.7	17.37
22	Errachidia	9.1	11.2	14.4	18.5	22.1	27.2	31.6	30.7	21.8	19.3	13.8	10.3	19.17
23	Essaouira	13.9	14.2	15.8	16.5	17.7	19.0	19.8	19.9	20.1	19.2	17.2	14.9	17.35
24	Es-Semara	15.8	17.1	18.8	20.0	21.7	23.6	26.8	27.4	25.9	23.5	20.4	15.8	21.4
25	Fès	9.9	11.3	14.0	16.2	19.1	23.3	27.1	27.2	23.9	19.2	14.4	10.9	18.04
26	Figuig	8.7	11.0	13.7	18.0	23.2	27.7	31.5	30.6	25.0	19.2	14.0	9.1	19.31
27	Fqih Ben Saleh	11.1	12.2	14.5	16.9	19.9	23.9	27.8	28.0	24.9	20.6	15.1	11.8	18.89
28	Guelmime	13.8	14.7	16.7	18.0	20.0	21.6	23.2	23.6	22.5	20.7	17.5	14.5	18.9
29	Guercif	9.9	11.7	14.2	16.6	20.0	24.1	27.5	28.3	24.6	19.7	14.3	11.3	18.52
30	Ifrane/Azrou	2.7	4.3	6.6	9.9	11.6	16.9	21.8	21.4	17.1	12.0	7.6	3.7	11.3
31	Inezgane	14.3	15.2	17.1	18.6	19.7	21.4	22.8	23.2	22.3	20.9	18.2	14.9	19.05
32	Jerada	6.4	7.5	9.6	12.1	15.5	19.0	22.9	23.5	19.9	15.5	10.5	7.4	14.15
33	Kénitra	12.2	13.3	15.3	16.9	19.2	22.2	24	24.8	23.0	20.4	16.1	13.2	18.38
34	Khémisset	10.2	11.2	13.5	15.4	18.3	22.2	25.8	26.3	23.4	19.4	14.0	11.1	17.57
35	Khénifra	8.0	9.3	12.0	14.4	16.9	21.2	24.6	24.7	21.5	17.3	12.6	9.0	15.96
36	Khouribga	9.9	10.4	12.4	14.6	17.8	21.9	26.1	26.7	23.8	19.2	12.7	10.6	17.18
37	Laâyoune	16.0	16.7	17.9	18.6	20.3	21.4	23.3	23.9	23.3	22.3	20.1	15.4	19.93
38	Larache	11.7	12.7	14.9	16.5	18.4	22.1	23.6	23.7	22.5	19.4	16.3	13.4	17.93
39	Marrakech	11.3	12.8	15.8	18.1	21.2	24.7	28.6	28.6	25.0	20.9	15.9	12.1	19.58
40	M'Diq	11.8	12.1	14.1	15.6	17.9	21.1	23.7	24.1	22.2	19.0	16.0	13.3	17.58
41	Médiouna	11.6	12.4	14.3	15.8	18.2	20.7	23.1	23.7	22.1	19.3	15.6	12.6	17.45
42	Meknès	9.9	11.3	14.0	16.2	19.1	23.3	27.1	27.2	23.9	19.2	14.4	10.9	18.04
43	Midelt	6.0	7.2	10.1	13.2	15.8	20.7	25.2	24.8	20.3	14.9	10.5	7.3	14.67

44	Mohammedia	12.6	13.2	15	16.4	18.5	20.9	22.9	23.5	22.2	20	16.4	13.6	17.93
45	My Yaâcoub	10.8	12.1	14.7	17.2	19.8	23.9	27.6	27.8	24.6	20.1	15.3	11.9	18.82
46	Nador	12.5	13.0	14.8	16.6	19.2	22.3	25.1	25.9	23.6	20.4	16.5	14.0	18.66
47	Nouaceur	11.5	12.3	14.2	15.5	18	20.7	23.2	23.7	22.2	19.1	15.4	12.5	17.36
48	Ouarzazate	9.5	11.4	14.5	18.1	21.7	26.4	29.8	29.6	25.1	19.2	14.4	9.5	19.1
49	Ouazzane	10.3	11.5	14.1	16.7	18.8	23.5	26.8	26.4	23.9	19.8	15.5	11.6	18.24
50	Oujda-Angad	9.2	10.2	12.2	14.7	17.8	21.4	25.4	25.9	22.7	18.0	13.1	10.1	16.73
51	Rabat	12.6	13.3	14.9	16.5	18.4	21.1	22.8	23.4	22.3	19.9	16.4	13.7	17.94
52	Rehamna	10.8	12.3	14.9	17.0	20.2	22.8	26.6	27.2	24.4	20.5	15.0	11.6	18.61
53	Safi	13.1	14.0	15.4	17.1	19.8	22.3	24.5	25.7	23.6	20.8	17.1	14.7	19.01
54	Salé	12.6	13.3	15	16.5	18.5	21.0	22.7	23.4	22.3	19.9	16.4	13.7	17.94
55	Sefrou	7.7	8.8	11.5	14.0	16.6	21.4	25.4	25.6	22.0	16.8	12.1	8.8	15.89
56	Sékhirat/Témara	12.3	13.2	14.8	16.3	18.5	21.1	23.0	23.7	22.4	19.9	16.3	13.5	17.92
57	Settat	10.4	11.5	13.4	15.1	18	21.4	24.5	25.4	23.2	19.1	14.4	11.5	17.33
58	Sidi Bennour	11.5	12.7	14.3	16.1	19.3	22.8	25.1	26.1	23.4	20.2	15.6	12.4	18.29
59	Sidi Ifni	15.9	16.6	17.7	18.2	19.6	20.5	21.4	21.7	21.7	21.0	19.3	16.6	19.18
60	Sidi Kacem	12.6	13.7	16.0	18.3	20.8	24.8	28.2	28.5	25.6	21.4	16.9	13.7	20.04
61	Sidi Slimane	11.6	12.8	15.3	17.4	19.8	23.6	26.2	26.9	24.6	20.7	16.1	12.6	18.97
62	Sraghna	10.8	12.4	14.9	17.6	20.6	24.3	28.2	28.7	25.1	20.5	14.8	11.5	19.12
63	Tanger	12.3	13	14.4	16.0	18.4	21.4	23.8	23.9	22.7	19.6	15.9	13.4	17.9
64	Tan-Tan	16.1	16.9	19.0	19.6	20.9	22.1	23.1	24.2	23.5	22.1	20.3	16.6	20.37
65	Taounate	9.1	10.2	12.5	15.6	18.2	22.8	26.5	26.2	22.5	17.2	13.5	10.2	17.04
66	Taourirt	11.2	12.5	14.3	16.1	17.7	20.0	21.4	21.9	21.1	18.4	15.6	12.5	16.89
67	Tarfaya	16.6	17.0	17.5	18.6	19.3	20.4	20.9	21.3	21.3	21.1	19.7	17.8	19.29
68	Taroudant	13.6	15.4	17.8	19.5	20.5	23	25.9	26.5	24.2	21.4	19.0	14.7	20.13
69	Tata	11.3	13.4	16.6	19.6	22.2	25.5	29.6	29.7	25.8	20.9	16.7	12.1	20.28
70	Taza	9.5	11.0	13.4	15.4	18.9	23.7	27.9	28.2	24.3	18.9	13.8	10.3	17.94
71	Tétouan	11.7	12.5	14.3	16.0	18.6	21.9	24.7	25.1	22.9	19.5	16.4	13.5	18.09
72	Tinghir	7.1	8.8	11.8	15.4	18.7	23.5	27.7	27.4	21.8	17.3	11.7	8.1	16.61
73	Tiznit	14.3	14.6	16.2	18.0	19.6	20.9	24.8	25.3	23.1	21.6	16.7	14.9	19.167
74	Youssofia	11.5	12.7	14.7	16.8	19.8	23.0	25.9	26.6	23.7	20.2	15.8	12.5	18.6
75	Zagora	12.0	14.1	17.8	21.9	26.3	31.1	35.0	34.2	28.3	22.9	17.9	12.9	22.87

Tableau A.5 : Précipitations mensuelles moyennes *PMM (mm)* et annuelles moyennes *PAM (mm)* des villes marocaines.

	Villes	Précipitations mensuelles moyennes PMM (mm)												PAM (mm)
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
1	Agadir	44	34	28	17	4	1	0	0	4	20	42	52	246
2	Al Hoceïma	47	38	44	39	25	7	0	1	8	14	18	31	272
3	Fahs Anjra	128	131	116	55	30	6	1	2	15	51	93	133	761
4	Aousserd	4	3	1	1	0	1	2	7	9	3	6	6	43
5	Assa-Zag	8	6	6	5	1	0	1	1	9	8	18	18	81
6	Azilal	67	65	96	73	34	13	3	6	18	43	61	84	563
7	Beni Mellal	48	69	79	62	33	12	1	4	7	39	71	68	493
8	Benslimane	69	61	59	44	21	4	1	1	9	37	61	86	453
9	Berkane	54	51	47	32	18	3	0	0	9	36	53	67	370
10	Berrechid	44	42	32	44	30	8	1	3	20	30	30	45	329
11	Boujdour	5	4	2	1	0	0	0	0	3	6	9	14	44
12	Boulmane	36	43	49	60	46	24	9	10	29	49	56	49	460
13	Casablanca	64	53	48	36	18	4	1	3	6	34	65	80	412
14	Chefchaouen	159	140	155	63	37	9	1	2	14	52	103	145	880
15	Chichaoua	32	30	29	24	16	5	1	1	9	26	36	33	242
16	Chtouka	36	29	29	21	6	2	0	0	8	19	38	41	229
17	Dakhla	2	1	1	0	1	0	2	4	14	3	4	13	45
18	Driouch	44	36	33	49	27	5	1	3	14	20	17	36	285
19	El Hajeb	24	18	19	20	12	6	1	2	26	31	20	22	201
20	El Haouz	162	132	107	51	23	1	1	1	4	23	74	126	705
21	El Jadida	49	48	41	32	16	4	0	1	7	34	66	74	372
22	Errachidia	8	6	8	10	8	4	3	6	17	20	18	19	127
23	Essaouira	44	40	35	28	9	2	0	1	5	26	42	53	285
24	Es-Semara	3	4	1	1	0	0	1	0	4	5	7	9	35
25	Fès	61	72	75	66	37	15	1	2	12	47	70	78	536
26	Figuig	12	10	18	13	8	4	1	6	13	20	16	16	137
27	Fqih Ben Saleh	55	64	68	53	26	9	1	2	8	42	72	83	483
28	Guelmime	18	16	11	9	2	1	1	1	5	10	19	26	119
29	Guercif	18	24	24	36	26	11	2	3	15	22	21	20	222
30	Ifrane/Azrou	85	98	101	96	62	31	8	10	33	88	109	122	843
31	Inezgane	42	33	26	16	3	1	0	0	4	19	40	50	234
32	Jerada	42	31	45	40	34	12	4	6	21	26	38	40	339
33	Kénitra	77	73	65	50	26	6	0	1	9	52	97	114	570
34	Khémisset	71	71	76	57	32	10	1	2	12	51	80	93	556
35	Khénifra	65	83	84	72	43	17	4	6	18	57	88	96	633
36	Khouribga	60	58	57	52	22	7	2	3	12	36	52	71	432
37	Laâyoune	3	2	1	1	0	1	0	0	0	4	7	8	27
38	Larache	118	99	89	45	25	7	1	3	13	43	80	141	664
39	Marrakech	29	35	33	32	20	5	1	2	7	22	35	29	250
40	M'Diq	107	110	90	48	24	6	0	3	14	43	80	112	637
41	Médiouna	62	54	54	33	19	4	0	1	8	34	59	77	405
42	Meknès	76	75	73	64	37	12	2	2	14	51	77	93	576
43	Midelt	14	23	26	36	28	13	7	8	24	29	31	24	263

44	Mohammedia	67	56	51	39	18	4	0	2	7	34	65	86	429
45	My Yaâcoub	63	71	72	62	35	13	1	2	12	48	74	85	538
46	Nador	52	37	33	38	21	7	1	3	16	24	33	48	313
47	Nouaceur	59	53	54	31	18	3	0	1	8	34	57	74	392
48	Ouarzazate	16	12	14	11	10	3	1	5	12	24	25	17	150
49	Ouazzane	134	133	115	77	39	11	0	1	12	60	109	155	846
50	Oujda-Angad	38	35	42	41	34	14	2	3	17	30	39	43	338
51	Rabat	77	67	61	55	21	5	0	1	7	43	80	106	523
52	Rehamna	39	42	43	33	17	5	1	1	9	27	40	55	312
53	Safi	53	48	39	33	14	4	0	0	5	34	58	62	350
54	Salé	77	68	61	56	21	6	0	1	7	44	82	107	530
55	Sefrou	56	58	66	63	42	16	3	5	18	46	64	65	502
56	Sékhirat/Témara	73	63	58	49	20	5	0	1	7	39	70	96	481
57	Settat	53	56	46	39	16	4	1	0	8	35	48	66	372
58	Sidi Bennour	42	40	39	29	15	3	0	1	6	34	55	53	317
59	Sidi Ifni	24	24	13	11	2	2	2	1	2	9	15	28	133
60	Sidi Kacem	70	64	65	53	30	8	1	1	11	48	80	93	524
61	Sidi Slimane	67	57	57	46	26	7	0	1	9	44	73	85	472
62	Sraghna	27	36	40	38	18	7	1	1	9	24	39	38	278
63	Tanger	108	104	104	55	34	11	0	3	16	64	119	144	762
64	Tan-Tan	10	14	6	4	1	0	1	0	2	9	18	30	95
65	Taounate	87	89	96	71	44	13	1	2	16	50	85	101	655
66	Taourirt	20	24	23	31	27	11	2	3	16	21	19	21	218
67	Tarfaya	6	5	3	1	0	0	0	0	4	3	11	9	42
68	Taroudant	37	33	29	18	4	1	0	0	7	19	33	45	226
69	Tata	23	21	21	15	5	1	0	1	7	17	29	30	170
70	Taza	74	84	84	66	39	12	2	3	14	38	56	91	563
71	Tétouan	118	113	106	52	26	7	0	2	13	46	81	122	686
72	Tinghir	13	11	17	13	10	3	3	6	15	27	29	21	168
73	Tiznit	29	19	18	15	4	2	0	0	5	12	26	29	159
74	Youssofia	40	38	39	31	17	4	1	1	6	31	45	49	302
75	Zagora	4	3	5	1	2	1	1	3	6	13	15	7	61

Tableau A.6 : Valeurs mensuelles du coefficient correctif F_ϕ pour les latitudes marocaines.

Latitude ϕ (degrés)	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
23	0.926	0.873	1.022	1.045	1.129	1.116	1.142	1.100	1.009	0.985	0.906	0.914
23.5	0.924	0.872	1.021	1.046	1.131	1.119	1.144	1.101	1.010	0.983	0.904	0.911
24	0.921	0.870	1.022	1.048	1.134	1.122	1.147	1.103	1.010	0.982	0.902	0.908
24.5	0.918	0.869	1.021	1.049	1.136	1.124	1.150	1.105	1.010	0.981	0.899	0.905
25	0.916	0.867	1.020	1.050	1.138	1.127	1.152	1.106	1.010	0.980	0.897	0.902
25.5	0.913	0.866	1.020	1.051	1.141	1.130	1.155	1.108	1.011	0.979	0.895	0.899
26	0.910	0.864	1.020	1.052	1.143	1.133	1.158	1.110	1.011	0.977	0.892	0.895
26.5	0.908	0.863	1.020	1.053	1.146	1.136	1.161	1.111	1.011	0.976	0.890	0.892
27	0.905	0.861	1.019	1.055	1.148	1.139	1.164	1.113	1.011	0.975	0.887	0.889
27.5	0.902	0.860	1.019	1.056	1.151	1.142	1.167	1.115	1.012	0.974	0.885	0.886
28	0.899	0.858	1.019	1.057	1.153	1.145	1.169	1.116	1.012	0.972	0.882	0.883
28.5	0.896	0.857	1.018	1.058	1.156	1.149	1.172	1.118	1.012	0.971	0.880	0.880
29	0.893	0.855	1.018	1.059	1.158	1.152	1.175	1.120	1.012	0.970	0.877	0.876
29.5	0.890	0.853	1.018	1.061	1.161	1.155	1.178	1.122	1.013	0.968	0.875	0.873
30	0.887	0.852	1.017	1.062	1.164	1.158	1.181	1.124	1.013	0.967	0.872	0.870
30.5	0.884	0.850	1.017	1.063	1.166	1.162	1.184	1.126	1.013	0.966	0.869	0.866
31	0.881	0.848	1.017	1.064	1.169	1.165	1.187	1.127	1.013	0.964	0.867	0.863
31.5	0.878	0.847	1.016	1.066	1.172	1.168	1.191	1.129	1.014	0.963	0.864	0.859
32	0.875	0.845	1.016	1.067	1.175	1.172	1.194	1.131	1.014	0.962	0.861	0.856
32.5	0.872	0.843	1.016	1.068	1.177	1.175	1.197	1.133	1.014	0.960	0.859	0.852
33	0.868	0.841	1.015	1.070	1.180	1.178	1.200	1.135	1.014	0.959	0.856	0.849
33.5	0.866	0.840	1.015	1.071	1.183	1.182	1.203	1.137	1.015	0.957	0.853	0.845
34	0.862	0.838	1.015	1.072	1.186	1.186	1.207	1.139	1.015	0.956	0.850	0.841
34.5	0.859	0.836	1.014	1.074	1.189	1.189	1.210	1.141	1.015	0.954	0.847	0.838
35	0.856	0.834	1.014	1.075	1.192	1.193	1.214	1.143	1.016	0.952	0.844	0.834
35.5	0.852	0.832	1.014	1.076	1.195	1.197	1.217	1.145	1.016	0.951	0.841	0.830
36	0.849	0.830	1.013	1.078	1.198	1.200	1.220	1.147	1.016	0.950	0.838	0.826

Résumé

Dans ce travail, nous utilisons les résultats de caractérisations des déchets solides municipaux accueillis pendant une période de 6 ans par la décharge contrôlée de Fès, pour estimer par deux modèles mathématiques LandGEM et EPA, le volume du biogaz de la décharge. Les résultats d'estimation qui montrent une bonne concordance avec les mesures sont utilisées pour déterminer le nombre de cogénérateurs à mettre en place pour optimiser la valorisation énergétique du biogaz. Un calcul des réductions des émissions de CO₂ ainsi que les quantités de lixiviat produits par la décharge sont présentés en vue de choisir le mode éventuel de traitement approprié. En nous basant sur les données relatives aux caractéristiques climatiques des régions marocaines et à l'évolution au cours de plusieurs années de la masse des déchets solides enfouis, nous avons estimé par le modèle mathématique LandGEM, le potentiel de génération du biogaz des décharges contrôlées pouvant être installées dans chaque région marocaine. Plusieurs scénarios sur la composition en matières organiques des déchets ménagers solides et assimilés (DMSA) ont été envisagés. Un calcul des réductions des émissions de CO₂ ainsi que le nombre de cogénérateurs à mettre en place pour la valorisation énergétique du biogaz, en tenant compte de la capacité de production du biogaz de chaque région, ont été effectués.

Mots-clefs (5) : Déchets DMSA - Caractérisation - Biogaz - Lixiviat - Valorisation énergétique.

Abstract

In this work, we use the results of characterization of the municipal solid waste received for a period of 6 years by the controlled discharge of Fez, to estimate the volume of the dumping biogas by using two mathematical models LandGEM and EPA,. The estimation results, that show good concordance with the measurements, are used to determine the number of co-generators to be set up to optimize the energy valuation of biogas. A calculation of CO₂ emissions reductions as well as the quantities of leachate produced by the discharge are presented to choose the possible mode of appropriate treatment. Based on the data relating to the climatic characteristics of the Moroccan regions and to the evolution during several years of the mass of buried solid waste, we estimated by the mathematical model LandGEM, the generation of biogas generation of controlled discharges that can be installed in each Moroccan region. Several scenarios on the composition of organic matter of solid and similar household waste (DMSA) have been envisaged. A calculation of CO₂ emissions discounts as well as the number of co-generators to be set up for the energy recovery of biogas, taking into account the production capacity of the biogas of each region, were carried out.

Key Words (5): Municipal Solid Waste - Characterization - Biogas - Leachate - Energy valuation.