



HAL
open science

Optimisation de la méthanisation sèche des déchets ménagers

Édouard Lebon

► **To cite this version:**

Édouard Lebon. Optimisation de la méthanisation sèche des déchets ménagers. Ecologie, Environnement. Université de la Réunion, 2019. Français. NNT: 2019LARE0043 . tel-03070792

HAL Id: tel-03070792

<https://theses.hal.science/tel-03070792v1>

Submitted on 16 Dec 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

École doctorale n°542 : Sciences Technologies et Santé

Section 62 - Génie des Procédés

Doctorat Université de La Réunion

THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par l'Université de La Réunion

Spécialité doctorale "Physique-Énergétique et Environnement"

présentée et soutenue publiquement par

Édouard LEBON

le 16 Décembre 2019

Optimisation de la méthanisation sèche des déchets ménagers.

Devant le jury composée de :

ESCODIE Renaud (DR)	LBE, INRA Narbonne	Rapporteur
REGNIER Thierry Jean Claude (Pr)	Department of Biotechnology and Food Technology, TUT	Rapporteur
AKINLABI Titilayo Esther (Pr)	Department of Mechanical Engineering Science, FEBE Chemical and Environmental	Examinatrice
SURROOP Dinesh (Dr)	Engineering Department, Université de Maurice	Examineur
PETIT Thomas (Pr)	LCSNSA, Université de La Réunion	Examineur
MOREAU Dominique (Dr)	PIMENT, Université de La Réunion	Examineur
ADELARD Laetitia (Dr, HDR)	PIMENT, Université de La Réunion	Directrice

Titre : Optimisation de la méthanisation sèche des déchets ménagers.

Résumé :

Face aux problématiques de gestion des déchets à La Réunion, il est urgent de définir des solutions efficaces et cohérentes, tout en respectant un environnement insulaire, dont les ressources en sols et eau sont fortement sollicitées. L'une des solutions pour la gestion des déchets organiques d'origine humaine ou animale est la digestion anaérobie aussi appelée méthanisation. Les volumes de déchets collectés par les diverses collectivités locales à La Réunion ne cessent globalement d'augmenter. Les centres de stockage et de traitement peinent à suivre cette tendance en raison des contraintes foncières et réglementaires. Sur le territoire de la Réunion, le volume d'ordures ménagères est de 313 kg/habitant/an. Or, la fraction organique des ordures ménagères (FFOM) collectées dispose d'un potentiel important en méthanisation qu'il convient d'examiner de manière précise afin de déterminer les conditions de valorisation par production de biogaz. Le travail de thèse proposé ici a pour objectif d'étudier de façon scientifique et technique le potentiel de développement de la méthanisation de la FFOM à La Réunion par la technique de méthanisation sèche. Pour se faire, un premier travail de caractérisation des déchets ménagers a été mené sur le territoire de la Réunion. Puis, le potentiel méthane de la FFOM a été déterminé expérimentalement suivant un plan de mélange permettant de mettre en évidence l'effet synergique des différents déchets composant la FFOM. En parallèle, un modèle cinétique de production de méthane, un modèle prédictif ainsi qu'une modification de modèle ADM1 ont été développés.

Mots-clés : Digestion anaérobie, expérimentation, modélisation, déchets ménagers, potentiel méthane, synergie

Title: Optimisation of household waste dry anaerobic digestion.

Abstract:

It is urgent to define effective and coherent solutions to the problems of waste management in Reunion Island, while respecting the island's environment, whose soil and water resources are under great strain. One solution for organic waste management of human or animal origin is anaerobic digestion (AD). Overall, the volumes of waste collected by the various local authorities on Reunion Island are constantly increasing. Storage and treatment centres are struggling to keep up with this trend due to land and regulatory constraints. On Reunion Island, the volume of household waste is 313 kg/inhabitant/year. However, the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) collected has a significant potential for AD that needs to be examined in detail in order to determine the conditions for recovery by biogas production. The aim of this work is to study in scientifically and technically the potential development of the dry AD of OFMSW in Reunion Island. For this purpose, a first work of characterisation of household waste has been carried out on the territory of Reunion Island. Next, the methane potential of the OFMSW was determined experimentally following a mixing plan to highlight the synergistic effect of the different types of OFMSW. In addition, a kinetic model for methane production, a predictive model and a modification of the ADM1 model were developed.

Keywords: Anaerobic digestion, experimentation, modelling, household waste, BMP, synergy

Remerciements

Je tiens en tout premier lieu à remercier ma directrice de thèse ADELARD Laetitia sans qui ce travail n'aurait pu être possible. Je la remercie tout particulièrement pour son soutien, ses conseils, mais également pour la confiance qu'elle m'a accordée.

J'adresse mes sincères remerciements à Messieurs ESCUDIE Renaud (Directeur de recherche au Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement - LBE - de l'Institut National de la Recherche Agronomique - INRA - de Narbonne) et REGNIER Thierry Jean Claude (Professeur au Département de biotechnologie et technologie alimentaire - Université de technologie de Tshwane) qui ont accepté d'être les rapporteurs de cette thèse et ont accepté de se déplacer afin de juger ces travaux.

Je remercie également Madame AKINLABI Titilayo Esther (Professeur au Département des sciences pour l'ingénierie mécanique de la faculté pour l'ingénierie et la construction et l'environnement - Université de Johannesburg) qui a accepté d'être examinatrice pour cette thèse et a accepté de se déplacer afin de juger ces travaux.

Je remercie Messieurs SURROOP Dinesh (Docteur et Maître de conférence à l'Université de Maurice), PETIT Thomas (Professeur au Laboratoire de Chimie des Substances Naturelles et des Sciences des Aliments - LCSNSA - Université de La Réunion) et MOREAU Dominique (Docteur et Maître de conférence au Laboratoire de physique et ingénierie mathématique pour l'énergie, l'environnement et le bâtiment - PIMENT) qui ont accepté d'être examinateurs pour cette thèse.

Je remercie la Région Réunion pour avoir financé cette thèse. Je remercie également les membres du laboratoire PIMENT et de l'IUT pour leur accueil et leur appui. Je remercie tout particulièrement les doctorants du laboratoire pour leur soutien, tous les bons moments passés ensemble, la dynamique et l'ambiance que l'on a pu mettre en place au fil de ses années.

Enfin, je remercie mes amis et ma famille pour leur soutien sans faille depuis le début de cette thèse.

Sommaire

Nomenclature	vii
Liste des figures	x
Liste des tableaux	xii
Introduction Générale.....	1
Chapitre 1 : Synthèse bibliographique	5
1. La méthanisation	5
1.1. Principe général.....	5
.....	5
1.1.2. L'hydrolyse	6
1.1.3. L'acidogénèse.....	6
1.1.4. L'acétogénèse	6
1.1.5. La méthanogénèse	7
1.2. Les paramètres influençant la digestion anaérobie.....	7
1.2.1. La température.....	8
1.2.2. Le potentiel hydrogène.....	8
1.2.3. Le rapport C/N	8
1.3. Les facteurs d'inhibitions	9
1.3.1. L'azote.....	9
1.3.2. Les acides gras volatils.....	9
1.3.3. Les composés sulfurés.....	9
1.3.4. Les métaux lourds	10
1.4. Les produits de la digestion anaérobie	10
1.4.1. Le méthane	10
1.4.2. Le digestat	10
1.5. Le potentiel méthane	11
1.6. Méthanisation par voie sèche	15
2. Les déchets ménagers	15
2.1. Définitions.....	15
2.2. Gestion des déchets ménagers en France	15
2.2.1. L'enfouissement	16
2.2.2. L'incinération	17

2.2.3. La gazéification	20
2.2.4. La méthanisation des déchets ménagers.....	21
2.3. La gestion des déchets ménagers en milieu insulaire français	22
3. Conclusion du chapitre	26
Chapitre 2.....	27
Household solid wastes characterisation and waste management strategy evaluation in insular context : a case study in Reunion Island	27
1. Introduction	29
1.1. Background information	30
1.2. Description of Reunion Island waste management system.....	31
2. Materials and methods.....	32
2.1. Study area.....	32
2.2. Method for HSW characterisation.....	33
2.3. HSW collection procedure and sampling process.....	33
2.4. Analytical Method.....	33
2.5. Correlation studies.....	34
2.6. Life cycle assessment	34
2.7. Life cycle inventory	36
2.7.1. Environmental emissions	37
2.7.2. Land used	38
2.7.3. Leachate treatment	38
2.7.4. Energy production	38
2.7.5. RDF classification	40
3. Results and discussion	41
3.1. Comparison between previous characterisation studies.....	41
3.2. Wastes characterisation in Reunion Island.....	42
3.3. Wastes management scenarios	46
4. Conclusion of the study	48
5. Conclusion du chapitre	49
Chapitre 3: Effects of organic fraction of municipal solid waste composition on methane production and kinetics: Synergetic effect and predictive model	50
1. Introduction	53
2. Materials and methods	54
3. Results and discussion.....	59

4. Conclusion of the study	73
5. Conclusion du chapitre	73
Chapitre 4: Kinetic study of the anaerobic digestion of household wastes.....	74
1. Introduction	76
2. Materials and Methods	77
2.1. Substrate, inoculum and BMP protocol	77
2.2. Kinetic models.....	77
2.2.2. First order model and derivative models.....	77
2.2.3. Modified grown models	80
2.2.3.1. Gompertz model.....	81
2.2.3.2. Logistic model.....	82
2.2.3.3. Richards model.....	83
2.2.4. Gaussian model	83
2.2.5. Transference model	84
2.2.6. Combination of two first order with variable order of time dependency.....	84
2.3. ADM1 implementation	84
3. Results and discussion	86
3.1. Kinetics models	86
3.2. Easily and hardly degradable fraction	86
3.3. Pilot start-up phase	87
3.4. ADM1 modification	101
4. Conclusion	104
5. Conclusion du chapitre	104
Chapitre 5: Conclusion et perspectives	105
1. Conclusion.....	105
2. Perspectives	106
3. Production scientifique	109
Références	111
Appendix A: Petersen matrix and ADM1 equations.....	125
Appendix B : Benchmark value and parameters initial value	138

Nomenclature

Acronymes	Signification
AcoD	Anaerobic co-digestion
ACV/LCA	Analyse de cycle de vie/ Life cycle analysis
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AGV	Acide gras volatil
AMPTS II	Automatic Methane Potential Test System II
AP	Acidification potential
BMW	Biodegradable municipal wastes
BSR	Bactéries sulfato-réductrices
CH₄	Méthane
CO₂	Dioxyde carbone
COD	Chemical Oxygen Demand
COT	Carbone Organic Total
COTECH	Comité technique
DBO	Demande biologique en oxygène
DS	Dry Solid
EP	Eutrophication potential
EU	European Union
FW	Food waste
GEMIS	Global Emissions Model for Integrated Systems
GW	Green waste
GWP	Global warming potential
H₂	Dihydrogène
H₂O	Eau
H₂S	Sulfure d'hydrogène
HSW	Household solid wastes
HSW	Household solid waste
ISDND	Installations de stockage de déchet non dangereux
IWA	International Water Association Anaerobic digestion model 1
ADM1	
MSW	Municipal solid wastes
NH₃	Ammoniac
Nt	Nitrogen
OFMSW	Organic fraction of municipal solid wastes
OMR	ordures ménagères résiduelles
OPHA	Obligate Hydrogen Producing Acetogens

PDEDMA	Household Wastes and Assimilate Departmental Elimination Plan
pH	Potentiel hydrogène
POCP	Photochemical ozone creation potentials
r	Pearson coefficients
RDF	Refuse Derived Fuel
REFIOM	Résidus d'épuration des fumées d'incinération des ordures ménagères
SEM	Société d'Économie Mixte
SS-OFMSW	Organic Fraction of Source-Sorted Municipal Solid Waste
SYDNE	Syndicat Mixte de traitement des déchets du Nord et de l'Est
TGAP	Taxe générale sur les activités polluantes
TOM	Total organic matter
VFA	Volatile Fatty Acids
VS	Volatile Solid
WTE	Wastes-to-energy

Acronymes	Signification	Unité
B	10-year settlement factor of biodegradable waste	
C	Cover factor	
C_p	Specific heat capacity of water	J/kg.K
d	Shape coefficient of the curve	
d_{msw}	Waste density	kg/m ³
H_i	Maximum landfill height	m
k	Hydrolysis rate constant	days ⁻¹
k₁	Hydrolysis rate constant of the readily organic matter	days ⁻¹
k₂	Hydrolysis rate constant of the slowly organic matter	days ⁻¹
LHV	Low heating value of the wastes on dry basis	MJ/kg
L_v	Latent heat of vaporisation of the water	kJ/kg
M_{msw}	MSW treated during the WTE process life span years	kg
ṁ_{msw}	Annual MSW throughput	kg/year
m_{waste}	Mass of waste considerate	
m_{water}	Mass of water	kg
n	WTE process life span years	year
Q_l	Energy lost for water evaporation	
Q_p	energy produced by the incineration of dry waste	GWh/year
Q_{tot}	Energy produced by the incineration	
R_m	Methane production rate	NmL.gVS-1.days ⁻¹
t	Incubation time	days
T_a	Ambient temperature	°C
X	Fraction of readily organic matter	
y_{max}	Maximum methane potential	NmL.gVS ⁻¹
y_{max1}	Maximum methane potential of the readily organic matter	NmL.gVS ⁻¹
y_{max2}	Maximum methane potential of the slowly organic matter	NmL.gVS ⁻¹
η	System yield	
λ	Lag-phase time	days

Liste des figures

<i>Figure 1: Schématisation du plan de thèse</i>	4
<i>Figure 2: Flux métabolique de la digestion anaérobie (Moletta and Ansell, 2003)</i>	5
<i>Figure 3 : Les différentes options de traitement et de valorisation du digestat issu de la méthanisation (modifié à partir de Al Seadi et al., 2013).</i>	13
<i>Figure 4 : Destination des déchets ménagers</i>	16
<i>Figure 5: Descriptif d'un ISDND (adapté à partir de https://www.valorizon.com/nos-actions/nos-installations/)</i>	17
<i>Figure 6: Répartition des unités d'incinérateurs de déchets ménagers en France (https://carto.sinoe.org/carto)</i>	19
<i>Figure 7: Descriptif d'une usine d'incinération des déchets ménagers (adapté à partir de http://www.symeed29.finistere.fr/Gestion-des-dechets/Les-Unites-de-Valorisation-Energetique-des-Dechets)</i>	19
<i>Figure 8: Procédé de gazéification</i>	21
<i>Figure 9: Répartition des unités de méthanisation des déchets ménagers en France (https://carto.sinoe.org/carto/methanisation/flash/)</i>	22
<i>Figure 10: Les étapes du chapitre 2</i>	28
<i>Figure 11: Location of the mixed association and landfill site in Reunion Island.</i>	31
<i>Figure 12: LCA model and boundaries for each scenario.</i>	36
<i>Figure 13 : Contribution of each process to the raw emissions</i>	48
<i>Figure 14: Les étapes du chapitre 3</i>	51
<i>Figure 15: Filtering process and storage</i>	55
<i>Figure 16: BMP test experimental setup</i>	56
<i>Figure 17: Cumulative methane production for the runs 1 to 6</i>	64
<i>Figure 18: Cumulative methane production for the runs 7 to 12</i>	65
<i>Figure 19: Cumulative methane production for the runs 13 to 18</i>	66
<i>Figure 20: Cumulative methane production for the run 19 to 22</i>	67
<i>Figure 21: Cox response trace plot</i>	68
<i>Figure 22: Residual plots</i>	71
<i>Figure 23: Étapes du chapitre 4</i>	74
<i>Figure 24: Evolution of the methane rate</i>	87
<i>Figure 25 : Experimental and model comparison for cumulative biogas production (run 1 to 6)</i>	96
<i>Figure 26 : Experimental and model comparison for cumulative biogas production (run 7 to 12)</i>	97
<i>Figure 27: Experimental and model comparison for cumulative biogas production (run 13 to 18)</i>	98
<i>Figure 28: Experimental and model comparison for cumulative biogas production (run 19 to 22)</i>	99
<i>Figure 29 : Gas production rate (derivative from essay M-1 to M-5)</i>	100
<i>Figure 30 : Representation of the model</i>	103

<i>Figure 31: Simulation results for the modified ADM1</i>	104
<i>Figure 32: Pilot scale anaerobic digester schematic representation</i>	108
<i>Figure 33: Digesteur pilote</i>	108
<i>Figure 34: Carottes de terre testées</i>	109

Liste des tableaux

<i>Tableau 1 : Les avantages et les inconvénients de la méthanisation par voie sèche</i>	14
<i>Tableau 2: Avantages et inconvénients de la méthanisation des déchets ménagers, d'après (Guendouz, 2008; Bollon, 2012)</i>	24
<i>Tableau 3: City's characteristics</i>	32
<i>Tableau 4: Pollutants used and associated equivalent factor</i>	37
<i>Tableau 5: Energy mix and associated emissions</i>	37
<i>Tableau 6: Analysis results (db: dry basis)</i>	39
<i>Tableau 7: Wastes and energy production</i>	40
<i>Tableau 8: RDF classification</i>	40
<i>Tableau 9: Previous studies wastes repartition per categories</i>	42
<i>Tableau 10: Household wastes composition</i>	43
<i>Tableau 11: Pearson correlation results</i>	44
<i>Tableau 12: HSW composition for each municipality (%)</i>	45
<i>Tableau 13: Emissions per ton of HSW and land use for each scenario</i>	47
<i>Tableau 14: Analytical results for samples*</i>	56
<i>Tableau 15: Experimental design</i>	58
<i>Tableau 16: BMP yield and α coefficient</i>	62
<i>Tableau 17: BMP data from literature</i>	63
<i>Tableau 18: Statistical indicators for each model</i>	69
<i>Tableau 19: Regression coefficients and statistical analysis for the full quartic and the reduce model</i>	70
<i>Tableau 20: Summary of the analysis of variance</i>	72
<i>Tableau 21: Summary of the kinetic models</i>	85
<i>Tableau 22: Estimated models parameters for M-1 to M-11 (part 1)</i>	88
<i>Tableau 23: Estimated models parameters for M-1 to M-11 (part 2)</i>	89
<i>Tableau 24: Estimated models parameters for M-12 to M22 (part 1)</i>	90
<i>Tableau 25: Estimated models parameters for M-12 to M22 (part 2)</i>	91
<i>Tableau 26: Statistical indicators for each model for M-1to M-11 (part 1)</i>	92
<i>Tableau 27: Statistical indicators for each model for M-1to M-11 (part 2)</i>	93
<i>Tableau 28: Statistical indicators for each model for M-12 to M-22 (part 1)</i>	94
<i>Tableau 29: Statistical indicators for each model for M-12 to M-22 (part 2)</i>	95
<i>Tableau 30: Summary of the readily organic matter determination results</i>	95
<i>Tableau 31 : Inert fraction and k_{dis} for each wastes</i>	102
<i>Tableau 32: Petersen Matrix (soluble components) part 1</i>	131
<i>Tableau 33: Petersen Matrix (soluble components) part 2</i>	132
<i>Tableau 34: Matrice de Petersen (composés insolubles) partie 1</i>	133
<i>Tableau 35: Matrice de Petersen (composés insolubles) partie 2</i>	134
<i>Tableau 36 : Kinetic rate</i>	135
<i>Tableau 37: Process inhibition expressions</i>	136

<i>Tableau 38: Model simulation vs benchmark model</i>	138
<i>Tableau 39: Kinetic parameters at mesophilic conditions (Galí et al., 2009)</i>	139
<i>Tableau 40: Stoichiometric parameters (Galí et al., 2009)</i>	140

Introduction Générale

« Le meilleur déchet est celui que l'on ne produit pas » ; cet adage contemporain reflète un problème de société qui ne cesse de s'étendre : la production et la gestion des déchets. Bien que les déchets aient toujours existé, ils sont au fil du temps devenus une source de nuisances. En effet, durant les années 1960 et 1970 la cause écologique s'est affirmée et avec elle une préoccupation croissante pour la protection de l'environnement (Barles, 2014). L'augmentation de la population a eu pour double conséquence la raréfaction du foncier ainsi qu'un accroissement de la production de déchet. De surcroît, la modernisation des modes de vie a eu pour répercussion l'apparition de déchets ne pouvant s'intégrer de manière naturelle au cycle de la matière.

Dans ce contexte, les déchets, leur gestion et les nuisances qui en découlent ont été et sont toujours mis au premier plan des critiques. Dans le monde, plus de 1,3 milliard de tonnes de déchets ménagers sont produites chaque année (Wang et al., 2018). Toutefois, pendant longtemps, séduit par son faible coût et sa simplicité technique le mode de traitement le plus plébiscité par les pays fut également celui le plus gourmand foncièrement : l'enfouissement. Ceux ayant des ressources foncières limitées comme le Japon et Taiwan, se sont progressivement tournés vers l'incinération (Weng et al., 2015). Cependant, bien qu'efficace en termes de réduction du volume de déchets ($\approx 90\%$), cette méthode peine à trouver un écho favorable auprès de la population (Cheng and Hu, 2010).

À l'île de la Réunion, à peine 30% des déchets produits échappent à l'enfouissement qui demeure actuellement le principal exutoire. Avec les hausses prévues de la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) applicable aussi bien à l'enfouissement qu'à l'incinération des déchets, il devient crucial autant du point de vue écologique qu'économique d'adopter une méthode vertueuse de traitement des déchets. C'est dans ce contexte que s'inscrit ce travail de thèse qui tend à valoriser au mieux la partie putrescible des déchets ménagers au travers du procédé de méthanisation intégré dans un schéma global de gestion des déchets.

Présentation de l'étude

La thèse a été réalisée au sein du Laboratoire de Physique et Ingénierie Mathématique pour l'Énergie, l'environnement et le bâtiment (PIMENT) de l'Université de La Réunion. Sa réalisation fût possible grâce au soutien financier de la Région Réunion et du Fonds Européen de Développement Régional (FEDER). Le travail réalisé durant cette thèse a eu pour objectif d'apporter des éléments d'optimisation au procédé de méthanisation des déchets ménagers.

Ces recherches reposent sur un environnement expérimental existant ou ayant été développé au cours de cette thèse, notamment la conception d'un pilote de méthanisation de 16 litres. Ce travail s'est articulé autour de six chapitres :

- Le **chapitre 1** est une synthèse bibliographique présentant les bases scientifiques nécessaires au développement et à la compréhension du travail de thèse. Il s'articule autour de trois parties. Dans un premier temps, le processus de méthanisation sera explicité ainsi que les spécificités liées à la méthanisation sèche. Puis, nous nous intéresserons à la notion de déchet et plus particulièrement à la gestion des déchets ménagers en France. Pour terminer, nous présenterons l'intérêt que représente la méthanisation des déchets ménagers.
- Le **chapitre 2**, rédigé en anglais sous forme d'article, a été soumis et accepté dans le journal « Waste and Biomass Valorization », en 2019. Dans ce chapitre, le contexte de la gestion des déchets à l'île de la Réunion est explicité. Ensuite, la méthode et les résultats d'une étude de caractérisation des déchets ménagers que j'ai menée à l'île de la Réunion sont exposés. Par la suite, les résultats de cette étude sont utilisés pour l'élaboration de scénarios de gestion de traitement des déchets. Enfin, ces scénarios de traitement font l'objet d'une analyse de cycle de vie afin de déterminer leurs impacts environnementaux. Ces scénarios prennent en compte les spécificités liées au caractère insulaire du territoire, telles que le manque de foncier et la difficulté à développer des filières de recyclage.
- Le **chapitre 3** est également rédigé en anglais sous forme d'article. Une partie des résultats a été présentée lors de la conférence « Sustainable Materials Processing and Manufacturing 2019 » (SMPM) puis publiée dans le journal « Procedia Manufacturing ». Dans ce chapitre, la quantité maximale de méthane extractible de la fraction organique des déchets ménagers est déterminée expérimentalement. De surcroît, des tests de co-digestion avec des déchets verts sont effectués suivant un plan de mélange. Des éventuels effets synergétiques ou antagonistiques sont étudiés. Enfin, un modèle prédictif est proposé, en vue de prévoir la production de méthane des déchets ménagers en fonction leur composition.
- Le **chapitre 4** est consacré aux modèles de cinétiques de production de méthane. Dans ce chapitre, plusieurs modèles issus de la littérature sont comparés et éprouvés sur la base du plan d'expérience explicité dans le chapitre 3.

En outre, un modèle empirique développé durant la thèse et construit à partir de ceux issus de la littérature est également testé. L'objectif est ici d'évaluer et de déceler le ou les meilleurs modèles afin d'acquérir des coefficients (hydrolyses, latence) décrivant au mieux la cinétique de production de méthane. Le chapitre est également consacré à la modélisation du procédé de digestion anaérobie par voie sèche.

Les coefficients estimés seront implémentés dans un modèle de type ADM1. L'environnement de modélisation est principalement constitué du logiciel Matlab.

- Le **chapitre 5**, dernier chapitre du manuscrit, présente les conclusions du travail de thèse ainsi que les perspectives qui en découlent.

Les différentes étapes du travail effectué durant la thèse (chapitres 2 à 4) sont représentées de manière schématique par la Figure 1.

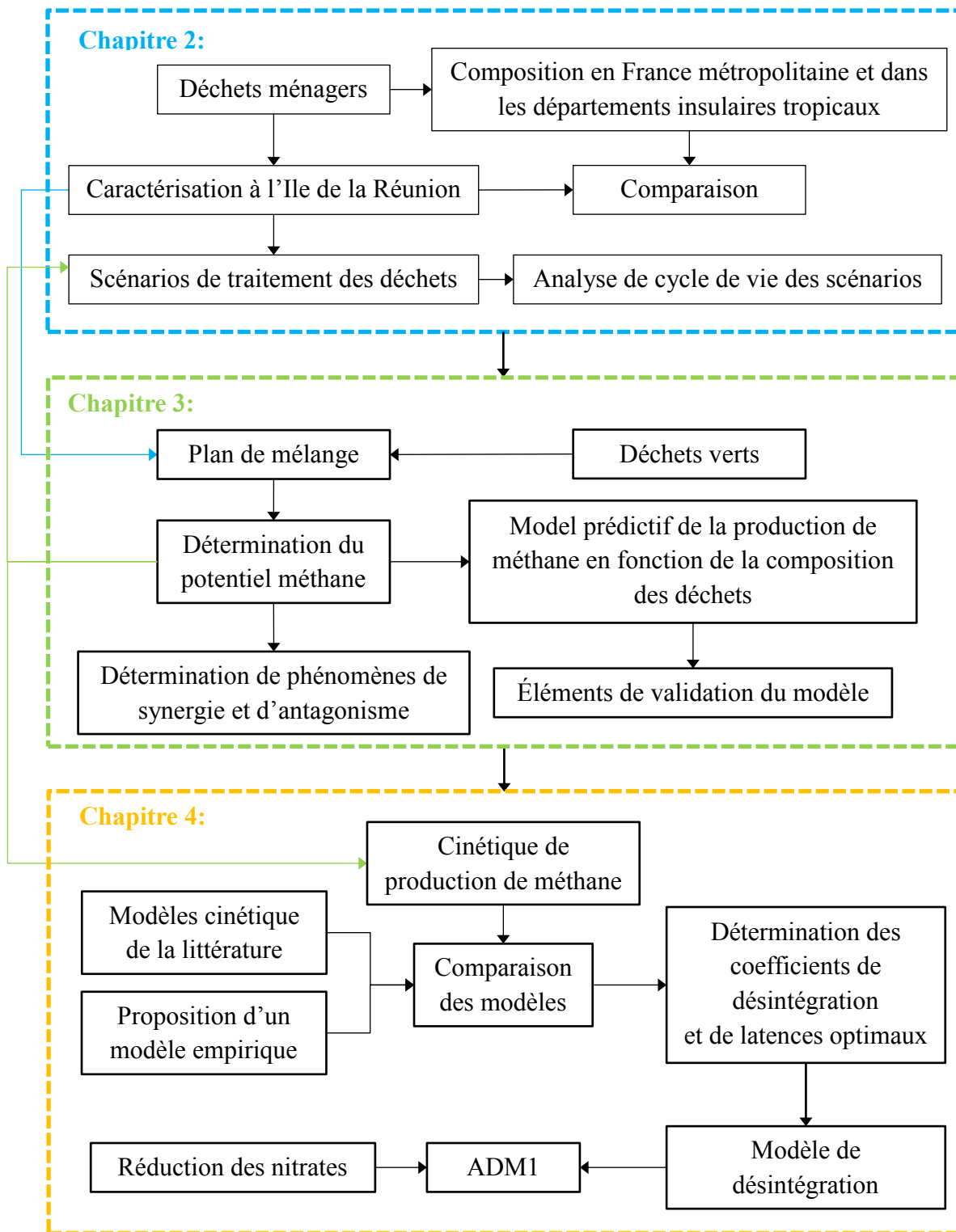


Figure 1: Schématisation du plan de thèse

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique

1. La méthanisation

1.1. Principe général

La méthanisation également appelée digestion anaérobie désigne un processus biologique naturel de dégradation de la matière organique en absence d'oxygène (Moletta and Ansell, 2003; Mata-Alvarez, 2015). Ce processus se produit naturellement dans les marais, les intestins des animaux et des insectes, les rizières ainsi que le fond des lacs (Moletta and Verstraete, 2008). Il est réalisé par un consortium microbien et aboutit à la production d'un gaz communément appelé biogaz ainsi que d'un résidu solide appelé digestat. Le biogaz a une composition variable. Il contient entre 50 à 80% de méthane (CH_4), 30 à 50% de dioxyde carbone (CO_2) ainsi que de la vapeur d'eau (H_2O), du sulfure d'hydrogène (H_2S) et de l'ammoniac (NH_3) sous forme de trace (Bollon, 2012). Le digestat désigne l'effluent issu du processus de méthanisation après production du biogaz (Al Seadi et al., 2013). Il est riche en matière organique et minéraux (Peng et al., 2018). Comme illustré sur la Figure 2, le processus de digestion anaérobie comporte quatre étapes biochimiques :

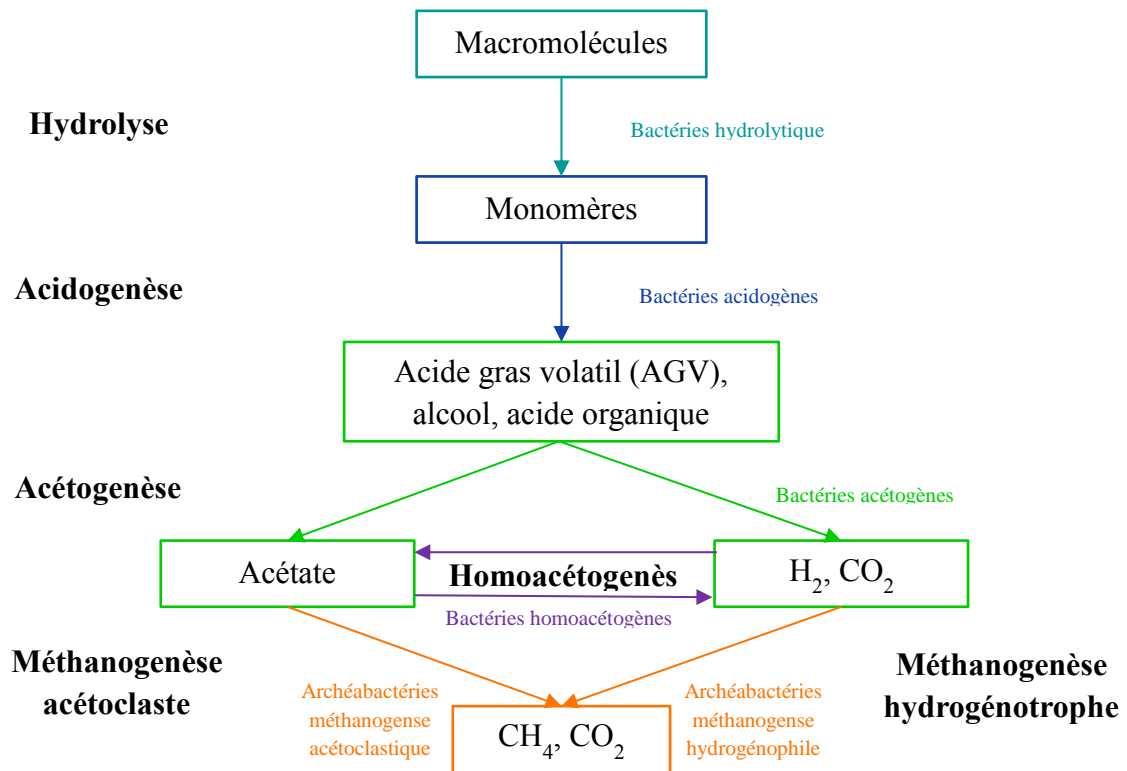
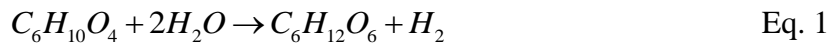


Figure 2: Flux métabolique de la digestion anaérobie (Moletta and Ansell, 2003)

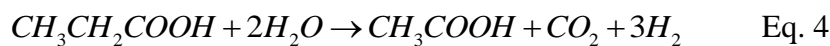
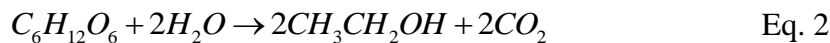
1.1.2. L'hydrolyse

L'hydrolyse est la première étape du processus de méthanisation. Elle est réalisée par des bactéries hydrolytiques dans un milieu pouvant contenir de l'oxygène (anaérobie facultative). Durant cette étape les molécules organiques de grandes dimensions appelées macromolécules ou polymères (acides nucléiques, lipides, polysaccharides et protéines) sont hydrolysées en molécules de plus petite dimension appelées monomères (bases azotées, monosaccharides, acides gras et acides aminés) et oligomères (Mata-Alvarez, 2015; Matheri et al., 2018). Cette étape est réalisée par les enzymes (amylases, cellulases, lipases et protéases) sécrétées par des microorganismes hydrolytiques. La vitesse de dégradation des polymères dépend de leur nature, ainsi les polysaccharides seront les premières à être hydrolysées suivies des protéines et des lipides (Christ et al., 2000). L'hydrolyse est considérée comme l'étape limitante de la méthanisation notamment pour les substrats riches en lignine ainsi que les déchets ménagers (Nopharatana et al., 2007; Zhang et al., 2007; Batstone et al., 2009; Wyman et al., 2018). Le mélange de matière organique présent dans le milieu réactionnel peut être représenté de manière simplifiée par la formule chimique $C_6H_{10}O_4$. Ainsi la réaction d'hydrolyse peut être écrite de la manière suivante (Kothari et al., 2014) :



1.1.3. L'acidogénèse

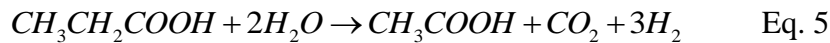
L'acidogénèse est la seconde étape du processus de méthanisation. Elle est réalisée par des bactéries acidogènes en anaérobie facultative. Durant cette étape les monomères produits lors de l'étape d'hydrolyse sont transformés en acide gras volatil (acides acétique, propionique, butyrique et valérique) ainsi qu'en acétate, alcool, ammoniac, dihydrogène (H_2) et dioxyde de carbone (CO_2) (Moletta and Ansell, 2003; Mata-Alvarez, 2015). Les réactions chimiques mises en jeu et représentant la production d'acide gras peuvent être écrites de la manière suivante (Kothari et al., 2014) :



1.1.4. L'acétogénèse

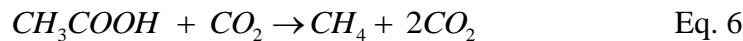
L'acétogénèse est la troisième étape du processus de méthanisation. Durant cette étape, les produits de l'acidogénèse sont transformés en acétate. Cette étape fait intervenir deux groupes de bactéries en anaérobie stricte.

Le premier groupe de bactéries acétogènes est producteur obligé d'hydrogène (OPHA: Obligate Hydrogen Producing Acetogens). Ces bactéries vont transformer les acides gras volatils (AGV) et alcools en acétate (CH_3COO^-), H_2 et CO_2 . Cependant, une abondance d' H_2 dans le milieu aura pour effet d'inhiber la dégradation des AGV en acétate. Il est donc nécessaire de diminuer la pression partielle d' H_2 dans le milieu. Le second groupe de bactéries est dit homoacétogène. Ces bactéries produisent de l'acétate à partir de l' H_2 et du CO_2 . En consommant l' H_2 présent dans le milieu, elle participe indirectement à la bonne dégradation des AGV par les bactéries OPHA. Une symbiose bactérienne est donc obligatoire au bon déroulement de cette étape (Mata-Alvarez, 2015). La réaction chimique d'acétogénèse peut s'écrire comme suit (Kothari et al., 2014) :

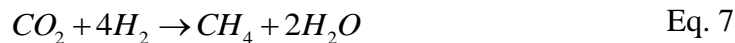


1.1.5. La méthanogénèse

La méthanogénèse est la dernière étape du processus de méthanisation. Durant cette étape les produits de l'acétogénèse sont transformés en méthane suivant deux voies métaboliques, la méthanogénèse acétoclaste et la méthanogénèse hydrogénotrophe (Moletta and Ansell, 2003). La méthanogénèse acétotrophe est assurée par les bactéries acétoclastes. Elle consiste en la transformation de l'acide acétique en méthane et dioxyde de carbone. Elle est responsable de 70% du méthane produit (Gujer and Zehnder, 1983; Mata-Alvarez, 2015). La réaction chimique de méthanogénèse acétotrophe peut s'écrire de la manière suivante (Kothari et al., 2014) :



La méthanogénèse hydrogénotrophe est assurée par les bactéries hydrogénophiles. Elle consiste en la transformation du dioxyde de carbone et de l'hydrogène en méthane et en eau. Elle est responsable de 30% du méthane produit (Gujer and Zehnder, 1983; Mata-Alvarez, 2015). La réaction chimique de méthanogénèse hydrogénotrophe peut s'écrire comme suit (Kothari et al., 2014) :



1.2. Les paramètres influençant la digestion anaérobie

Le processus de méthanisation faisant intervenir un consortium microbien, les conditions physico-chimiques se doivent d'être compatibles avec celles du vivant (Moletta and Verstraete, 2008). De nombreux paramètres physico-chimiques tel que la température, le potentiel hydrogène (pH), le potentiel d'oxydoréduction ainsi que le rapport carbone/azote (C/N) influencent les performances du processus de méthanisation (D. Zupančič and Grilc, 2012; Kothari et al., 2014).

1.2.1. La température

La température a un rôle prépondérant dans le bon déroulement du processus de méthanisation, car elle influence les performances du processus de digestion anaérobie. La température doit idéalement être stable pour une production de gaz optimale (Kothari et al., 2014). Il existe trois plages de température distincte compatible avec la méthanisation (Wellinger, 1999; Mata-Alvarez, 2015):

- Psychrophile (ou cryophile): la température se situe entre 10° et 20°C
- Mésophile: la température se situe entre 20° et 45°C avec un optimum à 35°C
- Thermophile: la température se situe entre 50° et 65°C avec un optimum à 55°C

Durant les années 1980, les digesteurs en régime psychrophile étaient très populaires. Le biogaz était alors utilisé pour le chauffage. À cette époque, la digestion anaérobie effectuée à 23°C était plus compétitive en terme de production de chaleur qu'une digestion anaérobie en régime mésophile (Wellinger, 1999; Kothari et al., 2014; Matheri et al., 2018). Cependant, en 1990 le prix payé pour la production d'électricité à partir d'énergies renouvelables a augmenté. En Europe, beaucoup d'installations de production de biogaz ont été équipées de centrales de cogénération. Comme elles produisent un excès de chaleur pendant la majeure partie de l'année, la majorité des digesteurs anaérobies ont été exploités à des températures mésophiles (Wellinger, 1999). Actuellement, la méthanisation en régime mésophile est la plus populaire (Kothari et al., 2014; Matheri et al., 2018). Toutefois, la méthanisation en régime thermophile est employée dans la majeure partie des co-digesteurs industriels (Kothari et al., 2014). Elle est considérée comme la moins stable et l'apport énergétique est beaucoup plus élevé (Matheri et al., 2018). En revanche, elle permet une hygiénisation du substrat (Wellinger, 1999) et nécessite un temps de rétention plus court (Kothari et al., 2014).

1.2.2. Le potentiel hydrogène

Le potentiel hydrogène (pH) désigne la mesure de la concentration en acide d'un milieu aqueux. Un pH très faible (pH<4) ou trop élevé (pH>9) aurait pour conséquence d'inhiber la production de méthane (Cresson, 2006). De nombreuses études ont été effectuées en vue de déterminer le pH optimal pour chaque étape de la méthanisation. Les étapes d'hydrolyse et d'acidogénèse nécessitent un pH optimal se situant entre 5,5 et 6,5 (Kothari et al., 2014). L'étape d'acétogénèse nécessite un pH optimal se situant entre 6,8 et 7,5 (Delfosse, 2011). Les bactéries méthanogènes sont sensibles aux accumulations d'acide ainsi la méthanogénèse trouve son pH optimal entre 6,5 et 7,5 (Kothari et al., 2014).

1.2.3. Le rapport C/N

La croissance des bactéries ainsi que la production de biogaz sont directement liées aux substrats entrant dans le digesteur.

Le rapport C/N représente la quantité de carbone et d'azote présents dans le substrat organique, par conséquent il est un paramètre clé du processus de méthanisation. Ce dernier requiert un rapport C/N compris entre 20 et 30. Cependant, le rapport C/N optimal est fonction du type de matière première utilisé (Kothari et al., 2014; Zhang et al., 2014). Un rapport C/N trop élevé indique une consommation trop rapide d'azote qui a pour conséquence une faible production de biogaz. Un rapport C/N trop faible indique une accumulation d'ammoniac dans le milieu ce qui peut s'avérer toxique pour les bactéries méthanogènes.

1.3. Les facteurs d'inhibitions

Les facteurs d'inhibitions sont des espèces chimiques qui à concentration élevée au sein du milieu réactionnel peuvent diminuer la production de méthane voire stopper le processus de méthanisation. Il existe de nombreux facteurs d'inhibition au processus de méthanisation tels que l'azote (ammoniac et ammonium), les acides gras volatils (AGV), les composés sulfurés et les métaux lourds (Chen et al., 2008).

1.3.1. L'azote

L'azote organique présent au sein d'un digesteur est issu de la décomposition des protéines et de l'urée. Bien que primordial au bon développement du consortium bactérien, à concentration élevée il a un effet inhibiteur sur le processus de méthanisation lorsqu'il est sous forme d'ammoniac (NH_3) et d'ammonium (NH_4^+). Le phénomène d'inhibition s'amorce quand la concentration d'ammonium dans le milieu réactionnel est $\text{NH}_4^+ > 1500 \text{ mg/L}$ et ou $\text{NH}_3 > 80 \text{ mg/L}$ (Deublein and Steinhauser, 2008).

1.3.2. Les acides gras volatils

Les AGV sont produits lors de l'étape d'acidogénèse et sont consommés lors de l'acétogénèse. Dès lors que la vitesse de production d'AGV est supérieure à leur vitesse de consommation il y a accumulation d'AGV dans le milieu réactionnel. Ce phénomène se produit lorsqu'il y a une surcharge organique dans le milieu réactionnel (Pullammanappallil et al., 2001). Cette accumulation a pour effet d'augmenter le pH. Les bactéries étant sensibles aux variations de pH, cela induira une diminution de la production de méthane.

1.3.3. Les composés sulfurés

Les composés sulfurés sont majoritairement présents dans les eaux industrielles usées. Elles sont présentes sous forme de sulfate (SO_4^{2-}) et de sulfures (S^{2-} , H_2S). Au sein du digesteur, le sulfate est réduit en sulfures par des bactéries sulfato-réductrices (BSR).

Ces dernières en consommant le substrat du milieu réactionnel, vont entrer en compétition avec les bactéries méthanogènes engendrant une diminution de la production de méthane.

En outre, les sulfures sont toxiques pour le consortium bactérien responsable des étapes de la méthanisation (Chen et al., 2008; Deublein and Steinhauser, 2008).

1.3.4. Les métaux lourds

Les métaux lourds tel que le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le nickel (Ni) ainsi que le chrome (Cr), lorsqu'ils sont présents à de faibles concentrations, agissent comme oligo-éléments en stimulant l'activité des bactéries. Ils jouent un rôle important dans la synthèse des enzymes ainsi que le maintien de l'activité enzymatique (Zhang et al., 2014). Toutefois, les métaux lourds ne sont pas biodégradables et peuvent s'accumuler dans le milieu réactionnel jusqu'à engendrer une inhibition du processus de digestion anaérobie (Deublein and Steinhauser, 2008; Zhang et al., 2014). En effet, ils peuvent perturber l'activité enzymatique (Chen et al., 2008).

1.4. Les produits de la digestion anaérobie

1.4.1. Le méthane

Le méthane (CH₄) présent dans le biogaz est le principal produit de la digestion anaérobie. Il est considéré comme une source d'énergie renouvelable et peut être valorisé de diverse manière (Abudi et al., 2016). Une fois le méthane brûlé, la chaleur générée peut servir à la production d'eau chaude ou de vapeur. La valorisation thermique est généralement effectuée à proximité du site de production notamment pour des usages internes tels que maintenir le digesteur à la température de fonctionnement choisie ou encore sécher le digestat. Le méthane peut également être utilisé en vue de produire de l'électricité par le biais d'un moteur à gaz ou d'une turbine. L'électricité produite est d'ordinaire revendue et exportée sur le réseau public. Une fois comprimé, il peut être exploité comme source de carburant automobile (Thi et al., 2016). Il est également possible de transformer le méthane en méthanol (Fox, 1993) en vue de l'utiliser comme carburant. Enfin, il peut être utilisé en tant que gaz de ville. Toutefois cette dernière option nécessite l'existence d'un réseau de distribution.

1.4.2. Le digestat

Le digestat est le second produit de la digestion anaérobie. Sa composition et sa qualité dépendent de la celle de la matière première utilisée en digestion anaérobie (Al Seadi et al., 2013). La Figure 3 présente les différentes options de traitement et de valorisation du digestat et a été modifiée à partir des travaux de (Al Seadi et al., 2013) avec l'ajout de la phase de caractérisation.

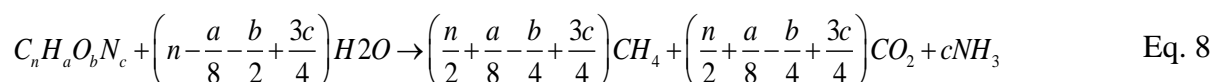
Cette première phase ayant pour objectif de s'assurer de la composition du digestat. Ensuite, le digestat peut être compacté ou centrifugé, afin de séparer les phases liquides et solides. Ces deux phases possèdent des qualités agronomiques intéressantes.

- Le digestat liquide est riche en éléments fertilisants tels que l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) ce qui en fait un amendement de choix pour les cultures. Il est possible d'augmenter sa concentration en éléments fertilisants en faisant évaporer une partie de l'eau contenue dans le digestat. Il est également possible de diminuer la teneur en azote ammoniac par stripping. Dans le cas où le digestat n'est pas destiné à l'épandage ou la vente, il est nécessaire de le traiter (ultrafiltration, osmose inverse, traitement biologique) avant tout rejet dans le milieu naturel,
- Le digestat solide est quant à lui riche en éléments organiques ce qui permet le développement de l'activité microbienne ainsi que les microorganismes du sol (mycélium). Il est assimilable à un amendement de fond. Le digestat solide peut être soit séché soit composté. Les objectifs sont de déshydrater et stabiliser la matière organique. De surcroît, la montée en température permettra d'hygiéniser le digestat. La perte de masse engendrée par la déshydratation va permettre de réduire les coûts de transport et d'épandage.

En France, en cas d'épandage du digestat, ses caractéristiques doivent correspondre à la législation en vigueur, notamment NF U 44-051 (amendements organiques) et NF U 44-095 (amendements organiques et composts issus du traitement des eaux).

1.5. Le potentiel méthane

Le potentiel méthanogène aussi appelé BMP (Biochemical Methane Production) représente la quantité de méthane maximal produite par la dégradation de la matière organique d'un substrat par un consortium bactérien dans des conditions optimales (Browne and Murphy, 2013). C'est une information essentielle au dimensionnement d'une unité de méthanisation. Il est possible de déterminer le potentiel méthanogène de manière théorique pour les substrats composés de carbone, d'oxygène, d'hydrogène et d'azote en utilisant l'équation de Buswell développé par Simons et Buswell en en 1933 (Lesteur et al., 2010). Cette équation qui s'écrit comme suit :



Il est aussi possible de déterminer le potentiel méthanogène de manière expérimentale et plusieurs protocoles existent (Angelidaki et al., 2009).

Un système automatique de mesure appelé AMPTS (Automatic Methane Potential Test System) a été développé par BioProcess Control. Il permet de suivre en continu la production de méthane dans des conditions optimales. La société Ondalys en collaboration avec l'INRA de Narbonne ont développé la méthode Flash BMP.

Cette méthode est rapide, non destructive et adaptée aux substrats complexes. Elle utilise la spectroscopie infrarouge dans un domaine spectral de 1000 à 2500 nm afin de déterminer la composition d'un substrat pour ensuite en déduire le potentiel méthanogène (Lesteur et al., 2010).

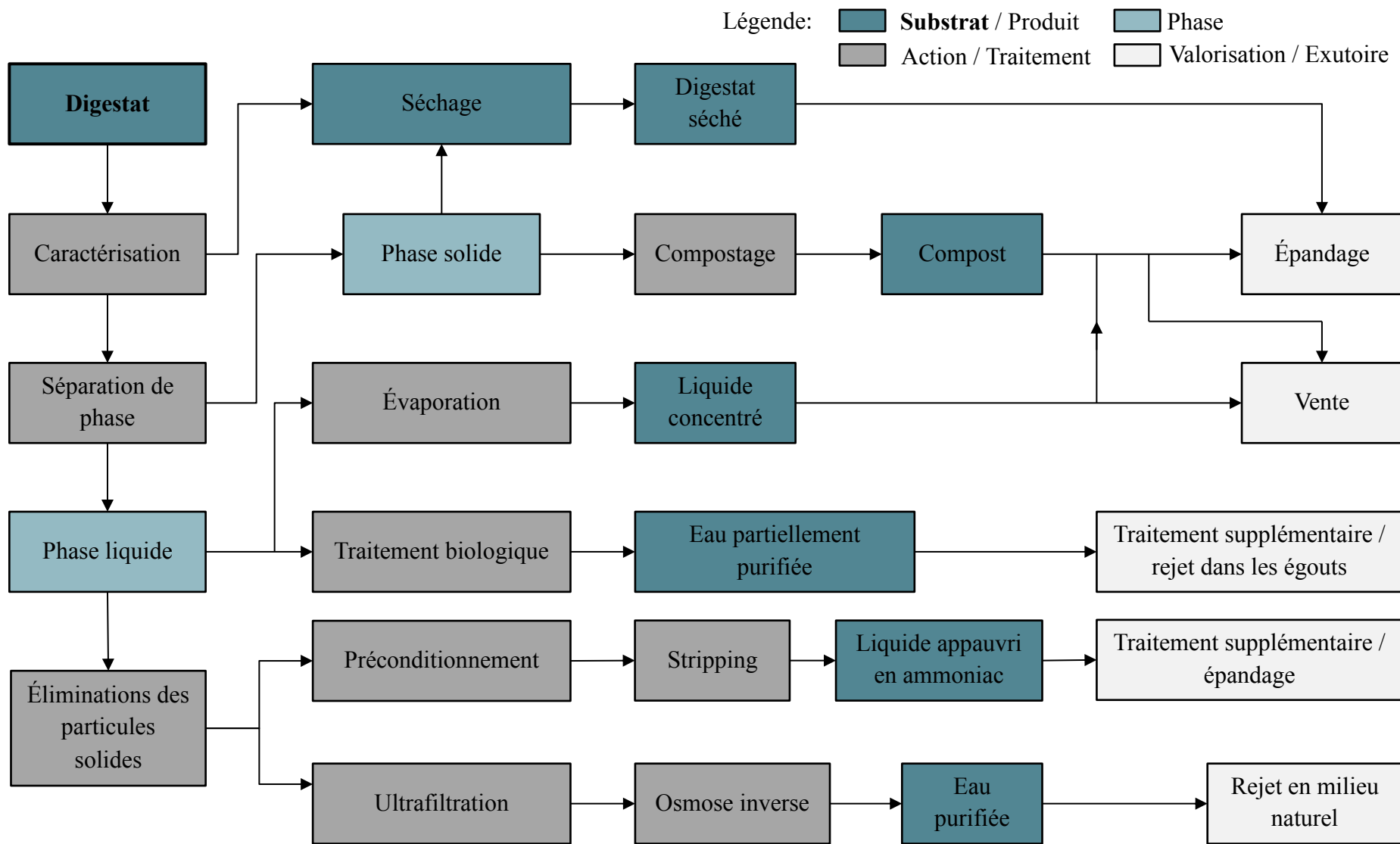


Figure 3 : Les différentes options de traitement et de valorisation du digestat issu de la méthanisation (modifié à partir de Al Seadi et al., 2013).

Tableau 1 : Les avantages et les inconvénients de la méthanisation par voie sèche

Critère	Avantages	Référence	Inconvénients	Référence
Technique	- Taille réduite	(Guendouz et al., 2010; D. Zupančič and Grilc, 2012)	- Difficultés d'agitation	(Deublein and Steinhauser, 2008; Bollon, 2012)
	- Pas de séparation de phase	(Bollon, 2012)	- Prétraitement et post-traitements plus complexes	(Angelonidi and Smith, 2015)
	- Temps de rétention plus court	(Angelonidi and Smith, 2015)	- Procédé plus lent dû à un transfert de masse moins important	(Fernández-Rodríguez et al., 2013)
	- Pas de moussage	(Deublein and Steinhauser, 2008)	- Tri manuel des substrats non fermentescibles, discutable du point de vue hygiène. Nécessité de dispositifs spéciaux.	(Deublein and Steinhauser, 2008)
Biologique	- Inhibition par l'ammoniac peut être moins important	(D. Zupančič and Grilc, 2012)	- Substrat hétérogène	(Bollon, 2012)
	- Charge organique applicable plus importante	(Guendouz et al., 2010; Jha et al., 2013)	- Problème d'inhibition et d'accumulation de composé toxique	(Guendouz et al., 2010; Fernández-Rodríguez et al., 2013)
Économique et environnemental	- Faible apport en eau	(Angelonidi and Smith, 2015; Jha et al., 2013)	- Besoin d'équipements robustes (pompe) et onéreux	(Bollon, 2012; Fernández-Rodríguez et al., 2013)
	- Digestat plus simple à transporter et vendre	(Ahn et al., 2010; Angelonidi and Smith, 2015)	- Prétraitement énergivore	(Deublein and Steinhauser, 2008)

1.6. Méthanisation par voie sèche

La méthanisation par voie sèche se déroule selon les mêmes étapes décrites par la Figure 2. Néanmoins, elle se distingue de la méthanisation dite liquide par un taux plus élevé en matière sèche au sein du milieu réactionnel. En effet, en méthanisation par voie sèche le taux de matière sèche se situe entre 15 et 40% alors que pour la méthanisation dite liquide ce taux se situe entre 10 et 15% (Kothari et al., 2014). La méthanisation par voie sèche est applicable à un grand nombre de substrats organiques. Parmi eux on compte les déchets ménagers, les déchets verts, les lisiers (bovin, brebis, cheval, porc, poule), herbe et maïs d'ensilage, et les drèches de brasserie (D. Zupančič and Grilc, 2012). Comparé à la méthanisation liquide, la méthanisation sèche offre de nombreux avantages mais a également des inconvénients du point de vue technique, biologique, économique et environnemental. Ils sont présentés dans le Tableau 1.

2. Les déchets ménagers

2.1. Définitions

Selon l'article L541-1 du code de l'environnement, un déchet désigne tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien, meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon. Le déchet ménager désigne quant à lui tout déchet, dangereux ou non dangereux, dont le producteur est un ménage (article R541-8 du code de l'environnement). En France, les déchets ménagers sont communément classés selon trois grands types : les ordures ménagères résiduelles (OMR), les déchets de la collecte séparée et les déchets ménagers spéciaux. Les OMR désigne les déchets ménagers collectés en mélange. Contrairement aux OMR, les déchets de la collecte séparée désigne un flux de déchets conservé séparément en fonction de son type et de sa nature afin de faciliter un traitement spécifique (recyclage). Les déchets ménagers spéciaux désignent les déchets potentiellement dangereux pour l'Homme et/ou l'environnement, générés par les ménages.

2.2. Gestion des déchets ménagers en France

La gestion des déchets comprend la collecte, le transport, le traitement, la réutilisation, le négoce et l'élimination des déchets. Elle est régie par la Directive 2008/98/EC ainsi que la Directive 1999/31/EC. Ces dernières imposent une hiérarchie dans le choix de la gestion des déchets. Ainsi, il faut privilégier la prévention, le recyclage, la récupération d'énergie et le compostage et en dernier lieu avoir recours à l'enfouissement. En France, 37,7 millions de tonnes de déchets ménagers et assimilés sont produits par an et leur gestion incombe aux collectivités (ADEME, 2016).

Comme l'illustre la Figure 4 (ADEME, 2016), en France, les principales filières de traitement des déchets ménagers sont le stockage par enfouissement en installations de stockage de déchet non dangereux (ISDND), l'incinération avec ou sans valorisation énergétique, la valorisation matière (tri et recyclage), la valorisation organique (traitements biologiques tels que le compostage et la méthanisation). En 2014, l'énergie produite à partir du traitement des déchets était de 17 406 GWh. Le procédé d'incinération a contribué à la production de 13 595 GWh, les unités de méthanisation 2 304 GWh et les ISDND 1 777 GWh. Le procédé de gazéification peut également être utilisé comme traitement des déchets, mais est peu répandu en France.

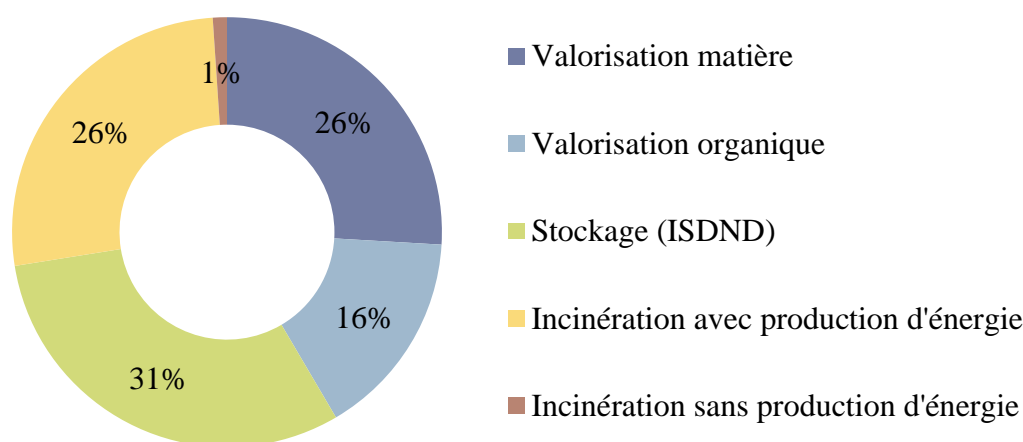


Figure 4 : Destination des déchets ménagers

2.2.1. L'enfouissement

En France et dans le monde, la méthode de traitement des déchets la plus répandue est l'enfouissement. Les déchets sont enfouis dans des installations de stockage de déchet non dangereux (ISDND). La France en compte 221, dont 14 réparties dans les DOM-TOM et la Corse. Il s'agit d'une méthode simple et peu coûteuse, mais qui génère des désagréments (Weng et al., 2015) :

- Mauvaises odeurs
- Création de lixiviat
- Risque d'envol des déchets
- Nécessite beaucoup de fonciers

Généralement les déchets ménagers sont acheminés vers l'ISDND en camion et sont pesés et contrôlés à l'entrée.

Puis les déchets sont envoyés dans une alvéole pour y être compactés, comme montré sur la Figure 5. Lors de leur dégradation, ces déchets vont générer du biogaz qui sera capté par des puits de captage et sera soit valorisé énergétiquement soit brûlé par des torchères. Ils vont également générer du lixiviat, notamment par la percolation de l'eau de pluie au travers du massif de déchets. Le lixiviat est riche en matières organiques et en polluants. Sa qualité et notamment la valeur de sa demande biologique en oxygène notamment (DBO) dépend de la fraction organique des déchets ménagers (Bandara et al., 2007). Au regard de son caractère polluant, il ne peut pas être rejeté directement dans le milieu naturel. Il est nécessaire de le drainer et de traiter. Afin de garantir l'étanchéité des casiers (un ensemble de plusieurs alvéoles) celles-ci sont tapissées d'une géomembrane étanche appelée barrière active. De plus, le sol directement en contact avec les casiers est compacté sur une épaisseur de 1 mètre en vue d'obtenir un coefficient de perméabilité $\leq 10^{-9}$ m/s. Enfin, le terrain est rendu imperméable (mise en place d'argile bentonitique) sur 5 mètres pour garantir un coefficient de perméabilité $\leq 10^{-6}$ m/s. Ces deux couches de terrains constituent une barrière passive. Lorsqu'une alvéole est remplie, elle est refermée et la partie supérieure est végétalisée. Elle restera sous surveillance pour une durée minimale de 30 ans.

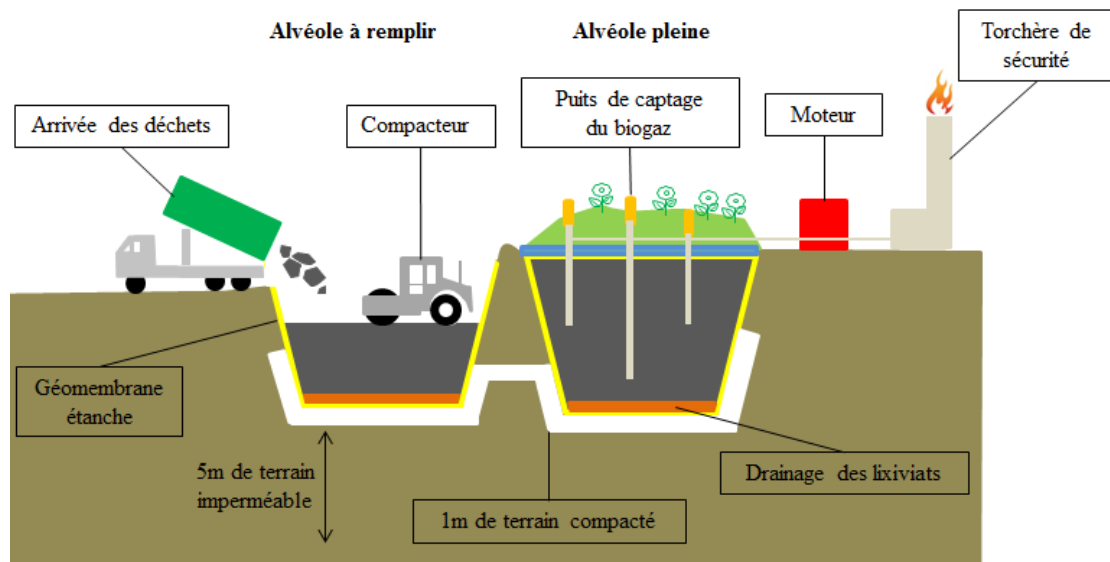


Figure 5: Descriptif d'un ISDND

(adapté à partir de <https://www.valorizon.com/nos-actions/nos-installations/>)

2.2.2. L'incinération

L'incinération est le deuxième mode de traitement des déchets après l'enfouissement. Cette méthode consiste à détruire les déchets en les brûlant. Lorsque la chaleur générée est récupérée, on parle d'incinération avec récupération d'énergie. La chaleur dégagée servira à produire de la vapeur sous pression qui sera ensuite détendue dans un turboalternateur dans le but de produire de l'électricité. Lorsque cela est possible, elle est utilisée pour alimenter un réseau de chaleur urbain ou des industriels avoisinants.

Le statut d'opération de valorisation énergétique n'est accordé qu'aux incinérateurs atteignant une performance énergétique minimale.

La France dispose actuellement d'un parc de 120 installations d'incinération de déchets ménagers. Parmi ces installations 117 sont en capacité de produire de l'énergie (Figure 6) dont une située en Martinique. L'incinération est une méthode de traitement offrant de nombreux avantages (McKay, 2002; Cheng and Hu, 2010) :

- Réduction du volume de déchet immédiat et ne dépend pas de longs temps de réaction de décomposition biologique,
- Les installations d'incinération peuvent être construites au proche des points de collecte de déchets,
- En utilisant la technologie de récupération de chaleur, le coût de l'opération peut être compensé par les ventes d'énergie,
- Contrôle possible des rejets dans l'air pour répondre aux exigences environnementales prévues par la loi.

Néanmoins, elle possède également des inconvénients (McKay, 2002; Cheng and Hu, 2010) :

- Certains déchets en raison de leur nature ne devraient pas être incinérés, car ils sont recyclables, incombustibles ou encore peuvent engendrer des émissions nocives,
- La présence de chlore dans les déchets peut entraîner des émissions dioxines et furannes, des composés hautement toxiques,
- Le contrôle des émissions de métaux lourds peut s'avérer difficile pour les déchets en contenant,
- Les incinérateurs exigent des coûts d'investissement et d'exploitation élevés et des opérateurs formés,
- L'utilisation de carburants d'appoint peut s'avérer nécessaire pour atteindre les températures de combustion,
- Peut décourager le recyclage et la réduction des déchets ;

Généralement, les déchets ménagers sont acheminés vers l'incinérateur en camion et sont pesés et contrôlés à l'entrée. Puis, comme illustré par la Figure 7, ils seront stockés avant d'être incinérés. L'incinération faisant l'objet d'une surveillance et d'un encadrement par la réglementation, les fumées se doivent d'être traitées avant tout rejet dans l'atmosphère. De même, les résidus tels que les mâchefers et les résidus d'épuration des fumées d'incinération des ordures ménagères (REFIOM) doivent être traités de manière spécifique (stabilisation, vitrification).

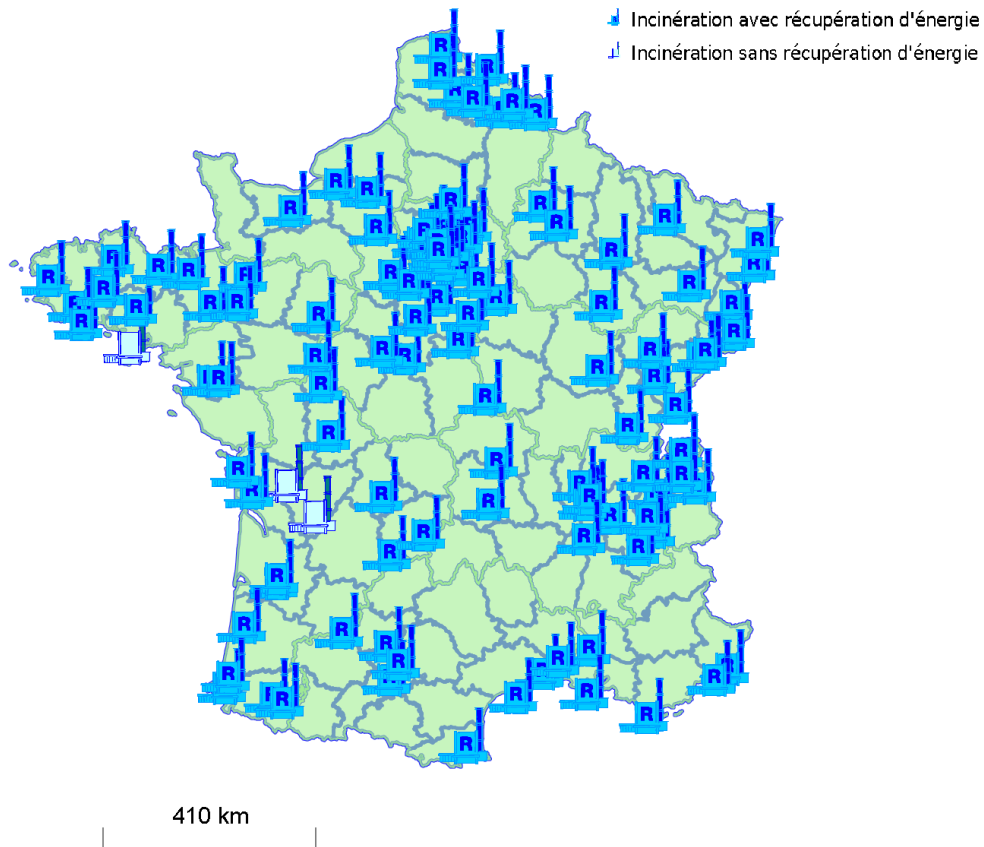


Figure 6: Répartition des unités d'incinérateurs de déchets ménagers en France (<https://carto.sinoe.org/carto>)

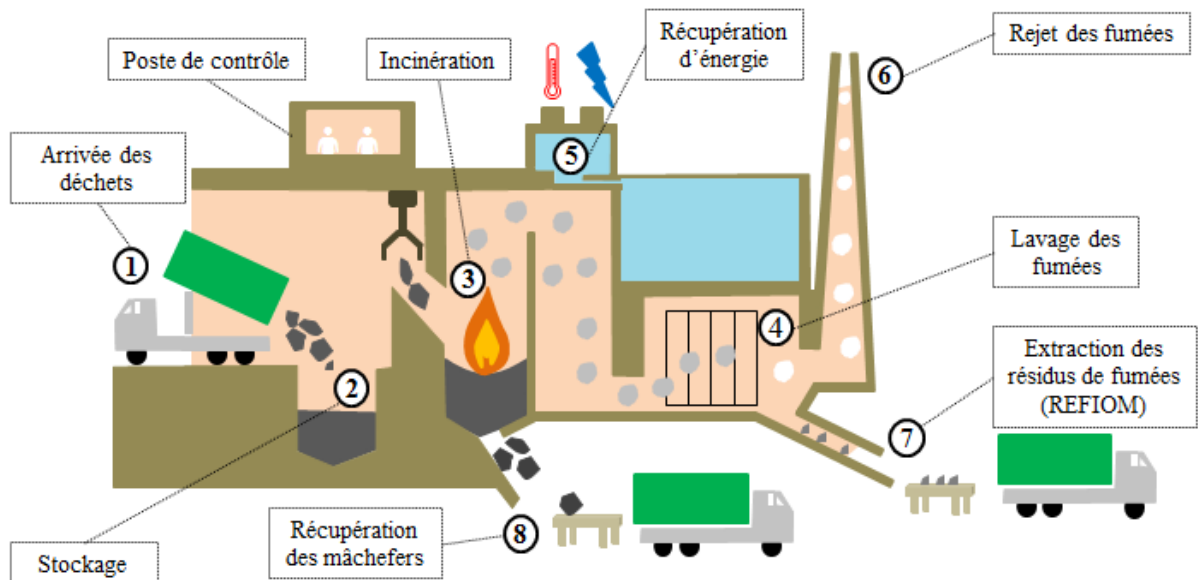


Figure 7: Descriptif d'une usine d'incinération des déchets ménagers

(adapté à partir de <http://www.symeed29.finistere.fr/Gestion-des-dechets/Les-Unites-de-Valorisation-Energetique-des-Dechets>)

2.2.3. La gazéification

La gazéification est un procédé thermo-chimique permettant la conversion d'un combustible solide ou liquide (bois, déchets) en un combustible gazeux, et ce via l'injection en quantité réduite et contrôlée d'un agent oxydant (O_2 , air, CO_2 , vapeur d'eau) (Belgiorno, 2003). Les principales réactions et produits de la gazéification sont illustrés par la Figure 8. Ce procédé comporte quatre étapes :

- Une première phase de séchage qui peut être intégrée ou non au processus de gazéification,
- Une seconde phase de pyrolyse, durant laquelle le substrat séché sera décomposé par la chaleur en absence d'agent oxydant (O_2). Cette étape permettra la production de gaz de pyrolyse (CO , CH_4 , H_2 , CO_2 et N_2) et de goudron,
- Une troisième phase de combustion, durant laquelle les produits de la pyrolyse seront brûlés en présence d'un agent oxydant (O_2). Cette étape permettra la production de CO_2 , de vapeur d'eau phase ainsi que d'énergie sous forme de chaleur. Cette dernière peut être utilisée par la suite par les procédés de séchage, combustion et gazéification,
- Une quatrième phase de gazéification, durant laquelle les produits des phases précédentes (composés carbonés, H_2O) seront convertis en un gaz appelé gaz de synthèse, riche en CO et H_2 .

La gazéification est disponible comme procédé de traitement des déchets depuis près de 40 ans, mais n'a jamais atteint sa maturité.

Néanmoins, il n'existe pour le moment pas de retour d'expérience suffisant sur les bilans annuels matière et énergie d'unité industrielle de gazéification de déchets hétérogènes (Sandra, 2019).

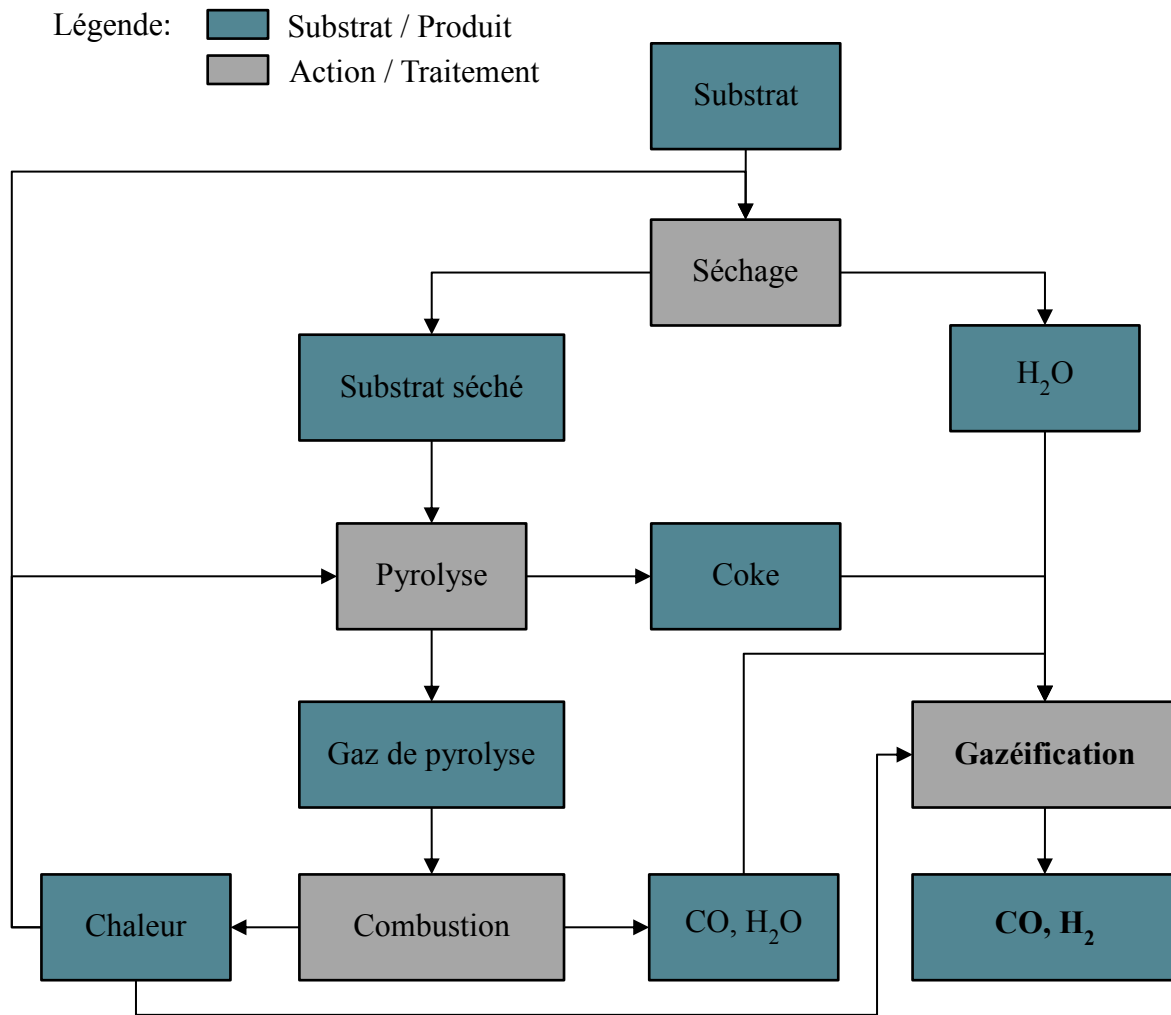


Figure 8: Procédé de gazéification

2.2.4. La méthanisation des déchets ménagers

La méthanisation des déchets ménagers est applicable uniquement à la partie biodégradable des déchets ménagers et fonctionne selon le même procédé décrit par la Figure 2. En France, la première unité de méthanisation par voie sèche des déchets ménagers fut inaugurée en 1988 à Amiens, et traitait l'ensemble du gisement de déchets ménagers de la ville, soit 55 000 tonnes par an (Bollon, 2012).

La méthanisation des déchets ménagers reste actuellement moins développé que l'incinération. En effet, le parc d'unité de méthanisation des déchets ménagers ne comprend que 15 unités dont une située en Martinique. De surcroît, nous pouvons constater qu'ils sont inégalement répartis sur le territoire (Figure 9).

La méthanisation des déchets ménagers présente de nombreux avantages et inconvénients du point de vue environnemental, énergétique, économique et applicatif. Ils sont résumés dans le Tableau 2 qui est issu des travaux de (Guendouz, 2008; Bollon, 2012).

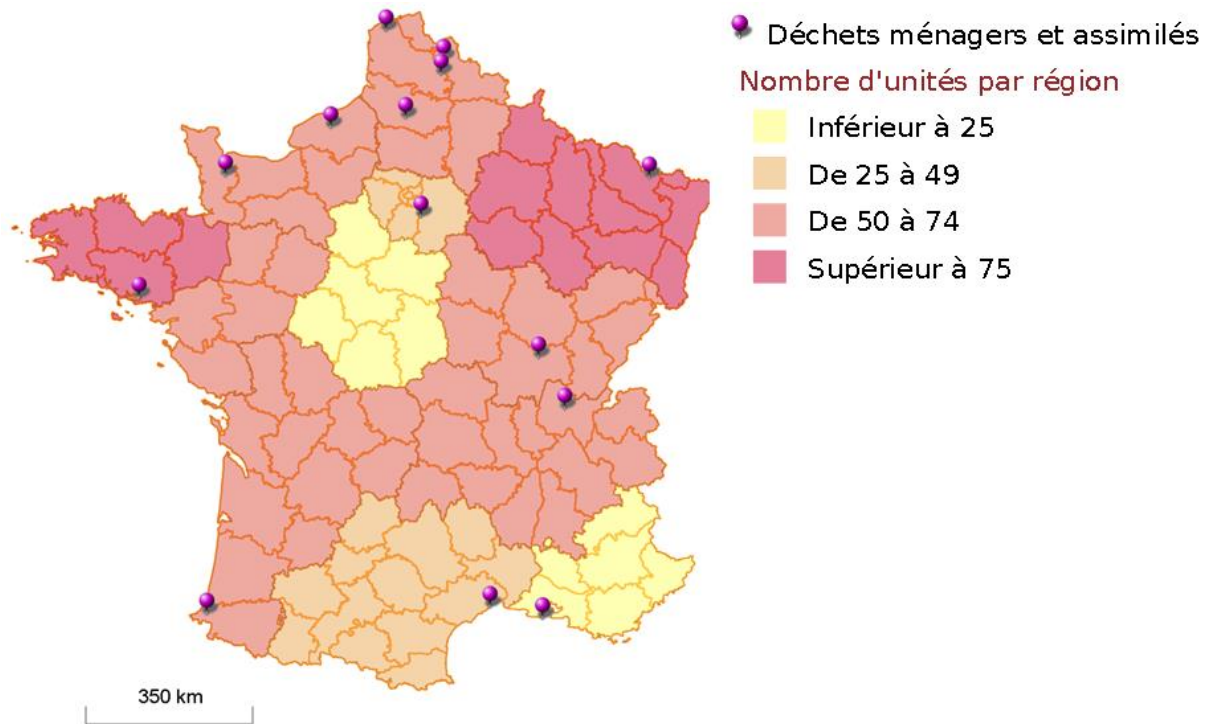


Figure 9: Répartition des unités de méthanisation des déchets ménagers en France
(<https://carto.sinoe.org/carto/methanisation/flash/>)

2.3. La gestion des déchets ménagers en milieu insulaire français

La question de la gestion des déchets pour les territoires insulaires soulève des enjeux environnementaux et économiques majeurs. La législation relative à la gestion des déchets est parfois inadaptée aux spécificités que l'on peut retrouver dans les territoires tels que les départements et collectivités d'outre-mer (Salmon, 2014). Les territoires insulaires sont sujets à plusieurs spécificités (Salmon, 2014) :

- Foncière : les territoires sont non extensibles et les terrains parfois accidentés (volcanisme) ou présente une flore très développée. Cela rend la création de nouvelles installations de traitement difficile,
- Import/export : le coût d'exportation des déchets non valorisables localement élevé tout comme le coût d'importation d'énergie,
- Climatique : pluviométrie élevée toute l'année, intempéries (cyclone) pour les zones tropicales engendrant une diminution de la durée de vie des infrastructures locales,

- Isolement : impossibilité d'effectuer des échanges transfrontaliers de déchets.

Malgré ces spécificités, les collectivités ayant en charge la gestion des déchets des territoires insulaires sont tenues d'appliquer une législation semblable à celle promulguée en France continentale.

De ce fait, les choix en matière de traitement des déchets se sont calqués sur ceux de la France continentale. Ainsi la méthode choisie a été l'enfouissement. Néanmoins, cette méthode est incompatible avec les spécificités des territoires insulaires. En effet, la demande continue en foncier des ISDND est inadaptée aux territoires non extensibles. Par ailleurs, la production de lixiviat étant intimement liée à la pluviométrie (Weng et al., 2015), cela suggère que les conditions climatiques de la majorité des territoires insulaire français sont incompatibles avec les ISDND. Enfin, selon (Matsuto and Hamt, 1990) opter pour de multiple unité de traitement de déchets différent serait plus judicieux que le tout enfouissement.

Tableau 2: Avantages et inconvénients de la méthanisation des déchets ménagers, d'après (Guendouz, 2008; Bollon, 2012)

Critères	Types d'impacts	Avantages	Inconvénients
Environnemental	Emprise au sol	Réduite par rapport au compostage	–
	Recyclage	Oui (amendement organique)	Collecte séparative ou tri poussé
	Odeurs	Maîtrisées	Traiter l'air vicié si nécessaire
	Pollution des sols	Restauration teneur en humus	Veiller à la teneur en contaminants du digestat
	Pollution des eaux	Faible consommation d'eau	Gestion des eaux excédentaires
	Réduction des émissions de gaz	Substitution à une énergie fossile et effet de stockage de carbone	Le biogaz doit être valorisé
	Production de résidus	Faible	Lorsque la collecte séparative est correcte
	Émissions gazeuses	Excellente qualité de la combustion du méthane + Pas d'émission d'aérosols	–
	Rejets visibles	Aucune fumée	–
	Transport de déchets	Distances courtes (usines de moyenne capacité)	Nécessite une taille minimale (zone desservie d'environ 50 000 habitants)
	Bruit	Faible à l'extérieur des locaux	–
	Respect du cycle du carbone	Oui, permet de créer un puits de carbone grâce au digestat	–
Énergétiques	Consommation	Faible consommation	–
	Production d'énergie	Oui	Le bilan énergétique varie selon les usages de l'énergie
	Gisement potentiel en France	Centaines de milliers de tep	–
Économiques	Coût de la collecte	Faible en zones avec une desserte fréquente, dans le cas d'une collecte en substitution	Élevé s'il est nécessaire d'ajouter une tournée spécifique
	Coûts d'exploitation	Coûts modérés	–

Économiques	Coût du traitement	Inférieur à celui de l'incinération	Le coût global (collecte + traitement) peut être plus élevé selon le coût de la collecte et le taux de déchets détournés de l'incinération. Supérieur à celui d'un compostage simple
	Investissement spécifique	Plus faible que pour l'incinération	Plus élevé que pour le compostage
	Nécessité de tri	Tri en usine réduit dans le cas d'une collecte séparative des organiques	Tri mécanique en usine complexe en absence de collecte séparative
	Valorisation de l'amendement organique	Opportunité pour la commercialisation d'un amendement de qualité	Considérer un prix de vente nul en première approche
	Valorisation du biogaz	–	Dépend du tarif d'achat de l'énergie, nécessité de mesures spécifiques en faveur des énergies renouvelables ou issues des déchets
Applicabilité	Traiter d'autres déchets	Oui (déchets des industries agroalimentaire, d'espaces verts, de restauration, lisiers, boues de STEP, ...)	Sous réserve de non contamination et d'aptitude à la fermentation
	Traiter des déchets humides	Oui	–
	Traiter des déchets ligneux	Oui, en post-maturation (co-compostage avec les déchets verts)	Lignine non digestible, nécessité d'un broyage fin
	Intérêt pour les communes rurales	Évite le transport des déchets sur de longues distances	Nécessité d'une taille minimale, ou opportunité pour traiter d'autres types de déchets
	Intérêt pour les communes urbaines	Habitat pavillonnaire adapté à la collecte séparative des organiques. Possibilité d'implantation en zone urbanisée	Difficultés pour organiser une collecte séparative en habitat urbain très dense ou vertical
	Compatibilité avec le compostage	Oui (post maturation)	Concurrence possible
	Compatibilité avec l'incinération	Co-traitement avec les déchets verts ligneux Oui (déchets humides détournés de l'incinération)	Concurrence possible
	Compatibilité avec le stockage	Oui (prétraitement avant stockage)	–

3. Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre nous avons explicité le fonctionnement du procédé de méthanisation et notamment la méthanisation par voie sèche et avons mis en relief ses avantages et ses inconvénients. Suite à cela nous avons dressé un bilan des méthodes de traitement des déchets ménagers les plus répandues en France. Les procédés d'enfouissement et d'incinération se sont révélés être les plus utilisés en France. Le recours au procédé de méthanisation reste quant à lui très marginal en comparaison. Néanmoins, en examinant les spécificités intrinsèques aux territoires insulaires nous avons décelé de multiples incompatibilités avec la méthode de gestion basée sur le tout enfouissement. Le procédé de méthanisation par voie sèche pourrait apporter une solution durable au traitement de la partie biodégradable des déchets ménagers. En effet, la production d'énergie et de fertilisant permise par ce procédé contribuerait à réduire la dépendance aux importations. De plus, en diminuant la quantité de déchets putrescibles envoyés en ISDND il permettrait d'améliorer la qualité du lixiviat (DBO potentiellement moins importante). L'implémentation d'une unité de méthanisation sur un nouveau territoire soulève néanmoins plusieurs problématiques, à savoir :

- Quel est le gisement disponible valorisable par méthanisation ?
- Comment s'intégrera une unité de méthanisation dans un plan de gestion des déchets plus global (couplage avec d'autres unités de traitement) ? Quels seraient ces impacts environnementaux ?

Le travail réalisé dans le Chapitre 2 aura pour objectif d'apporter des éléments de réponse à ces problématiques en prenant comme cas d'étude l'Ile de la Réunion, un département d'outre-mer français ayant un climat tropical.

Chapitre 2.

Household solid wastes characterisation and waste management strategy evaluation in insular context : a case study in Reunion Island

Avant-propos

« Dis-moi ce que tu jettes, je te dirai qui tu es », cette phrase traduit ce qui a constitué la première problématique à laquelle j'ai été confronté lors de ma thèse. En effet, la volonté d'apporter des éléments d'optimisation au procédé de méthanisation des déchets ménagers s'est implicitement traduite par une étape de caractérisation territoriale et physico-chimique du gisement des déchets ménagers, ceci en vue d'évaluer le gisement potentiellement valorisable par méthanisation. Ce travail de terrain fut réalisé de concert avec le Syndicat Mixte de traitement des déchets du Nord et de l'Est (SYDNE) ainsi que la Société d'Économie Mixte (SEM) Cycléa, deux acteurs majeurs de la gestion et du traitement des déchets à l'Île de la Réunion. Il a été rendu possible grâce à une convention de recherche s'appuyant sur mes travaux. En outre, nous avons également coopéré avec les bureaux d'études Inddigo et Bérim suite à l'environnement expérimental développé. Les résultats de ce travail ont fait l'objet de deux présentations durant un comité technique (COTECH) auprès du SYDNE ainsi que d'un rapport de recherche (Adelard and Lebon, 2015). Enfin, ces travaux ont été soumis et acceptés dans le journal « Waste and Biomass Valorization », en 2019.

En préambule de cette étude de caractérisation, un travail de prospection sur les précédentes études de caractérisation des déchets ménagers réalisées dans les départements d'outremer français à caractère insulaire fut réalisé. Cette première étape a eu pour objectifs d'une part de déceler des similitudes dans la composition des déchets ménagers intrinsèque à ce type de territoire, d'autre part, d'obtenir des informations sur la composition des déchets ménagers afin de nous conforter dans notre démarche de caractérisation. Une fois ce travail effectué l'étude de caractérisation des déchets ménagers fut réalisée. Sur la base des résultats de ce travail, différents scénarios de traitement des déchets ont été proposés et une étude d'analyse de cycle de vie (ACV) a été réalisée à partir de ces scénarios. La Figure 10 rappelle les étapes qui seront suivies durant ce chapitre.

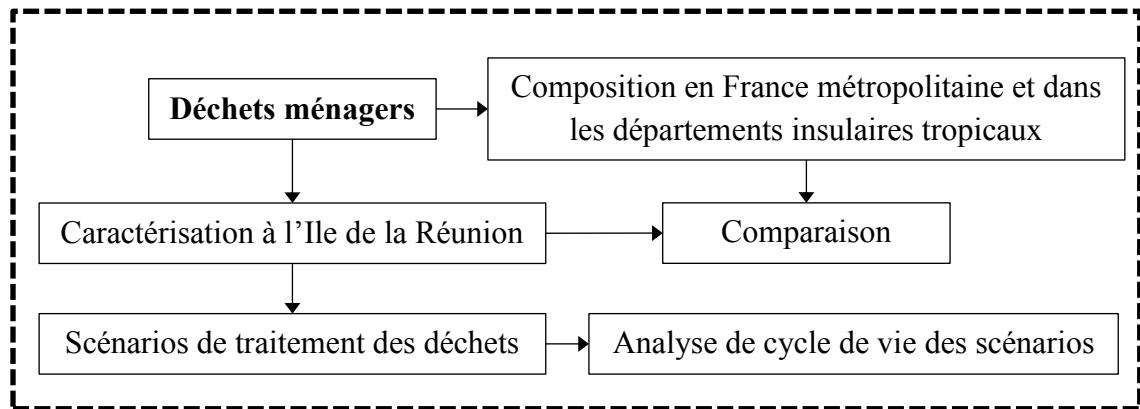


Figure 10: Les étapes du chapitre 2

Household solid wastes characterisation and waste management strategy evaluation in insular context: a case study in Reunion Island

Édouard Lebon^{a*}, Nkosinathi Madushele^b, Laetitia Adelard^a

^a Université de La Réunion, Laboratoire de Physique et Ingénierie Mathématique appliquées à l'Energie et à l'environnement (PIMENT), La Réunion, France.

^b Department of Mechanical Engineering Science, Faculty of Engineering and the Built Environment, University of Johannesburg, South Africa.

Abstract

In the insular French tropical departments, the main method for household solid wastes (HSW) disposal is landfilling. However, this land consuming method is inappropriate for insular territories. To adopt a sustainable strategy for HSW management wastes characterisation and life cycle analysis (LCA) are essential steps. The aims of this study were first to compare previous insular French tropical department characterisation studies to find similarities. Results highlight a high share of putrescible matters (food and green wastes) and plastic in the HSW composition. Secondly, a characterisation of the HSW was made with Reunion Island as a case study. Based on the results obtained by the characterisation study different wastes treatment scenarios were proposed and LCA was performed. To characterise the HSW, 3 cities were chosen and 2 characterisation campaigns were completed in summer and winter, respectively. On average, results show that putrescible matters and plastic constitute the highest percentage of the overall wastes, more than 40% of the wastes bin content. Besides, a large amount of reusable wastes (>25%) was observed in the HSW. LCA method indicated that the best scenario in terms of environmental impact was the scenario involving multiple waste-treatment process.

Keywords: Household solid wastes, Wastes characterisation, Waste management, Waste to energy, Life cycle assessment, Insularity

Statement of Novelty

In this manuscript, we show that insular French tropical departments have the same specific waste composition. The characterisation of the HSW in Reunion Island combined with the Pearson correlation analysis demonstrate the strong influence of socio-economic factors on the wastes composition. Besides, as there is no Life cycle analysis studies conducted in French insular tropical departments regarding waste management, this article offers a first approach by comparing different waste to energy processes such as incineration and anaerobic digestion.

1. Introduction

Household solid wastes (HSW) take a significant part of municipal solid wastes (MSW) stream and are an inevitable part of daily life activities (Gu et al., 2015). More than 1.3 billion MSW is produced worldwide each year (Wang et al., 2018). European Union wastes legislation is defined by the wastes framework Directive 2008/98/EC (Directive 2008/98/EC 2008) and the Landfill Directive 1999/31/EC (Council of the European Union, 1999). They specify a waste management hierarchy that prioritises prevention, recycling, energy recovery and composting over landfilling. The Landfill Directive 1999/31/EC also requires a 35% reduction rate in the amount of biodegradable municipal wastes (BMW) sent to landfill by 2020; based on the total amount generated in 1995 or any years before 1995 with available data. According to the European Environment Agency (EEA) report (EEA, 2009), BMW includes paper, cardboard, packaging wastes, food and garden wastes. They represent a considerable amount of municipal wastes, approximately 60-70% in most countries (EEA, 2009). From 2004-2012, the French ministry of ecology, sustainable development and energy developed the national wastes prevention plan to build up the wastes prevention strategy. From 2005 to 2013, a 13% decrease in the HSW production was observed (ADEME, 2016) and a new prevention plan was adopted in 2014 to 2020. In 2013, studies showed that 26% of the HSW were sent to landfilling, 1% was incinerated without energy recovery, 73% had been used as a source for material or energy: 26% into sorting centres, 16% into organic recovery centres and 31% were incinerated with energy recovery (ADEME, 2016).

However, in the insular French tropical department (Guadeloupe, Martinique, Mayotte, and Reunion Island) the main final disposal for HSW is landfilling. This method is widespread in most countries because of the relative low cost and technical requirement (Weng et al., 2015). However, in the early 1990s, it was already considered as an inadequate single-choice for wastes management (Matsuto and Hamt, 1990). Landfilling generates unfavourable odour, gas emissions and leachate which can be environmentally hazardous (Eggen et al., 2010; Gómez et al., 2009; Weng et al., 2015). Besides, issues related to the disposal or management of MSW are exacerbated in insular territories due to the land limitation (Zorpas et al., 2015).

Considering that insular territories are known to be highly dependent on fossil fuels (Mendoza-Vizcaino et al., 2016), the wastes-to-energy (WTE) option appears to be a sustainable solution for both HSW management and energy production (Korai et al., 2016). Several WTE systems can be found, such as anaerobic digestion (AD), combustion, pyrolysis, gasification and incineration (Dhar et al., 2017; Korai et al., 2016). However, before any WTE technologies or waste-processing equipment selection it is necessary to identify the HSW characteristics and compositions (Gidaracos et al., 2006; Burnley, 2007; Chang and Davila, 2008; Ojeda-Benítez et al., 2008; Hanc et al., 2011; Aguilar-Virgen et al., 2013; Kumar and Samadder, 2017). Many studies about wastes composition have been made worldwide (Denafas et al., 2014) and wastes characterisation campaigns have been carried out in most of the insular tropical French departments (ADEME, 2013, 2012, 2008). Aleluia and Ferrão (Aleluia and Ferrão, 2016) explain that there is not a unique definition of MSW among countries and that it may be a problem in comparing data across regions and countries. In our study HSW will refer to the residential/domestic solid wastes stream, and will not include selective sorting wastes, commercial and industrial wastes. To select an appropriate WTE technology, life cycle assessment (LCA) could be used as a decision-support tool. LCA is a method used to study the environmental aspect and potential impacts throughout a product's life cycle from raw material acquisition through production, use and end-of-life treatment (Finnveden and Ekvall, 1998). This method includes four phases: goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment and interpretation (Asdrubali et al., 2015; Finnveden and Ekvall, 1998). LCA method has been widely used to study HSW environmental impact (Finnveden and Ekvall, 1998; Cherubini et al., 2009; Pirotta et al., 2013; Yadav and Samadder, 2014; Erses Yay, 2015; Dong et al., 2018).

The aims of this paper were firstly, to establish a comparison between previous HSW surveys conducted in the insular tropical French department. Secondly, we proposed an HSW characterisation using Reunion Island as a case study. Finally, LCA was applied on different scenarios involving WTE technologies to identify an efficient waste management strategy regarding the environmental impact.

1.1. Background information

Reunion Island is a tropical French department located in the Indian Ocean (-21°South, 55°East). The island is an EU outermost region. The department is a volcanic island and covers an area of 2500 km². This territory is strongly marked by its mountainous topography. Moreover, 40% of the territory is listed as UNESCO World Heritage (UNESCO, 2010) and 20% of the lands are dedicated to agriculture, mainly sugar cane cultivation. In 2015, Reunion Island had 850 727 inhabitants (INSEE, 2018a) mostly concentrated in the coastal areas and the unemployment rate was 24.9%. It has a humid tropical climate marked by two seasons. The first one from November to April is hot and humid referred in our studies as summer. The second one from May to October is cold and dry and referred in our studies as winter.

With 86.2% of energy needs provided by imported fossil fuels (SPL Energie Réunion, 2017), Reunion Island is highly dependent on fossil fuels. However, 7.8% of the energy production comes from WTE processes. Indeed, 0.3% originates from landfill biogas and 7.5% originates from the sugar cane bagasse incineration (SPL Energie Réunion, 2017).

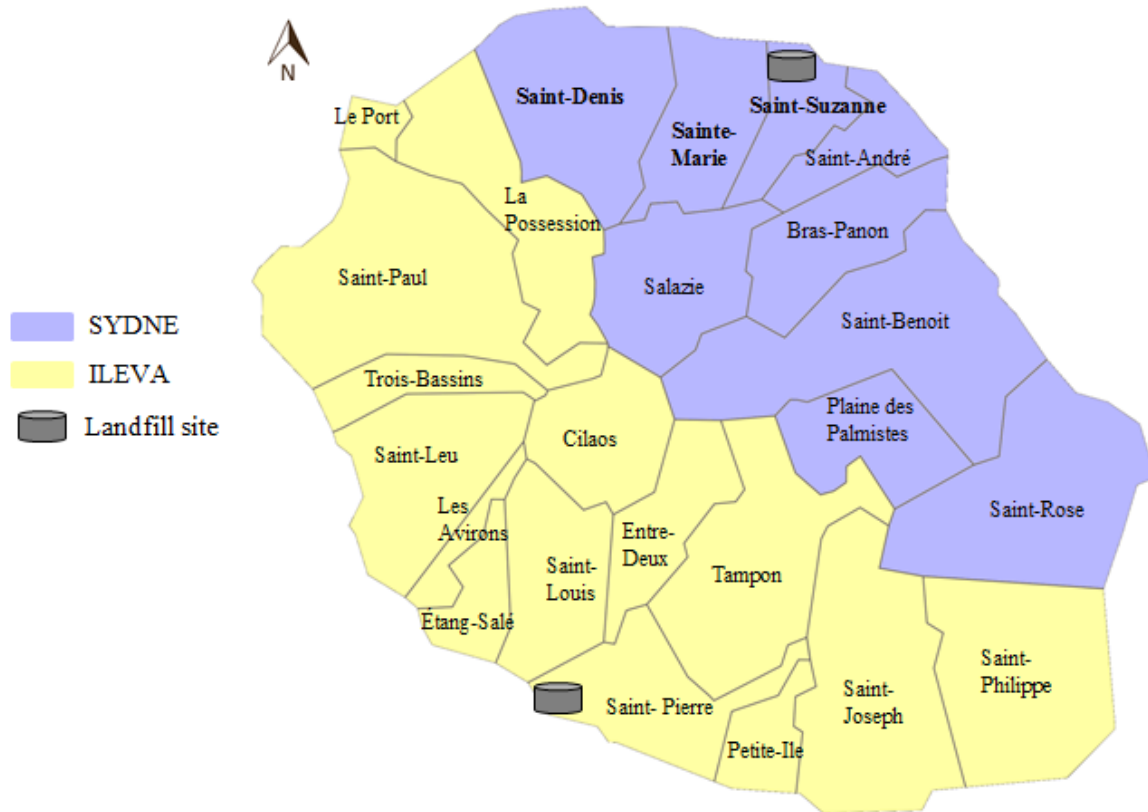


Figure 11: Location of the mixed association and landfill site in Reunion Island.

1.2. Description of Reunion Island waste management system

The HSW management is ruled by the Household Wastes and Assimilate Departmental Elimination Plan (PDEDMA) created in 1996 and updated in 2002 and 2011. It was elaborated by a working group including members of the Regional Council, the public inter-municipal co-operation establishments, the departmental consular chamber, the Environment and Energy Management Agency (ADEME), and the government services. The PDEDMA is based on The Grenelle laws 1 and 2, the Environmental Code and the EU directive (Directive 2008/98/EC, 2008). The wastes disposal which includes wastes collect and wastes treatment is dispatched between two syndicates mixte: SYDNE and ILEVA (Figure 11). A syndicate mixte is an inter-municipal cooperation structure who shares the wastes management and treatment responsibilities. It ensures the HSW and green wastes door-to-door collection service. Besides, all cities have glass and textiles voluntary wastes drop-off receptacles managed by local authorities and associations, respectively.

The textile valorisation takes place locally. However, glass is sent, in a certain proportion, to South Africa for recycling. Wastes from selective collection which include cardboard, metal, paper, and plastic, are sorted locally. However, they are sent to Malaysia (metal), Indonesia and China (paper and cardboard), India and Hong Kong (plastics) for recycling.

The island has two open field landfills with a surface of 39 and 26 hectares, situated in the South and the North-East of the Island, respectively (Figure 11). The Southern landfill opened in 1987 receives the HSW of more than 500 000 inhabitants. The North-Eastern landfill opened in 1992 receives the HSW of more than 300 000 inhabitants. Local authorities foresaw the landfills saturation by 2021. Several solutions have been considered such as mechanical biological treatment processes which incorporate HSW mechanical sorting and separation. The use of WTE technologies such as AD process and Refuse Derived Fuel (RDF) incineration is also considered. AD process is an efficient method to treat the organic fraction of municipal solid wastes (OFMSW) as it reduces the wastes volume, produces energy and bio-fertiliser (Kaare Hvid et al., 1998; Moestedt et al., 2015). RDF incineration allows to treat the dry combustible fraction that cannot be recycled (Rada and Andreottola, 2012).

2. Materials and methods

2.1. Study area

Our study took place on the SYDNE territory located in the North and East of the island (Fig.1). This territory has a total of 102713 hectares of land which includes urban and rural areas with a population over 300 000 inhabitants. HSW composition of 3 cities was studied. Saint-Denis and Sainte-Marie are characterised by urban areas with a major activity focused on commercial sectors. Sainte-Suzanne is characterised by rural areas with a major activity focused on sugar-cane plantations. The cities' characteristics are presented in Tableau 3 (Tableau 3).

Tableau 3: City's characteristics

Characteristics	Saint-Denis	Sainte-Marie	Sainte-Suzanne
Surface (km ²)	142.8	87.2	57.8
Population	146 985	32 940	23 068
Number of households (%)	57.5	75.8	76.4
Average poverty rate (%)	38.8	33.3	39.3
Reference	(INSEE, 2018b)	(INSEE, 2018c)	(INSEE, 2018d)

2.2. Method for HSW characterisation

Several methods exist for HSW characterisation and composition studies. Dahlén and Lagerkvist (Dahlén and Lagerkvist, 2008) presented a review of 20 methods for solid wastes-component analysis based on physical sampling or product life cycle analyses. These methods differ in the sorting process, the sub-sampling method and the basis for sample size and location (Dahlén and Lagerkvist, 2008).

However, no International or European standard for HSW component analysis exists (Boer et al., 2010; Lebersorger and Schneider, 2011; Edjabou et al., 2015). In France, HSW characterisation is performed according to the French method for characterisation of domestic wastes call MODECOM. This method based on physical sampling was developed by the ADEME in the 1990s. It allows to distinguish 13 HSW categories: paper, cardboard, metals, glass, plastic, sanitary textiles, textiles, combustible not elsewhere classified (combustible nec), putrescible matters, non-combustible nec, household hazardous wastes (HHW), composite wastes (multi-component wastes) and the fine elements (wastes with a diameter < 20 mm). For our study, the MODECOM HSW categories were used. This allowed us to make a comparison with precedent studies carried out in Reunion Island in 2006, Guadeloupe in 2011 and Martinique in 2012.

2.3. HSW collection procedure and sampling process

Assisted by workers who have completed the 2006 HSW characterisation study in Reunion Island, we carried out two campaigns of 10 samplings each. The first campaign was done in winter between September to November 2014 and the second in summer between January to February 2015. The HSW from garbage trucks were unloaded on a platform right after their collection circuit. To ensure the bias of the process, a backhoe loader randomly picks about 50 to 100 kg of the HSW. Then, the HSW were weighing up and transported in four plastic bins at a sorting centre. Afterwards, the HSW were sieve at 20 mm to obtain the fine elements fraction. The other categories were obtained by sorting out manually the remaining HSW. Then, 2 kg of cardboard, putrescible matters, fine elements, paper and plastic were picked for analysis.

2.4. Analytical Method

The moisture content was determined by drying off 2 kg of the selected samples at 105°C until weight stabilisation in a XU980 drying oven. Ash content was measured by burning the dry samples at 550°C for 4.5 hours using a Nabertherm oven and forced convection chamber furnaces. The amount of total organic matter (TOM) was determined by subtracting the ash content from the quantity of wastes introduced in the furnace. For the other wastes, data were taken from the literature review.

The bio-methane potential (BMP) was determined using an Automatic Methane Potential Test System II (AMPTS II), Bioprocess Control device, as described by James D. Browne (Browne and Murphy, 2013), for cardboard, putrescible matters, paper and fine elements (mainly composed of small size putrescible matters). Procedure for BMP test will be described in a following publication.

2.5. Correlation studies

A correlation analysis was performed using the Pearson statistic test (Microsoft Excel) to identify relationship between the wastes generation, the poverty rate and the number of households. The Pearson coefficients (r) range from $[-1, 1]$. A positive Pearson coefficient means that the variable tested will increase or decrease together. However a negative Pearson coefficient means that the variables will vary oppositely. A strong correlation will be considered for $|r| > 0.9$.

2.6. Life cycle assessment

The goal of this study was to evaluate different HSW treatment scenarios to identify the most relevant. The functional unit of this study is 1 ton of generated HSW in Reunion Island. Concerning the scope of the assessment, three different waste management strategies were studied and presented in Figure 12. The wastes collection was assumed to be the same for all scenarios so it will not be considered. However, transportation outside of the island, for recycling will be considered and undertaken by ship. In each scenario, the leachate is collected and treated prior to its discharge. Besides, the electricity is sold to the Island electricity grid operator.

- Scenario 1 (S1): This scenario corresponds to the actual wastes management system. In S1, the HSW are landfilled without sorting. The biogas generated by the wastes degradation is collected and burnt to produce electricity. The Southern and North-Eastern landfills have an effective power of 1 and 1.7 MW, respectively. In this study, we consider that the biogas from the landfills are burnt for energy recovery 80% of the time. The remaining 20%, which correspond to the machine maintenance, malfunctions and emergency stops due to cyclone period, the biogas is burnt at flare. An energy production of 18.9 GWh/year was estimated.
- Scenario 2 (S2): In this scenario, the HSW are incinerated without sorting. The generated heat is converted to electricity. The amount of ash determined for the wastes (burnt at 815°C) of Martinique was used in this study and is equal to 25.33% (ADEME, 2013).
- Scenario 3 (S3): In this scenario, multiple wastes treatment processes have been combined. As a first step, the HSW will be sorted out using two automated waste segregation system like the BFX-400 with an energy consumption of 13.95 kWh/t.

The BMW including the cardboard, the putrescible matters, the fine elements and paper, will be sent to an AD process. The methane production is $232.9 \text{ L}_{\text{CH}_4}/\text{kg}_{\text{TOM}}$ and was experimentally determined in the Chapter 3. The digestate will be sent in a composting station. The recyclable fraction including glass and metal will be transported by truck to the port and shipped to Malaysia and Africa, respectively. Composite wastes, sanitary textiles, textiles, combustible nec and plastics will be incinerated as RDF.

To optimise the power generation, only wastes with a LHV superior to 7 MJ/kg would be incinerated (Zhang et al., 2010). The biogas and heat generated by the AD process and RDF incineration are converted into electricity.

In this study, each scenario environmental impacts were analysed using the acidification potential (AP), the eutrophication potential (EP), the global warming potential (GWP), the photochemical ozone creation potentials (POCP) and land use. As there is no recommended hierarchical classification among the environmental impact (Pikoñ, 2012), the classification proposed by Guinée (Guinée et al., 2002), was used to classify the population acceptance with 1.3 for AP, 1 for EP, 2.4 for GWP and 0.8 for POCP. No data were available for land use. Besides, the energy production of each scenario was estimated.

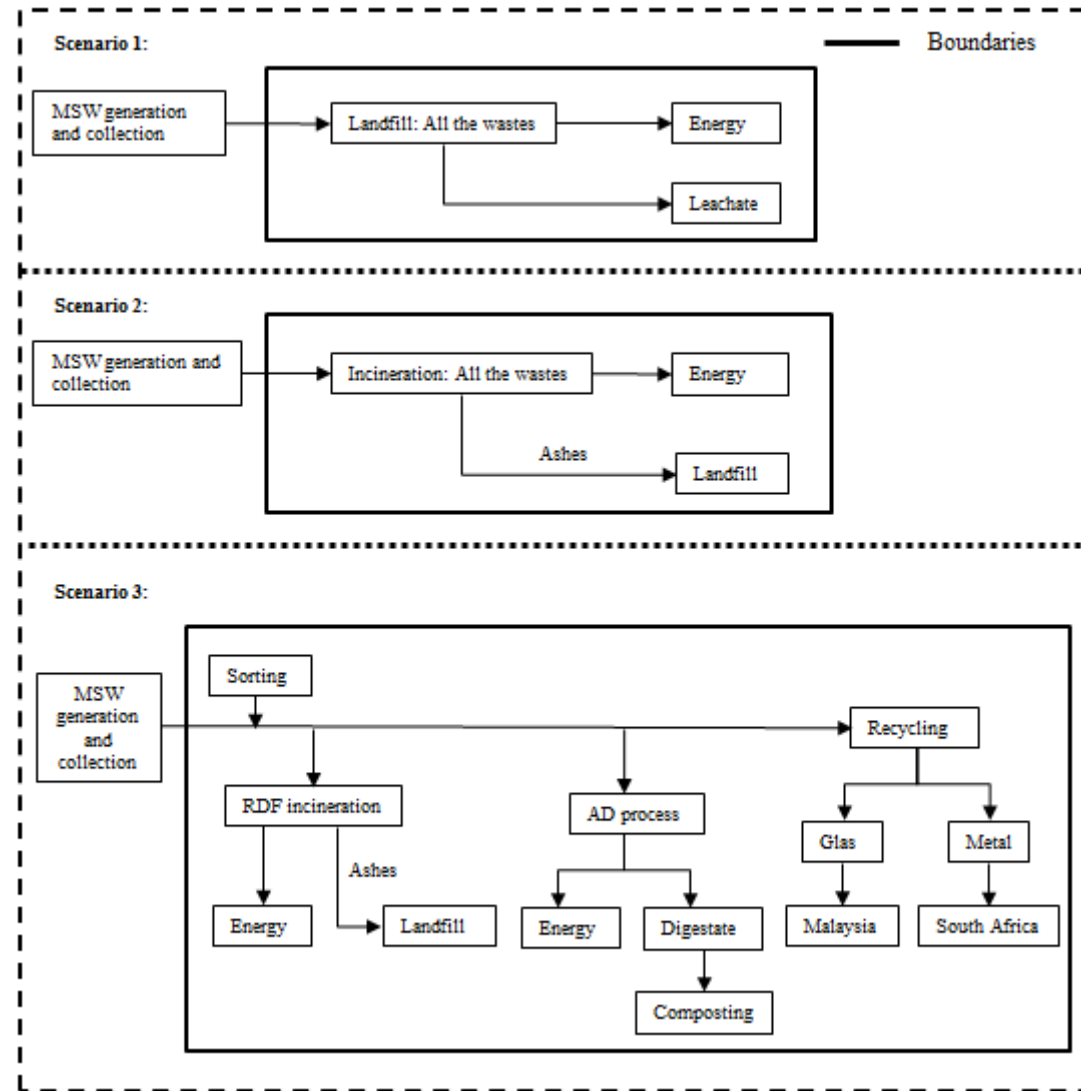


Figure 12: LCA model and boundaries for each scenario.

2.7. Life cycle inventory

Data were collected from the waste characterisation study in Reunion Island, literature and Global Emissions Model for Integrated Systems (GEMIS) software database.

Data related to the emissions for composting were taken from (Lee et al., 2007). Besides, a coefficient of fertiliser equivalence of 0.1 was assumed for the compost, which means that 1 ton of compost would replace 0.1 ton of imported fertilisers.

2.7.1. Environmental emissions

The pollutants considered for each environmental impact and their equivalent factor are presented in Table 5 (Tableau 5). The pollutants considered for the AP will be converted into SO₂ equivalent emissions (Eq-SO₂). The pollutants considered for the EP will be converted into PO₄³⁻ equivalent emissions (Eq-PO₄³⁻).

The pollutants considered for the GWP will be converted into CO₂ equivalent emissions (Eq-CO₂). The pollutants considered for the POCP will be converted into PO₄³⁻ equivalent emissions (Eq-C₂H₄).

Tableau 4: Pollutants used and associated equivalent factor

AP*		EP*		GWP*		POCP**	
Emission	1 kg Eq-SO ₂	Emission	1 kg Eq-PO ₄ ³⁻	Emission	1kg Eq-CO ₂	Emission	1kg Eq-C ₂ H ₄
1 kg NH ₃	1.8808134	1 kg NO _x	0.13	1 kg CO ₂	1	1 kg NO _x	1.22
1 kg NO _x	0.69625	1 kg NH ₃	0.35	1 kg CH ₄	30	1 kg CH ₄	0.014
1 kg SO ₂	1	1 kg N ₂ O	2.82	1 kg N ₂ O	265	1 kg CO	0.110
1 kg HCl	0.87851	1 kg P	3.06	1 kg CF ₄	6630	1 kg NMVOC	1
1 kg HF	1.6010601	1 kg N	0.42	1 kg PFC	11100	-	-
1 kg H ₂ S	1.8797803	1 kg COD	0.022	-	-	-	-

* GEMIS software ** (Asdrubali et al., 2015)

The energy mix considered in this study as well as the associated emissions are presented in Table 6 (Tableau 6). To estimate the emissions avoid by energy production, it was assumed that the energy produced would replace the fuel oil.

Tableau 5: Energy mix and associated emissions

Energy sources	Share of mix (%)*	AP (kg/TJ)**	GWP (kg/TJ)**	EP (kg/TJ)**	POCP (kg/TJ)**
Bagasse	10.28	1380.33	1709.93	205.68	24.97
Photovoltaic energy	3.29	30.58	13495.80	2148.91	28.94
Wind energy	0.24	8.35	2968.26	1.70	1.40
Biogas	0.69	186.21	732.54	35.77	1.54
Hydraulic energy	5.89	215.38	106150.00	35.77	5.47
Coal	56.18	27.26	13784.30	1.95	2.80
Fuel oil	23.43	210.32	200884	26.85	16.56

*(SPL Energie Réunion, 2017) ** GEMIS software

2.7.2. Land used

Regarding the determination of the land required for the incineration process, the equation, hypothesis and interpolation method of Pirotta (Pirotta et al., 2013), adapted for annual MSW production, was used:

$$A = 1.15 * \frac{M_{MSW}}{d_{MSW}} * \frac{1 + C + k - B}{H_i} \quad \text{Eq. 9}$$

$$M_{MSW} = n * \dot{m}_{MSW} \quad \text{Eq. 10}$$

In Eq.9, M_{msw} (kg) represents the MSW treated during the WTE process life span years, d_{msw} represent the waste density (850 kg/m³), H_i represent the maximum landfill height (20m), C represent the cover factor (0.15), k represents the factor related to the linear and cover systems (0.125) and B represent the 10-year settlement factor of biodegradable waste (0.1). In Eq.10, \dot{m}_{msw} (kg/year) represents the annual MSW throughput and n represent the WTE process life span years. Regarding the determination of the land required for the incineration process installation, Eq.11 was used. It was obtained using the interpolation method and hypothesis used by Pirotta (Pirotta et al., 2013).

$$2 * 10^{-5} * \dot{m}_{MSW} + 23889 \quad \text{Eq. 11}$$

Regarding the determination of the land required for the sorting centre 13600 m² would be necessary, which correspond to the area needed for two automated waste segregation system like the BFX-400. Regarding the determination of the land required for AD process and composting installation, an average surface of 5000 m² has been considered.

2.7.3. Leachate treatment

Regarding the leachate treatment, the emissions proposed by the waste water treatment process proposed in GEMIS software was used.

2.7.4. Energy production

It was assumed that the wastes composition was in accordance with the results obtained in our characterisation study. The waste characteristics considered in this study are presented in Tableau 6 (Tableau 6). In each scenario, we assumed a thermal energy conversion efficiency of 45% and an electrical efficiency of 85%. Calculations were made for a population of 850 727 inhabitants and a production of 313.15 kg MSW/inhabitant/year.

Results regarding the waste production are presented in Tableau 7 (Tableau 7). The energy produced by the wastes incineration was calculated using Eq.12 and Eq.13. The energy lost for water evaporation was calculated using Eq.14. Calculations were made assuming an incompressible fluid and an ideal gas with Cp as a constant. Results regarding the energy production are presented in Tableau 7 (Tableau 7).

$$Q_{tot} = (Q_p - Q_l) * \eta \quad \text{Eq. 12}$$

$$Q_p = m_{waste} + LVH \quad \text{Eq. 13}$$

$$Q_l = m_{water} * (Cp * (100 - T_a) + Lv) \quad \text{Eq. 14}$$

In Eq.12, Q_{tot} represent the energy produced by the incineration of the waste taking into account the energy lost for evaporation and the system yield η . In Eq.13, Q_p represent the energy produced by the incineration of dry waste (GWh/year), m_{waste} is the mass of waste considerate and LHV is the low heating value of the wastes on dry basis (MJ/kg). In Eq.14, Q_l represent the energy lost for water evaporation, m_{water} is the mass of water (kg), Cp is the specific heat capacity of water (4185.5 J/kg.K) and T_a the ambient temperature (25°C) and Lv is the latent heat of vaporisation of the water (2257 kJ/kg).

Tableau 6: Analysis results (db: dry basis)

Wastes category	Moisture (%)	TOM (%db)	Ash (% db)	LHV (MJ/kgdb) ^a	Chlorine (%db) ^a	Mercury (mg/MJdb) ^a
Cardboard	32.26	85.07	14.93	15.36	0.06	0.0059
Composite wastes	21.3 ^{*a}	n.d.*	n.d.	21.83	0.019	0.0005
Putrescible matters	43.72	80.96	19.04	16.22	0.08	0.0012
Fine elements	44.14	71.91	28.09	8.22	0.013	0.0024
Glass	1.25 ^{*a}	n.d.	n.d.	0.36	n.d.	n.d.
HHW	n.d.	n.d.	n.d.	0.00	n.d.	n.d.
Metals	10.03 ^{*a}	n.d.	n.d.	0.00	n.d.	n.d.
Paper	35.20	80.23	19.77	13.54	0.133	0.0030
Plastic	19.05	n.d.	1.61	31.57	1.056	0.0041
Sanitary textiles	47.99 ^{*a}	n.d.	n.d.	20.95	0.026	0.0005
Textiles	28.22 ^{*a}	n.d.	n.d.	18.71	0.01	0.0005
Combustible nec	13.18 ^{*a}	n.d.	n.d.	18.30	0.031	0.0120
Non-combustible nec	0.66 ^{*a}	n.d.	n.d.	0.72	n.d.	n.d.

^{*a}(ADEME, 2008) *n.d.: not determined

Tableau 7: Wastes and energy production

Wastes category	Wastes production estimation (t/year)	Q _p (GWh/year db)	Q ₁ (GWh/year)	Q _{tot} (GWh/year)
Cardboard	17098.56	49.42	3.94	17.40
Composite wastes	14391.12	68.68	2.19	25.43
Putrescible matters	98858.99	250.68	30.87	84.08
Fine elements	16894.99	21.55	5.33	6.21
Glass	15091.02	–	0.13	–
HHW	876.42	–	0.00	–
Metals	7989.97	–	0.57	–
Paper	24280.68	59.18	6.10	20.30
Plastic	42568.14	302.19	5.79	113.37
Sanitary textiles	17354.15	52.53	5.95	17.82
Textiles	9192.16	34.29	1.85	12.41
Combustible nec	1277.5	5.64	0.12	2.11
Non-combustible nec	701.61	–	0.00	–
Total	266575.31	844.14	62.85	299.12

2.7.5. RDF classification

The classification of the RDF was determined according to the standard NF-EN-15359.

Waste characteristics presented in Table 8 (Tableau 8) were used to determine the RDF classification according to the standard NF-EN-15359. Results are presented in Tableau 8 (Tableau 8).

Tableau 8: RDF classification

RDF	Composite wastes	Plastic	Sanitary textiles	Textiles	Combustible nec
Lower heating value classification	2	1	2	3	3
Chlorine classification	1	4	1	1	1
Mercury classification	1	1	1	1	1

3. Results and discussion

3.1. Comparison between previous characterisation studies

Between 1993 and 2007, the French national average HSW production has decreased by 20%, from 395 to 316.2 kg/inhabitant/year (ADEME, 2010). However, some insular department like Guadeloupe and Martinique are above average, with a production of 398.1 and 355.8 kg/inhabitant/year, respectively (ADEME, 2013, 2012). Though, with a production of 313.35 kg/inhabitant/year, Reunion Island is below the national average (ADEME, 2008). In Tableau 9 (Tableau 9), the results from the previous HSW characterisation studies carried out in the insular tropical French department, and the national average values are presented. For the reusable fraction, we considered glass, metals and plastic. Paper and cardboard were soiled and couldn't be reusable. As shown Tableau 9 (Tableau 9), between 1993 and 2007 a decrease in the paper (5.7%), cardboard (4.3%) and glasses (1.2%) national average value was observed. This trend could be attributed to the development of the separated collection of HSW procedures and the growing awareness about the environmental issues cause by the wastes production. Nonetheless, a significant increase of the sanitary textiles proportion (5.3%) was observed.

This trend is correlated with the increase of disposable diapers production in Europe (Cordella et al., 2015) and the increase of the number of births between 1993 and 2007 (INSEE, 2017). As we can observe, the most striking variation is the increase of the putrescible matters proportion (10.93%) mainly composed of food wastes.

A possible explanation is the increase of cheap readily available food and the use of multipacks which place the consumer under the obligation to buy more than they need. However, those results should be taken carefully as the authors precise that the measures have a significant marge of errors (ADEME, 2010).

Regarding the insular tropical French department, we can see that the HSW reusable fraction is superior to the national average values. Indeed, it represents more than 25% of the insular department HSW composition. However, at national level it represents 20.06% in 2007 and 22% in 1993. This could be explained by the late setting up of the waste-sorting centres in the insular territories. Indeed, the first French sorting centre implementation was in Dunkerque in 1992. However in the insular territories, the sorting centre implementation and awareness-raising campaign took place between 2002 and 2015.

As shown in Tableau 9 (Tableau 9), in the insular departments the putrescible matters and plastic constitute the highest percentage of the overall wastes composition. Both wastes cumulated represented more than 40% of the HSW production of the insular department. At the national level it is the putrescible matters and fine elements with 39% in 1993 and 43.61% in 2007. The fine elements fraction is more important in the HSW composition at national level (1993 and 2007) than in the insular departments.

Tableau 9: Previous studies wastes repartition per categories

	Reunion Island (2006)	Guadeloupe	Martinique	National average (2007)	National average (1993)
Cardboard	8.33	9.3	10.7	5.69	10
Composite wastes	3.21	3.02	3.2	1.68	1
Putrescible matters	27.94	32.72	30.9	30.93	20
Fine elements	6.99	3.24	3.5	12.68	19
Glass	6.98	10.83	8.5	5.76	7
HHW	0.99	0.73	0.8	0.82	1
Metals	3.26	5.4	5.5	2.88	4
Paper	13.12	8.75	9.9	10.34	16
Plastic	14.9	11.84	12.5	11.42	11
Sanitary textiles	7.8	8.02	7.9	10.5	3
Textiles	3.67	2.21	1.8	2.31	3
Combustible nec	2.04	2.59	2.9	2.44	3
Non- combustible nec	0.77	1.36	1.9	2.56	2
Potentially reusable	25.14	28.07	26.5	20.06	22.0
Source	(ADEME, 2008)	(ADEME, 2012)	(ADEME, 2013)	(ADEME, 2010)	(ADEME, 2010)

3.2. Wastes characterisation in Reunion Island

Collections were done during both seasons in 3 cities. A total of 1810.93 kg of HSW were segregated. During winter, 394.18 kg of HSW were collected in Saint-Denis, 320.1 kg in Sainte-Suzanne and 169.25 kg in Saint-Marie. During summer, 395.7 kg of HSW were collected in Saint-Denis, 217.1 kg in Sainte-Suzanne and 314.6 kg in Saint-Marie. The content and description for the HSW categories are presented in Tableau 10 (Tableau 10). The correlation study results are presented in Tableau 11 (Tableau 11). The HSW composition for each municipality is presented in Tableau 12 (Tableau 12). The energy produced by incineration is presented in Table 8 (Tableau 8).

Tableau 10: Household wastes composition

Main categories	Description	Content
Cardboard	Soiled cardboard that cannot be recycled	Carton packaging, corrugated cardboard packaging, pizza box
Composite wastes	Wastes made up of multiple components	Milk and juice packaging (“Tetra Pak”), yoghurt cup
Putrescible matters	Biodegradable organic material	Food wastes, garden trimmings, dead animals, fruit stones
Fine elements	Wastes with a diameter <20 mm	Fruit stones, food wastes, garden trimmings, glass shards, small plastics small non-combustible nec
Glass	Glass that can be recycled	Glass packaging, glass bottle, glass fragments
Household hazardous wastes	All kinds of items containing hazardous substances	Pharmaceutical products
Metals	All kinds of metals	Aluminium can, steel can, ferrous scrap
Paper	Soiled paper that cannot be recycled	Paper towel, paper packaging, tissue, newspapers, notebook
Plastic	All kinds of plastics	Plastic packaging, plastic bottle (PVC, PET)
Sanitary textiles	All kinds of sanitary textiles	Disposable diapers, sanitary napkins
Textiles	All kinds of textiles	Clothing, shoes, house linen
Combustible nec	All kinds of combustibles which do not fit into the other categories	Wood packaging, small broken wood furniture
Non-combustibles nec	All kinds of non-combustible which do not fit into the other categories	Pebbles, ceramics

Between this study and the previous study, we can notice a decrease in the portion of paper (4.01%) and cardboard (1.91%) wastes. Those results could be explained by the improvement of the source-sorting practice and a change in the population behaviour. However, we can observe an increase in the putrescible matters portion (9.15%). Regarding the average seasonal variation, an increase of the composite wastes (2.61%), cardboard (2.59%) and plastics (1.88%) portion was observed in summer. However, there is a decrease of the portion of sanitary textiles (2.34%), textile (1.88%) and putrescible matters (1.79%). Bayard et al. conducted an HSW characterisation in the south east of France (Bayard et al., 2018). A production of 21.6% of fine elements and 11.5% of putrescible matters was found. We can notice a higher fine elements production (15%) and a lowest putrescible matter production (25%) than in our study.

This suggests that insular French departments produced less fine elements than others French territories. However, it shows that efforts have to be done regarding the BMW production reduction.

The performed correlation analysis reveals a strong correlation between the poverty rate and 75% of the HSW composition (cardboard, putrescible matters, fine elements, plastic, textile and sanitary textiles). The amounts of putrescible matters, cardboard and textile increase as the poverty rate decreases. This means that high income group tend to produce the highest amount of organic and textile wastes. Our results agree with studies conducted in Sri Lanka and Mexico (Bandara et al., 2007; Gomez et al., 2008). However, the amount of plastics and fine elements increases as the poverty rate increase. This means that low income group tend to produce more plastic and fine elements. This socio-economic category is more likely to buy cheap pre-package products. However, the fine elements did not follow the same trend as the putrescible matters. An explanation could be that low income groups throw fewer large putrescible matters. The composite wastes, glass and paper, which represents 20% of the HSW composition, correlated strongly with the number of households.

Tableau 11: Pearson correlation results

Main categories	Poverty rate	Number of households
Cardboard	-0.999	0.378
Composite wastes	-0.520	0.992
Putrescible matters	-0.998	0.467
Fine elements	0.948	-0.096
Glass	0.023	-0.922
Metals	0.788	-0.884
Paper	-0.121	0.955
Plastic	0.920	-0.018
Sanitary textiles	0.994	-0.307
Textiles	-0.933	0.710

Results indicate that 95% of the HSW composition could be impacted by socio-economic factors such as the poverty rate and the number of households.

Those factors could therefore be used to predict HSW composition evolution. Besides, we can notice a large amount of BMW (>55%) and RDF (>30%) in the HSW composition. It indicates an effective capacity in the development of WTE technologies such as incineration and AD process. The high portion of potentially reusable waste could indicate a waste sorting problem at source. Indeed, the sorting out made by the households could be improved.

Tableau 12: HSW composition for each municipality (%)

Wastes categories	Saint-Denis			Sainte-Suzanne			Sainte-Marie			Overall average		
	Winter	Summer	Average	Winter	Summer	Average	Winter	Summer	Average	Winter	Summer	Average
Cardboard	5.56	7.1	6.33	4.08	8.5	6.29	5.73	7.52	6.63	5.12	7.71	6.42
Composite wastes	5.02	4.37	4.70	2.86	8.52	5.69	4.4	7.21	5.81	4.09	6.70	5.40
Putrescible matters	34.64	35.13	34.89	38.91	30.7	34.81	40.38	42.75	41.57	37.98	36.19	37.09
Fine elements	5.58	7.33	6.46	7.17	7.05	7.11	5.26	5.64	5.45	6.00	6.67	6.34
Glass	4.99	9.63	7.31	3.69	4.7	4.20	7.36	3.61	5.49	5.35	5.98	5.66
HHW	0.79	0.03	0.41	0.41	0.37	0.39	0.35	0.03	0.19	0.52	0.14	0.33
Metals	4.25	3.03	3.64	3.53	2.37	2.95	2.51	2.29	2.40	3.43	2.56	3.00
Paper	8.66	8.19	8.43	6.86	12.44	9.65	12.05	6.45	9.25	9.19	9.03	9.11
Plastics	16.27	15.78	16.03	16.79	17.32	17.06	12.02	17.62	14.82	15.03	16.91	15.97
Sanitary textiles	8.97	6.31	7.64	11.04	6.38	8.71	3.04	3.32	3.18	7.68	5.34	6.51
Textiles	2.41	2.31	2.36	4.55	1.66	3.11	6.2	3.56	4.88	4.39	2.51	3.45
Combustible nec	1.98	0.14	1.06	0.08	0	0.0	0.68	0	0.34	0.91	0.05	0.48
Non-combustible nec	0.88	0.66	0.77	0.05	0	0.0	0	0	0.00	0.31	0.22	0.27
Potentially Reusable	25.51	28.44	26.98	24.01	24.39	24.20	21.89	23.52	22.71	23.80	25.45	24.63
BMW	54.45	57.75	56.10	57.01	58.69	57.85	63.43	62.35	62.89	58.30	59.60	58.95
RDF	34.65	28.91	31.79	35.32	33.88	34.57	26.34	31.71	29.03	32.1	31.51	31.81

3.3. Wastes management scenarios

LCA results for each scenario are presented in Tableau 13 (Tableau 13). Regarding the emissions (raw value), S1 contributes the most to the GWP and the least to the AP and EP emissions. However, the EP could increase significantly during the cyclone period because of the increase of the water that percolates through the buried wastes. S2 contributes the least to the GWP and POCP. S3 contributes the most to the AP, EP and POCP. Those emissions are mostly due to the recycling and composting process (Figure 13). The emissions avoid by energy production have a poor effect on the scenarios ranking emissions (net value). However, the emissions avoid by the use of compost have significant effect on the impact of S3 regarding the AP, GWP and EP. Indeed, it would allow S3 to have the lowest impact on the AP and GWP. Besides, it would offset his contribution to the EP. The composting process benefits on the environmental savings are in accordance with literature studies (Sharma and Chandel, 2017; Yadav and Samadder, 2014).

Regarding the energy production, the S2 will allow the production of 299.12 GWh/year on average. However, the energy production may be negatively impacted by the HSW heterogeneous composition and high moisture content. Besides, clogging issues may occur due to metal and glass incineration. Moreover, as shown in Tableau 8 (Tableau 8), the plastics have a high content of chlorine and the production of dioxins during the incineration should be monitored. S3 would generate 171.14 GWh/year by RDF incineration and 46 GWh/year AD process, giving a total of 217.14 GWh/year on average. As shown in Tableau 8 (Tableau 8), the RDF have a decent ranking in terms of LHV classification. Besides, they have a low chlorine and mercury content. The high content of chlorine in the plastic could be avoided by sorting out the PVC content. Regarding the land used, S3 required the highest land investment for the first year. However, due the constant waste and slag generation S3 would become the less consuming scenario after two years.

Regarding the environmental impacts, POCP is seen as the least important among those chosen in our study (Guinée et al., 2002). Therefore, S3 appears to be the most acceptable scenario provided that the compost is used instead of industrial fertilisers. A production of 97 687 T of compost/year can be estimated, assuming a mass destruction of 80% of TOM by AD process. However, additional study and awareness campaigns may be needed to demonstrate the safety of using organic HSW compost to the population.

The efficiency of a multiple waste-treatment process (S3) regarding LCA analysis agree with studies undertaken in Turkish and Sweden (Erses Yay, 2015; Eriksson et al., 2005).

Tableau 13: Emissions per ton of HSW and land use for each scenario

Scenarios	S1	S2	S3
Emissions (raw value)			
AP (kg SO ₂ /t)	0.4005	0.4314	2.9855
GWP (kg CO ₂ /t)	2659.9545	399.9598	830.4733
EP (kg PO ₄ ³⁻ /t)	0.0380	0.0589	0.9412
POCP (kg C ₂ H ₄ /t)	0.6712	0.0052	1.1074
Emissions avoid by energy and compost production			
AP (kg SO ₂ /t)	5.3683E-08 / -	8.5060E-07 / -	7.3088E-07 / 2.8561
GWP (kg CO ₂ /t)	5.1273E-05 / -	8.1242E-04 / -	6.9808E-04 / 710.1175
EP (kg PO ₄ ³⁻ /t)	6.8540E-09 / -	1.0860E-07 / -	9.3316E-08 / 4.7056
POCP (kg C ₂ H ₄ /t)	4.2278E-06 / -	6.6989E-05 / -	5.7560E-05 / 0.0384
Emissions (net value)			
AP (kg SO ₂ /t)	0.4005	0.4314	0.1294
GWP (kg CO ₂ /t)	2659.9544	399.9590	120.3552
EP (kg PO ₄ ³⁻ /t)	0.0380	0.0589	-3.7644
POCP (kg C ₂ H ₄ /t)	0.6712	0.0051	1.0690
Land use			
Initial land use (m ²)	21188.8	34587.63	38292.36
Additional land needs each year (m ²)	21188.8	5367.1	1707.4

Moreover, the development of regional recycling industries could significantly reduce the AP. A solution could be to regroup our recyclable waste with those of nearby islands such as Mauritius, Rodrigues and Mayotte. It would allow the development of an efficient and long-lasting recycling industry. However, legislative barriers such as the Basel Convention on the control of transboundary movements of hazardous wastes remain. The financial burden that S3 could represent was not investigated in this study. However, it is reasonable to assume that Reunion Island would need the financial support of The European Union and the French Government to achieve such project (Themelis et al., 2013).

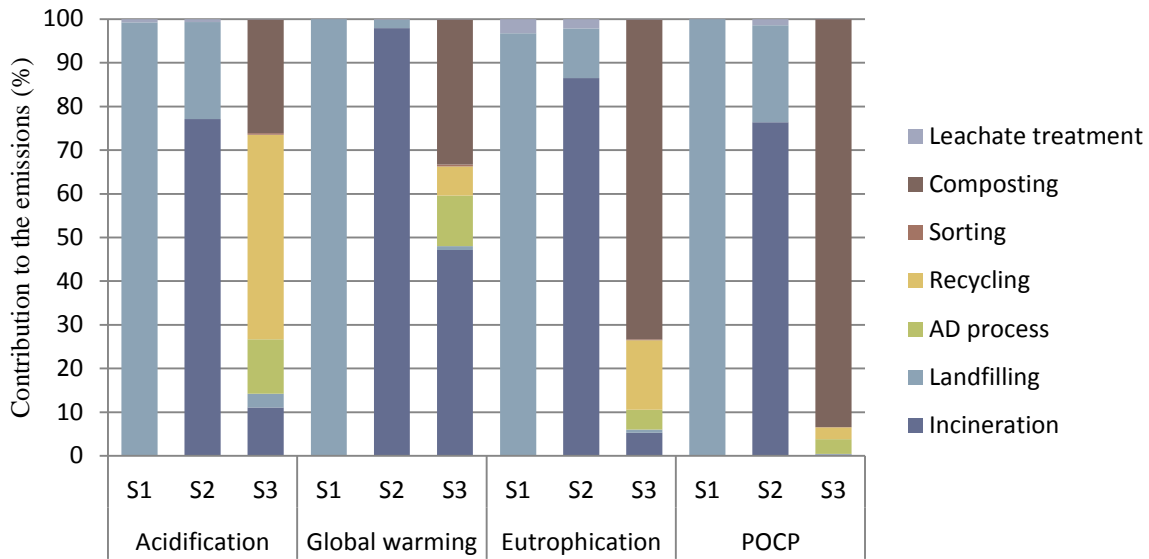


Figure 13 : Contribution of each process to the raw emissions

4. Conclusion of the study

The HSW composition comparison performed indicated a specific composition in the insular tropical French departments. Indeed, a high rate of putrescible matters and plastic was observed (>40%). Besides, a high proportion of reusable wastes (>25%) was noticed. The HSW characterisation performed in Reunion Island revealed a large amount of BMW (>55%), RDF (>30%) and reusable wastes (>20%) in the HSW composition. These results demonstrated a high potential in the development of incineration and AD process. Besides, it would help the local authorities in the WTE processes sizing procedures. The development of the recycling sector in the dimensioning of these installations is essential in the insular environment and will be discussed in further studies. The correlation study suggests a strong bond between socio-economic factors and 95% of the HSW composition. Taking into account the socio-economic factors would help to develop prediction tools for HSW composition in further study. The LCA performed suggest that multiple waste-treatment process (S3) was the most suitable solution regarding environmental impacts and land used. However, the used of compost instead of industrial fertiliser was required to offset some environmental impacts. The gasification and pyrolysis processes were not discussed in this study and will be the subject of further studies as it starts to arouse great interest among local authorities.

5. Conclusion du chapitre

Le travail mené dans ce chapitre a permis de mettre en lumière une composition spécifique des déchets ménagers dans les départements français insulaires ayant un climat tropical. Un taux élevé de matières fermentescible et de matières plastiques a été observé (>40%). Par ailleurs, une forte proportion de déchets réutilisables (>25%) a été constatée. La caractérisation réalisée à La Réunion a démontré un fort potentiel pour le développement de la méthanisation et de l'incinération. Cependant, ces résultats nous ont amenés à nous poser de nouvelles questions à savoir :

- Comment évolue le potentiel méthane de la fraction organique des déchets ménagers si sa composition change ?
- Existe-t'il des phénomènes synergétiques ou antagonistiques liés à ce changement de composition pouvant impacter la production de méthane ?
- Est-il judicieux d'effectuer une codigestion avec un autre type de déchets tel que les déchets verts ?

Le travail réalisé dans le Chapitre 3 aura pour objectif d'apporter des éléments de réponse à ces questionnements.

Chapitre 3: Effects of organic fraction of municipal solid waste composition on methane production and kinetics: Synergetic effect and predictive model

Avant-propos

"Le déchet de quelqu'un est le trésor d'un autre" Yotam Ottolenghi. Cette phrase retranscrit en substance ce que représente la méthanisation des déchets ménagers, c'est-à-dire la transformation de nos déchets en une ressource valorisable (le méthane) par des bactéries. Après avoir mis en lumière le gisement de déchet valorisable par digestion anaérobie dans le chapitre précédent, la question s'est posée de savoir combien de méthane nous pourrions en retirer. Cela s'est traduit par la nécessité d'évaluer le potentiel méthane du papier, du carton, des éléments fins et des fermentescibles. Outre les déchets précédemment cités, un autre type de déchet biodégradable, les déchets verts faisant partie des déchets municipaux, ont été ajoutés à l'étude. Ceci dans un souci d'accroître le gisement potentiel de déchet valorisable par digestion anaérobie. Suite à cette première étape d'évaluation du potentiel méthane, nous nous sommes intéressés à la présence ou non d'interaction (synergie/antagonisme) entre les différents types de déchets. Enfin, dans l'optique de prévoir la production de méthane à partir des déchets ménagers en fonction de l'évolution future de leur composition, nous avons proposé un modèle prédictif.

Ce travail fut réalisé en partenariat avec le SYDNE. Les résultats concernant le potentiel méthanogène furent intégrés dans un rapport de recherche (Adelard and Lebon, 2015). Enfin, une partie de ces travaux a été présentée lors de la conférence « Sustainable Materials Processing and Manufacturing 2019 » (SMPM) puis publiée dans le journal « Procedia Manufacturing » en 2019. La Figure 14 rappelle les étapes qui seront suivies durant ce chapitre.

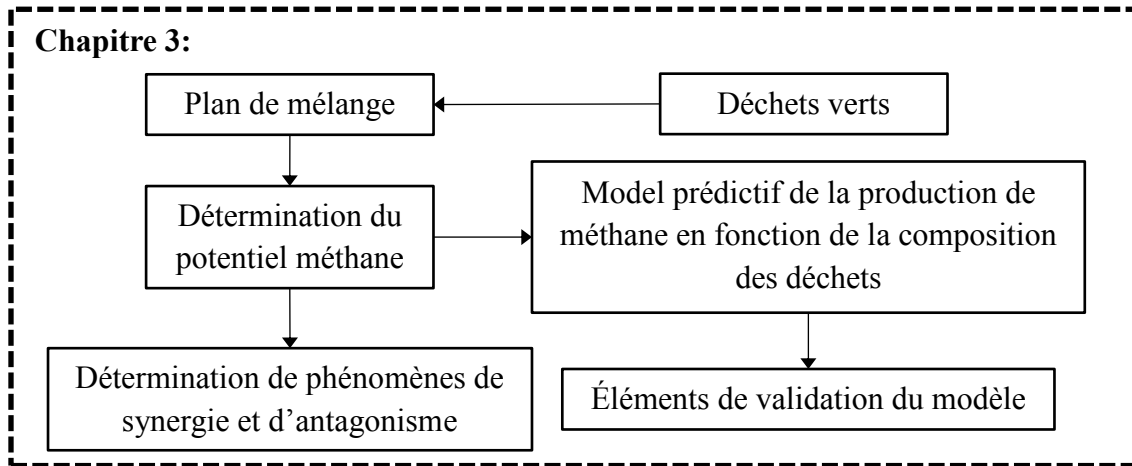


Figure 14: Les étapes du chapitre 3

Influence of organic fraction of municipal solid waste composition on methane production:
Synergetic effect and predictive model

Édouard Lebon^{a*}, Laetitia Adelard^a

^a Université de La Réunion, Laboratoire de Physique et Ingénierie Mathématique appliquées à l'Energie et à l'environnement (PIMENT), La Réunion, France.

*Corresponding author.

E-mail address: edouard.lebon@univ-reunion.fr

Abstract

Anaerobic digestion (AD) process is increasing in popularity throughout the world due to the increasing demand for renewable energy and the needs in efficient wastes treatment. In this context, the determination of the biochemical methane potential test (BMP test), a method to assess the ultimate methane production of a substrate, has become an important parameter for AD processes implementation. In this study, BMP tests are used to evaluate the methane production of the codigestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and green wastes. Moreover, the influence of the OFMSW composition on the methane production was investigated to evaluate synergetic or antagonistic effects. Finally, a predictive model was implemented to determine the methane production according to the OFMSW composition. BMP test results reveal that fine elements and putrescible matter generate more methane, 412.19 and 371.34 NLCH₄.kg^{VS-1}, respectively. Codigestion of OFMSW and green wastes show antagonistic effects on the methane production. However, paper and cardboard could be used to improve the methane production. The predictive model shows good results. It could explain 99.98% of the variation of the response is explained by the model and demonstrates to be able to predict responses from new mixture proportion.

Keywords: Anaerobic digestion, Biochemical methane potential, Organic fraction municipal solid waste, Prediction model, Synergy

1. Introduction

Anaerobic digestion (AD) is a biological process lying on the degradation of organic matter including municipal, agricultural, and food industry wastes in order to produce biogas, a mix of methane and carbon dioxide in variable percentage (Cabbai et al., 2013). AD process is a widely applied matured waste to energy (WTE) technology reported as an efficient way to treat organic wastes and simultaneously product bioenergy and bio-fertiliser (Cuetos et al., 2008; Fernández et al., 2008; Angelidaki et al., 2009; Moestedt et al., 2015; Alexandropoulou et al., 2016). In addition, AD process is increasing in popularity throughout the world due to the increasing demand for renewable energy and the needs in efficient wastes treatment (Angelidaki et al., 2009; Strömberg et al., 2015). In this context, biochemical methane potential test (BMP), a widely used method to assess the ultimate methane production of organic substrates perform at optimal conditions (Browne and Murphy, 2013; Holliger et al., 2016) has become a key parameter for AD processes implementation (Angelidaki et al., 2009). Results from BMP tests are commonly used to identify potential feedstocks for AD processes, determine organic loading rate and retention time in anaerobic digesters, enhance full-scale anaerobic degradation operations, determine the decomposition potential of excavated refuse and acquire information on the kinetics constant used for modelling and predict methane production (Angelidaki et al., 2009; Pearse et al., 2018). The organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) is known to be a heterogeneous solid substrate (Buffiere et al., 2006; A. Nielfa et al., 2015).

OFMSW composition depends on various factors such as food habits, cultural traditions, lifestyles, climate, income and number of inhabitants (Gupta et al., 1998; Pearse et al., 2018).

Many studies had been conducted on the determination of the methane potential of OFMSW and there is a wide range of values available in the literature. In the early 1990s (Mata-Alvarez et al., 1990) and (Chynoweth et al., 1993) measure a production of 399 and 240 $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$, respectively. (Owens and Chynoweth, 1993) reported a production that range from 186 to 222 $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$. In the 2000s, (Nopharatana et al., 2007), (Walker, 2008) reported a production that range from 160 to 250 and 280 to 320 $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$, respectively. More recently (Ana Nielfa et al., 2015) and (Keucken et al., 2018) reported a production of 201.46 $\text{NmLCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ and 475 $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$, respectively. This variability can be attributed to several factors such as the differences in equipment used, experimental conditions, procedures and the substrate heterogeneity (Angelidaki et al., 2009; Pearse et al., 2018). Anaerobic digestion of OFMSW is usually not considered as a co-digestion as it represents a single waste stream.

However, in her study (Ana Nielfa et al., 2015) evaluated the methane potential of the main components of organic fraction of municipal solid waste. It demonstrates the presence of synergetic and competitive effects due to the OFMSW composition.

Anaerobic co-digestion (AcoD) of organic wastes is a widely used technology applied for simultaneous treatment of several solid and liquid organic wastes (Alatrisme-Mondragón et al., 2006; Cabbai et al., 2013). It is an interesting alternative for managing two separate waste streams (Stroot et al., 2001). The main advantages of AcoD are the possibility to improve the methane yield because of the supply of additional nutrients from the co-substrates. However, it is important to select the best blending ratios (Mata-Alvarez et al., 2011). In addition, AcoD allows a more efficient use of equipment and cost-sharing by processing multiple wastes streams in a single facility (Alatrisme-Mondragón et al., 2006) and improved the economic feasibility of and AD process installation (Mata-Alvarez et al., 2011; Mata-Alvarez, 2014). Green wastes are known to represent a potentially large, underutilised biomass resource (Raud et al., 2017). Co-digestion study of food and green waste conducted by (Chen et al., 2014) shows that biogas production increased when increasing the fraction of food waste (FW) compared to green waste (GW). He found an optimal ratio of 40/60 (FW/GW).

In 2015, 101 868 tons of green wastes were generated in Reunion Island (Palay and Routier, 2019). Those green wastes were mostly composed of garden and forest waste. Among the green waste generated 24 000 tons were landfilled. The variability of the BMP results from literature and the OFMSW composition dependence to various factors suggested BMP results from a study are specific to a territory. Thus, in response to the needs of BMP data, this study focused on the determination of the ultimate methane potential of the OFMSW and investigating the impact of the composition of the OFMSW on the methane production. In addition, as the biodegradable fraction of OFMSW content a high amount of food waste; the co-digestion of OFMSW with green waste was performed to investigate possible synergetic or antagonistic effects. Furthermore, a model for methane production prediction was implemented in order to predict the methane production in accordance with the variation of the OFMSW composition.

2. Materials and methods

2.1 Inoculum and substrates

Inoculum was collected from the mesophilic biogas plant of the sugar-cane distillery Rivière du Mât, Saint-Benoit, Reunion Island, that digests sugar cane vinasse. A 900-1000 μm sieve was used to remove the remaining large solid particle from the inoculum. Then the inoculum was acclimated with organic fraction of household solid waste (OFHSW) for 40 days in a first BMP batch essay at mesophilic condition, 35°C. Once the inoculum was acclimated, it was recovered and filtered. Then, the inoculum was pre-incubated at 35°C in order to deplete the residual biodegradable organic material present in it (Angelidaki et al., 2009). The inoculum was analysed for total solids (TS), volatile solids (VS) we respectively obtain 4.02% and 2.77%. Household waste samples originated from the characterisation study described in chapter 2.

The green waste samples come from the company “Recyclage De L'est - Recycl'est”, Saint-André, Reunion Island. This company shreds and sales green waste from the municipal green waste door-to-door collection to farmer or any individual.



Figure 15: Filtering process and storage

2.2 Analytical Method

Substrate samples were characterised in terms of Dry Solid (DS), Volatile Solid (VS), Chemical Oxygen Demand (COD), Volatile Fatty Acids (VFA), Carbone Organic Total (COT), Nitrogen (Nt) and reported for 1g of raw material in Table 14 (Tableau 14). The dry matter content was measured by drying of 2 kg of the sample at 105°C until weight stabilisation.

The volatile matter was measured by burning the dry samples at 550°C for 4.5 hours. In order to ensure the sample homogenisation for analysis, 2 kg of wastes were grind for 3 minutes at 6000 RMP using a Retsch Grindomix GM 200. The green wastes were first grind using a Retsch cutting mill SM 100 before using the using a Retsch Grindomix GM 200. Then, 5g of grinded waste were mixed with 50 mL distilled water for 5 minutes by Ultraturrax IKA T25 digital. Chemical tests were run on the waste and distilled water mix solution supernatant using Hach lange kit test system LCK 914 (DCO), LCK 365 (VFA), LCK 387 (COT) and LCK 338 (Nt) and Hach lange dry thermostat LT200. Measured were performed using a Hach Lange DR5000 Spectrophotometer (Lebon et al., 2019).

Tableau 14: Analytical results for samples*

Wastes categories	DS (%)	VS (%)	COD (gO ₂ /L)	Nt (mg/L)	COT (mg/L)	VFA (mg/L)
Putrescible matters	28.44	81.44	0.11	3.57	76.60	12.92
Fine elements	50.4	71.87	0.67	1.79	162.33	22.60
Cardboard	70.92	80.57	0.53	2.59	158.14	4.42
Paper	56.69	89.33	0.52	0.76	74.13	10.44
Green waste	48.77	86.96	0.26	24.31	54.53	0.73

*(Lebon et al., 2019)

2.3 Experimental Set-up and Procedures for BMP assay

BMP tests were carried out using the AMPTS II, Bioprocess Control device, as describe by James D. Browne (Browne and Murphy, 2013). This automatic biogas measurement system is known to provide trustworthy and accurate results (Strömberg et al., 2015). Glass bottles of 500 ml with a working volume of 250 ml were used as a reactor. In order to avoid fatty acids aggregation and ensure a good mass transfer each reactor was stirred by mechanical mixing at 40 rpm for 10s every minute.

A total of approximately 7gVS of substrate were added to each reactor with 250 ml inoculum and placed in a thermostatic bath at 35°C (mesophilic conditions), until no more significant methane production was observed. The inoculum to substrate ratio (ISR) of 1 was used based on VS amount. The biogas produce was first lead to a bottle, which contains 80 ml of a 3 M sodium hydroxide (NaOH) solution used to trap the carbon dioxide (CO₂) produce. Then the bio-methane produced was measured by a flow metre and results are given to standard temperature and pressure (0 °C and 1 bar). Blank tests, consisting of inoculum alone, were performed in order to estimate the endogenous CH₄ production of the inoculum. The endogenous CH₄ production was deducted from the organic substrates BMP test results, to obtain the net methane production of the substrate. All experiments were run in duplicates and the results presented are the average of the duplicates.

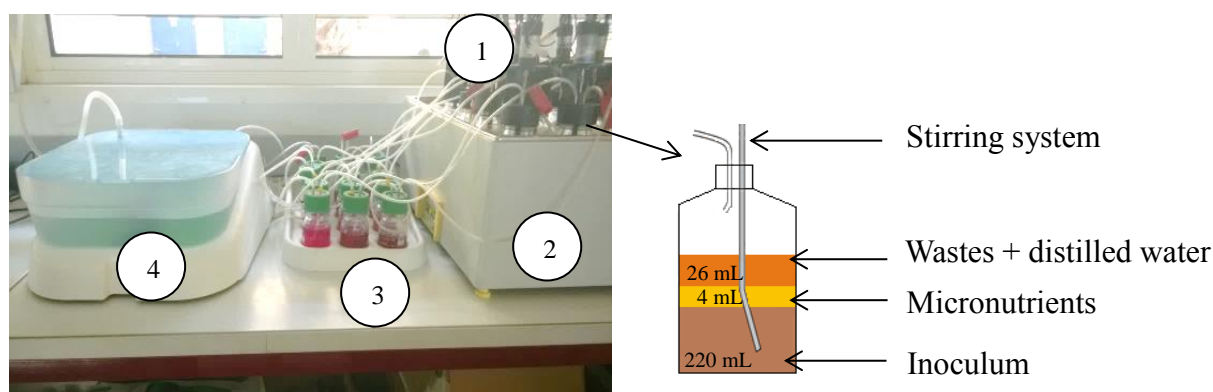


Figure 16: BMP test experimental setup

2.4 Experimental design

A simplex centroid mixture design and a network mix design was used to define the proportions of different wastes in each tested mix (Goupy, 2005). Tableau 15 (Tableau 15) describes the experimental design based on the VS components proportion. In this study, the run 21 will be referred as the centroid, which means that all substrates have the same proportion in this mixture. The run correspond to the OFMSW composition ratio and we be used as validation point. Minitab version 18.1 (Minitab, Inc. Pennsylvania, US) was used to calculate the coefficients of the most widespread model used for mixture design modelling using the waste proportion (Cornell, 2002; Rao and Baral, 2011):

$$\text{Linear: } Y = \sum_{i=1}^q \beta_i x_i \quad \text{Eq. 15}$$

$$\text{Quadratic: } Y = \sum_{i=1}^q \beta_i x_i + \sum_{i<j} \beta_{ij} x_i x_j \quad \text{Eq. 16}$$

$$\text{Full cubic: } Y = \sum_{i=1}^q \beta_i x_i + \sum_{i<j} \beta_{ij} x_i x_j + \sum_{i<j} \gamma_{ij} x_i x_j (x_i - x_j) + \sum_{i<j<k} \beta_{ijk} x_i x_j x_k \quad \text{Eq. 17}$$

$$\text{Special cubic: } Y = \sum_{i=1}^q \beta_i x_i + \sum_{i<j} \beta_{ij} x_i x_j + \sum_{i<j<k} \beta_{ijk} x_i x_j x_k \quad \text{Eq. 18}$$

Full quartic:

$$\begin{aligned} Y = & \sum_{i=1}^q \beta_i x_i + \sum_{i<j} \beta_{ij} x_i x_j + \sum_{i<j} \gamma_{ij} x_i x_j (x_i - x_j) + \sum_{i<j} \delta_{ij} x_i x_j (x_i - x_j)^2 \\ & + \sum_{i<j<k} \beta_{ijk} x_i^2 x_j x_k + \sum_{i<j<k} \beta_{ijk} x_i x_j^2 x_k + \sum_{i<j<k} \beta_{ijk} x_i x_j x_k^2 \\ & + \sum_{i<j<k<l} \beta_{ijkl} x_i x_j x_k x_l \end{aligned} \quad \text{Eq. 19}$$

Special quartic:

$$Y = \sum_{i=1}^q \beta_i x_i + \sum_{i<j} \beta_{ij} x_i x_j + \sum_{i<j<k} \beta_{ijk} x_i^2 x_j x_k + \sum_{i<j<k} \beta_{ijk} x_i x_j^2 x_k + \sum_{i<j<k} \beta_{ijk} x_i x_j x_k^2 \quad \text{Eq. 20}$$

In Eq. 15, 16, 17, 18, 19 and 20, Y represents the methane production. β_i represents the expected response to the pure blend $x_i=1$ and $x_j=0$ when $j \neq i$. The portion $\sum_{i=1}^q \beta_i x_i$ is called the linear blending portion. When curvature arises from nonlinear blending between component pairs, the parameters β_{ij} represent either synergistic or antagonistic blending (Montgomery, 2013).

Tableau 15: Experimental design

Run	Mixing ratio (VS basis)				
	Cardboard X ₁	Putrescible matters X ₂	Fine elements X ₃	Green waste X ₄	Paper X ₅
1	1	0	0	0	0
2	0	1	0	0	0
3	0	0	1	0	0
4	0	0	0	1	0
5	0	0	0	0	1
6	0.5	0.5	0	0	0
7	0.5	0	0.5	0	0
8	0.5	0	0	0.5	0
9	0.5	0	0	0	0.5
10	0	0.5	0.5	0	0
11	0	0.5	0	0.5	0
12	0	0.5	0	0	0.5
13	0	0	0.5	0.5	0
14	0	0	0.5	0	0.5
15	0	0	0	0.5	0.5
16	0.6	0.1	0.1	0.1	0.1
17	0.1	0.6	0.1	0.1	0.1
18	0.1	0.1	0.6	0.1	0.1
19	0.1	0.1	0.1	0.6	0.1
20	0.1	0.1	0.1	0.1	0.6
21	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
22	0.13	0.61	0.11	0.00	0.15

2.5 Synergistic and antagonistic effects of co-digestion

Synergistic and antagonistic effects result from inner reactions produced by the co-digestion of the different components (A. Nielfa et al., 2015). Synergistic effects are represented by an additional methane production for co-digestion samples compared to the individual substrate. Likewise, antagonistic effects are represented by a lower methane production in the co-digestion samples as compared to the individual substrates (Labatut et al., 2011). To estimate a possible synergistic or antagonistic effect two methods were used. For the first method, the equation (Eq.21) described by Nielfa was used (A. Nielfa et al., 2015):

$$\alpha = \frac{\text{Experimental production}}{\text{Theoretical production}} \quad \text{Eq. 21}$$

Where, the experimental production is the result of the BMP tests for each co-digestion mixture, the theoretical production is the theoretical value obtained from the BMP of the individual substrates considering the VS of each substrate in the final mixture. When:

- $\alpha > 1$; the mixture has a synergistic effect in the final methane production.
- $\alpha = 1$; the substrates work independently from the mixture.
- $\alpha < 1$; the mixture has an antagonistic effect in the final methane production.

For the second method, the calculated β coefficient from the best model (Eq.15 to 20) were used to identify synergistic or antagonistic effect as proposed by (Rao and Baral, 2011).

2.6 Statistical indicators

To describe the goodness of fit of each model, the coefficient of determination R^2 , the adjusted coefficient of determination R_{adj}^2 (Montgomery, 2013) and the standard error of the regression S were calculated using Minitab. The R^2 indicates the amount of variation of the control parameter explained by the model. The R_{adj}^2 adjusted the R^2 value to the number of coefficients, it will decrease if useless variables are added to a model. R^2 and R_{adj}^2 values close to 1 indicate a good fit of the model. R_{pred}^2 indicates how well the model can predict the response for new observations. R_{pred}^2 value close to 1 indicates a that the model is a good forecasting model. The standard error of the regression is expressed in the units of the response variable and shows the average distance that the observed values fall from the regression line. A small value of S indicates that the observations are closer to the fitted line. For each estimated β coefficient, the Variance Inflation Factor (VIF) was calculated. It indicates the presence of multicollinearity between coefficients. A VIF >5 should be considered problematic.

3. Results and discussion

3.1 Biogas production

The cumulative methane productions of the different run are illustrated in Figure 17, 18, 19 and 20. The BMP yields of the different runs are shown in Table 16 (Tableau 16).

The results are expressed in $\text{NLCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ ($0\text{ }^\circ\text{C}$ and 1 bar) and $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ ($35\text{ }^\circ\text{C}$ and 1 bar) in order to enable literature comparison. Figure 21 represents the Cox response trace plot for each component. The x-axis is the deviation proportion from the reference point (the centroid), and the y-axis is the fitted response. This figure allows us to visualize how the response changes when each component proportion changes from the reference point (run-21 centroid).

The biogas production processes ran until no more methane production was observed (40 to 60 days). The BMP test revealed different methane production that range from 64.21 $\text{NLCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ for the green wastes to 412.19 $\text{NLCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ for the fine elements. As we can see from Figure 17, Figure 18, Figure 19 and Figure 20, the methane production began immediately from the first day of the experimental starting date. This could be explained by the fact that the microorganisms were acclimatised to the substrate in a prior BMP test. The AD of fine elements and the putrescible matters generate the most methane. Those wastes represent 12.68 and 30.93% of the French national average MSW composition, respectively (ADEME, 2010). In Reunion Island, those wastes represent 6.34 and 37.09% (43.43 % in total) of the MSW composition (Chapter 2) and 11% and 61% (72% in total) of the OFMSW composition. Thus they represent a valuable energetic potential.

As suggested by (Nopharatana et al., 2007), the time required to produce 95% of the ultimate methane potential (UDM) was used as an indication of the overall degradation time and presented in Table 16 (Tableau 16). The results indicate that for most of the run, 95% of the UDM was produced between 13 to 20 days. The runs 1, 5 and 9 took the most time to achieve 95% of the UDM, with 38, 35 and 35 days, respectively. The substrate used in those runs are cardboard and paper and are composed of lignin (Pommier et al., 2010). This complex organic polymer is known for his low biodegradability and could explain the results obtained (Triolo et al., 2011).

From Table 16 (Tableau 16), we can see that the mixtures with the highest cardboard or green waste content (runs-1, 4 and 8) show the lowest methane production. In Figure 21, we can observe that as the proportion of green waste increase, the methane production decreases. Regarding the cardboard, at lower proportion it seems to enhance the methane production. However at higher proportion it decreased the methane production. Nevertheless, in contrast to the green waste, the decreasing effect is stabilising. This behaviour could be explained by the fact that those fibre-rich wastes contain lignocellulose bio-fibres known to have a low biodegradability (Naroznova et al., 2016) and thus lead to a low methane production. Besides, we can see that the mixtures with the highest methane production were observed for the mixtures with the highest putrescible matters and fine element content (runs-2, 3 and 10). In Figure 21, we can observe that as the proportion of fine elements and putrescible matters in the mixture increase, the methane production increases. This behaviour could be explained by the fact that those substrate mixtures mainly contain food wastes known to be an easy biodegradable substrate (Lin et al., 2011) and thus lead to a high methane production.

Regarding the paper, it appears that in a given proportion the methane production was improved which is in accordance with (Braber, 1995).

In Table 17 (Tableau 17), BMP values at mesophilic condition from literature for OFMSW, green waste, paper and cardboard are summarised. As we can see, the BMP value for a same substrate varies widely among the studies. It goes from 160 to 491 $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ for the OFMSW, from 40.8 to 209 $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ for the green waste, from 58 to 372 $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ for the paper and from 30 to 271 $\text{LCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ for the cardboard. Result obtained for green waste (run 4) are closed to the result achieved by (Brown et al., 2012) for yard waste composed of leaves and tree branches. Result obtained for the paper (run 5) is closed to the result achieved by (Owens and Chynoweth, 1993) for the print newspapers. Result obtained for the cardboard is closed to the result obtained by (Abbassi-Guendouz et al., 2012). Result obtained for the OFMSW (run-22) is in the range of the results presented in Table 17 (Tableau 17).

Tableau 16: BMP yield and α coefficient

Run	BMP yield (NLCH ₄ .kgVS ⁻¹)	BMP yield (LCH ₄ .kgVS ⁻¹)	Time taken to produce 95% of BMP yield (days)	Theoretical BMP yield (LCH ₄ .kgVS ⁻¹)	α
1	114.12	128.74	38	–	–
2	371.34	418.92	23	–	–
3	412.19	465.01	19	–	–
4	64.21	72.44	17	–	–
5	192.89	217.61	35	–	–
6	271.76	306.58	20	243.38	1.12
7	310.16	349.90	20	263.48	1.18
8	92.77	104.66	13-16	89.16	1.04
9	159.37	179.79	35	153.50	1.04
10	392.49	442.72	28	392.74	1.00
11	155.07	174.94	13	218.43	0.71
12	297.54	335.67	20	282.77	1.05
13	200.06	225.69	13-16	238.52	0.84
14	282.95	319.21	16-20	302.86	0.94
15	212.81	240.08	13-16	128.55	1.66
16	160.00	180.50	13-16	172.73	0.93
17	275.37	310.7	13-16	301.99	0.91
18	307.10	346.45	13-16	322.09	0.96
19	152.77	172.35	13-16	147.77	1.04
20	299.31	383.45	13-16	212.11	1.41
21	254.13	286.7	13-16	231.34	1.10
22	264.50	298.4	13-16	316.22	0.84

Tableau 17: BMP data from literature

References	Organic substrates	BMP yield (LCH ₄ .kgVS ⁻¹)	Retention time (days)	Temperature (°C)
(Mata-Alvarez et al., 1990)	SS-OFMSW	399	25	35
(Chynoweth et al., 1993)	MSW	240	46	35
(Owens and Chynoweth, 1993)	MSW	186-222	60	35
(Nopharatana et al., 2007)	MSW	160-250	20	38
(Shanmugam and Horan, 2009)	MSW	360*	28	35
(Guendouz et al., 2010)	MSW	187	30	37
(Ponsá et al., 2011)	OFMSW	382	135	37
(Zhang et al., 2012)	OFMSW	364	82	36
(Cabbai et al., 2013)	OFMSW	491*	30	37
(Ana Nielfa et al., 2015)	OFMSW	201.46*	35	Mesophilic
(Keucken et al., 2018)	OFMSW	475	40	Mesophilic
(Owens and Chynoweth, 1993)	Yard waste	123-209	60	35
(Liu et al., 2009)	Green waste	206	25	35
(Liew et al., 2012)	Yard waste	40.8	30	37
(Brown et al., 2012)	Yard waste	59.7	30	37
(Chen et al., 2014)	Green waste	164.6	50	37
(Raud et al., 2017)	Greening waste	159	42	36
(Owens and Chynoweth, 1993)	Unprinted and printed newspaper, magazine, office paper	84, 100, 203, 369	60	35
(Jokela et al., 2005)	Newsprint and office paper	58, 340	237	35
(Naroznova et al., 2016)	Dirty paper	372	45	37
(Jokela et al., 2005)	Cardboard	217	237	35
(Abbassi-Guendouz et al., 2012)	Cardboard	176-142-30	298	35
(Naroznova et al., 2016)	Dirty cardboard	271	45	37
(Capson-Tojo et al., 2017)	Cardboard	250	98	35

*NLCH₄.kgVS⁻¹, SS-OFMSW: Organic Fraction of Source-Sorted Municipal Solid Waste

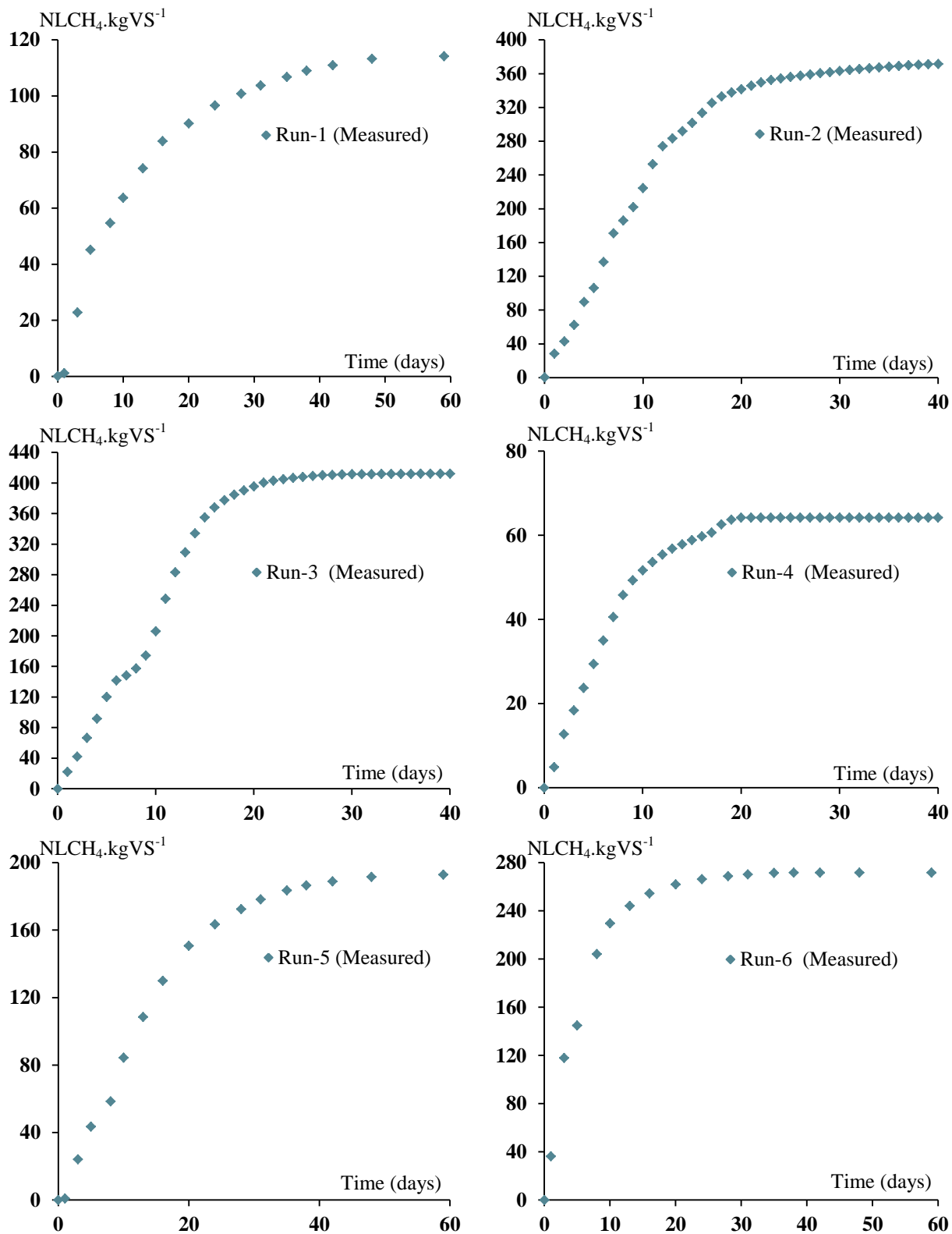


Figure 17: Cumulative methane production for the runs 1 to 6

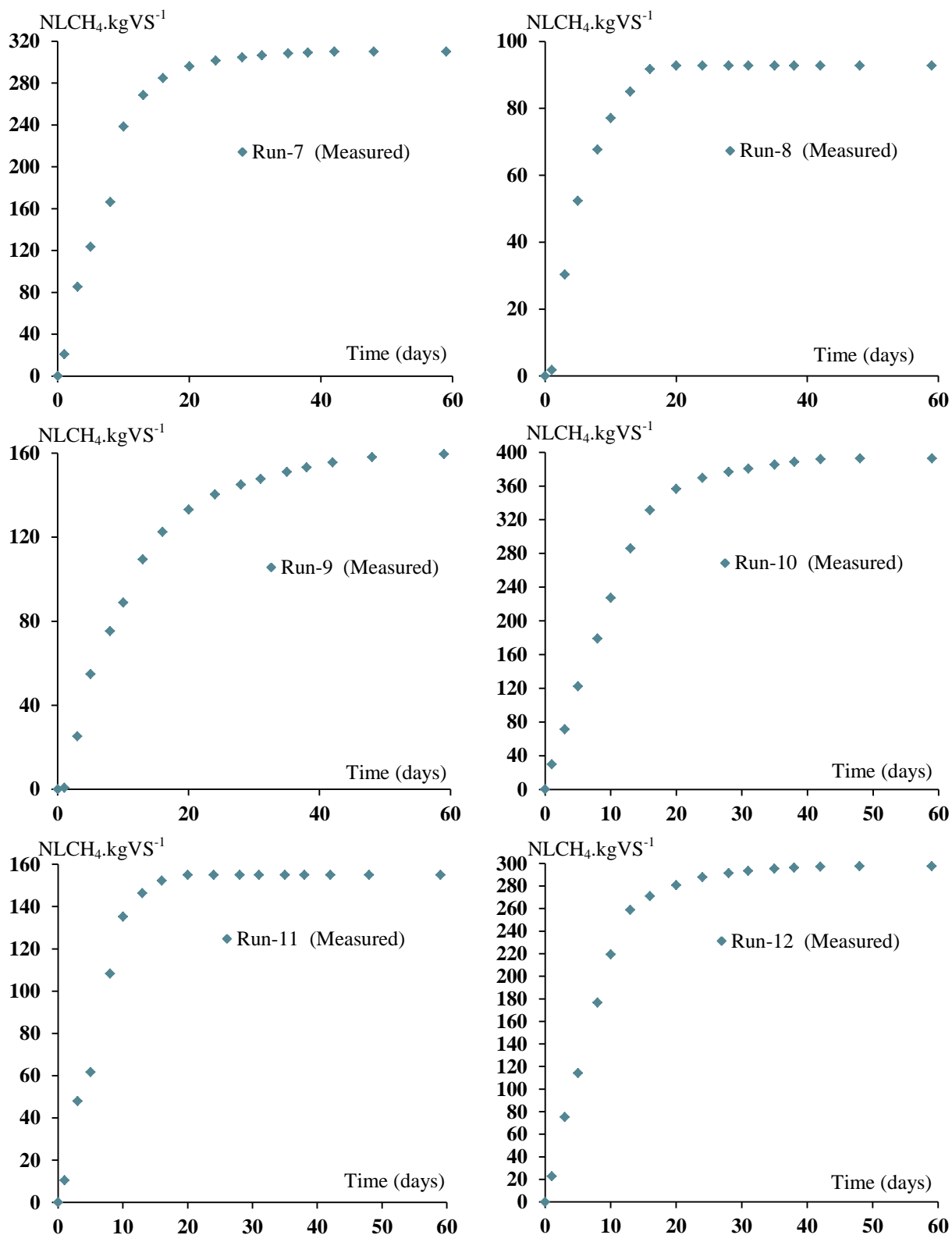


Figure 18: Cumulative methane production for the runs 7 to 12

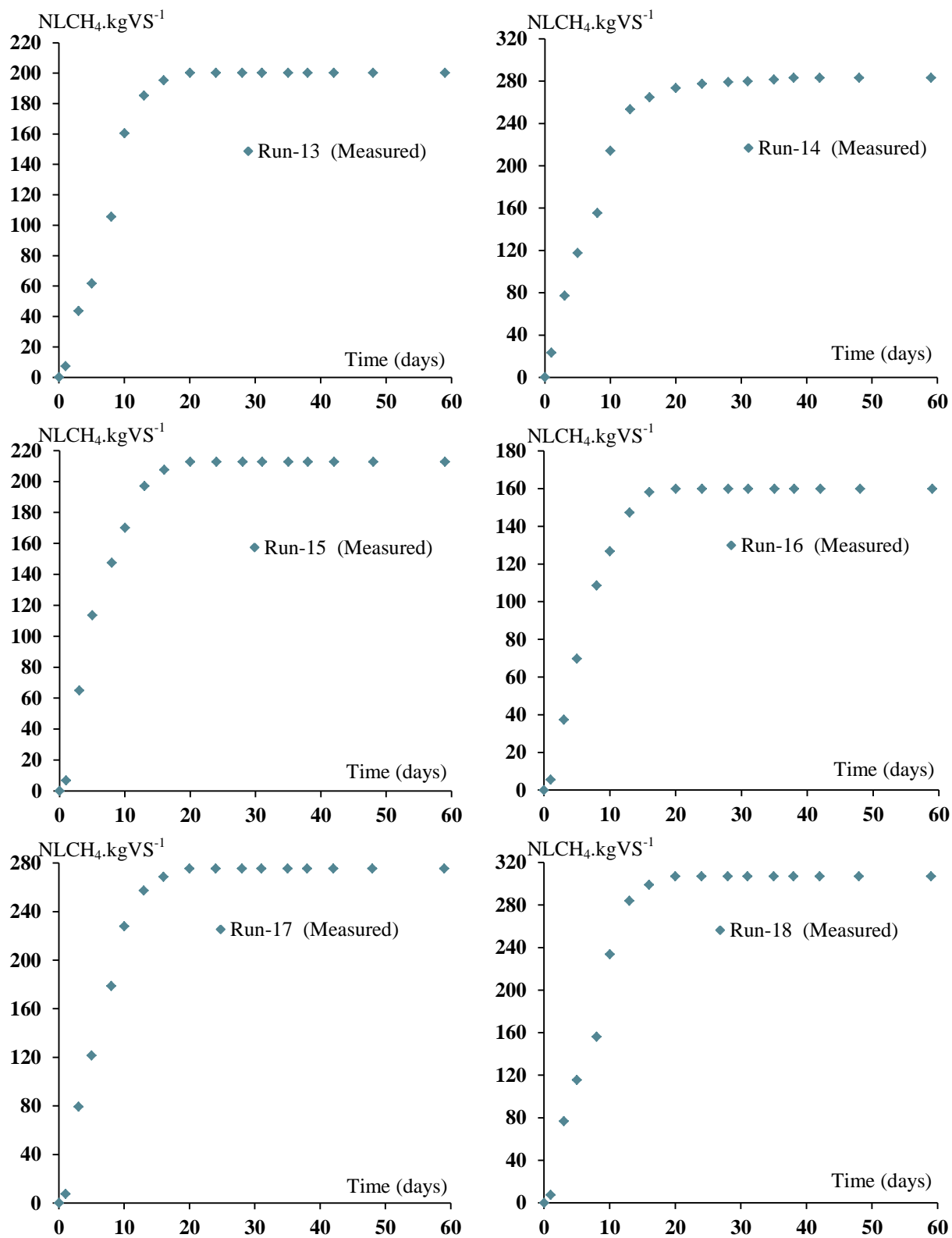


Figure 19: Cumulative methane production for the runs 13 to 18

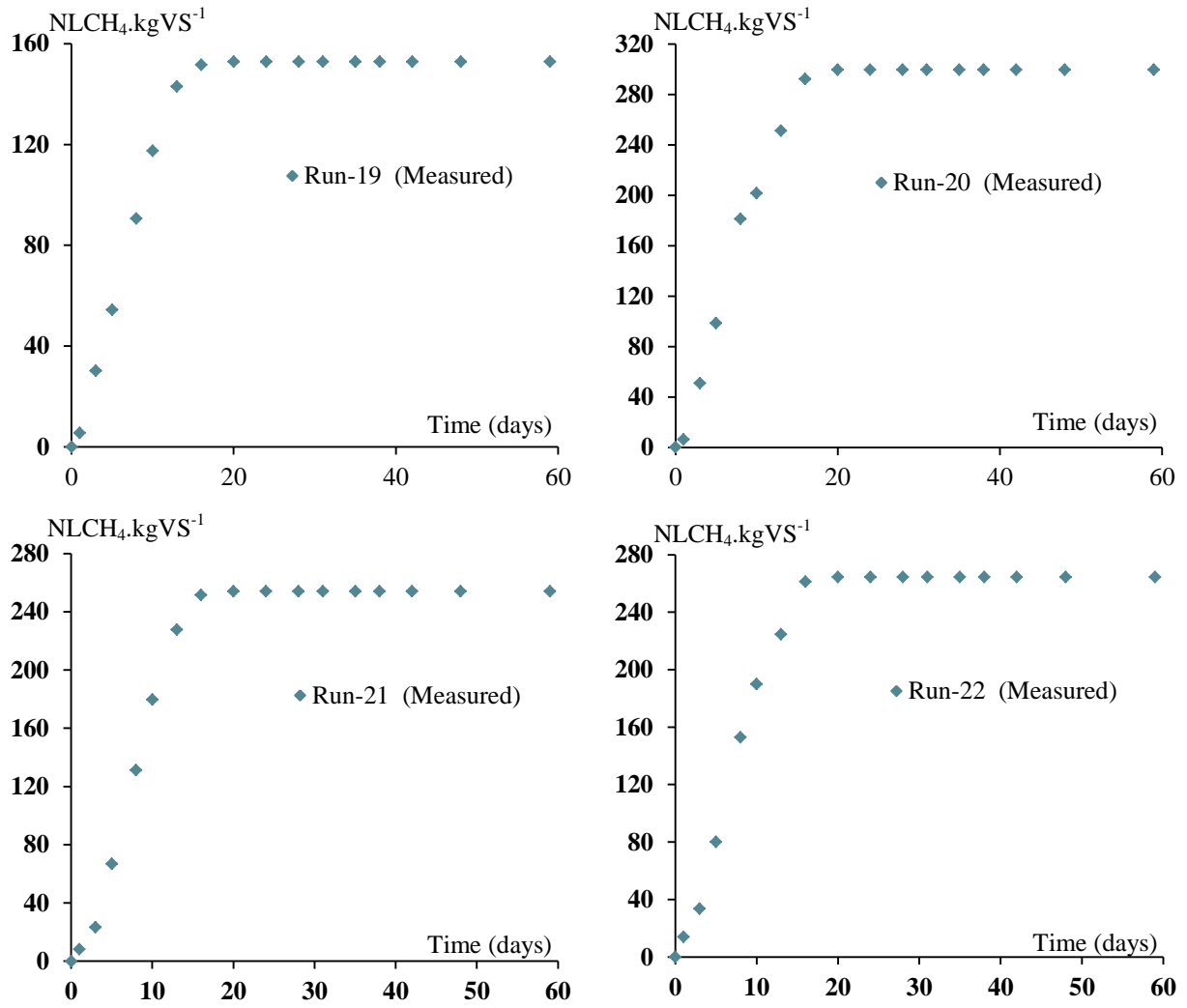


Figure 20: Cumulative methane production for the run 19 to 22

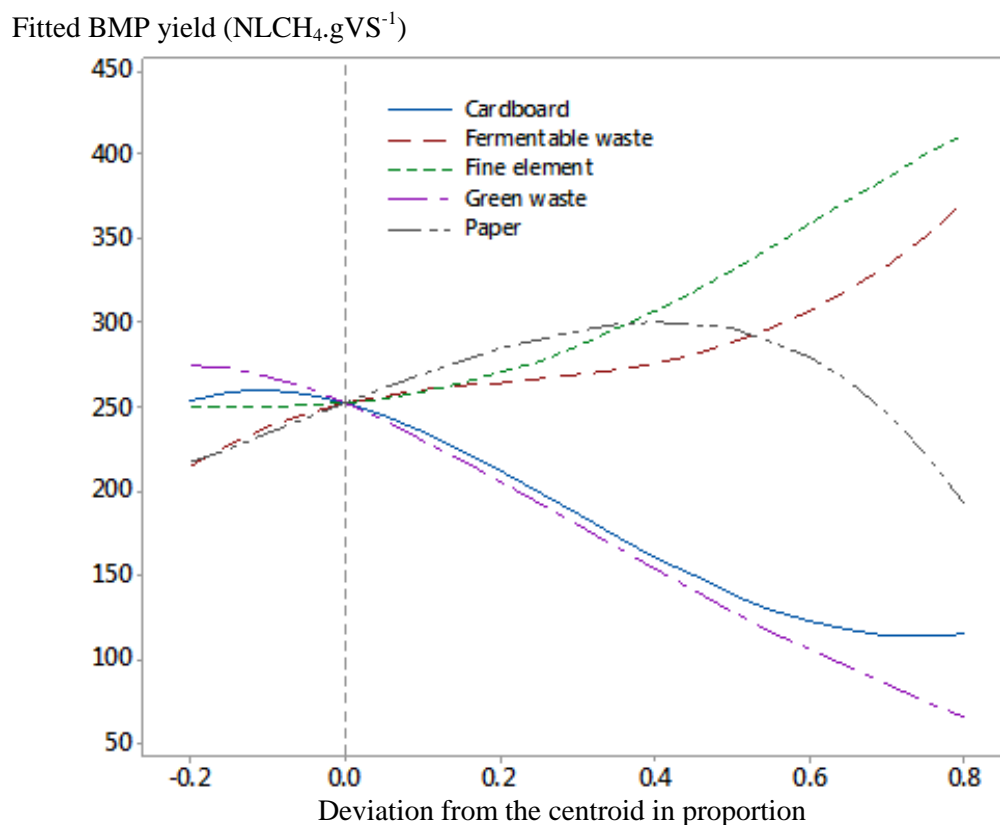


Figure 21: Cox response trace plot

3.2 Regression analysis

All the responses obtain for the mixture 1 to 21 were fitted to the linear, quadratic, full cubic, special cubic, full quartic and special quartic models. The statistical indicators are shown in Table 18 (Tableau 18). The model with highest R^2 , R_{adj}^2 , R_{pred}^2 and the lowest S was selected for our study. As we can see, according to the R^2 and R_{adj}^2 and S values, the models that fit the best the experimental data are the full cubic, special quartic and full quartic. However, the full quartic model has the lowest standard deviation. In addition, the full quartic model is the most suitable model in term of prediction ability ($R_{pred}^2=0.9813$).

The full model quartic model was selected to fit our experimental results and is presented by the following equation:

$$\begin{aligned}
 Y = & 115.17x_1 + 371.45x_2 + 412.46x_3 + 65.33x_4 + 192.83x_5 + 112.53x_1x_2 + 184.57x_1x_3 + 20.01x_1x_5 - 254.47x_2x_4 \\
 & + 60.3x_2x_5 - 155.88x_3x_4 - 79.59x_3x_5 + 333.72x_4x_5 + 923.5x_1x_2(x_1 - x_2) - 2086.2x_1x_5(x_1 - x_5) \\
 & - 4293x_1x_2x_3^2 + 11986x_1x_2x_4x_5
 \end{aligned}
 \tag{Eq. 22}$$

From the Tableau 19 (Tableau 19), we can see the β coefficients estimated for the full quartic model.

The quadratic term β_{15} have a p-value >0.05 which means that this coefficient is not significant. It could be remove from the model without major incidence. After removing the term and recalculated the coefficients the model was rewritten as follow:

Tableau 18: Statistical indicators for each model

Model	R ²	R ² _{adj}	S	R ² _{pred}
Linear	0.8920	0.8651	35.9207	0.8182
Quadratic	0.9613	0.9404	23.8716	0.8199
Special cubic	0.9613	0.9404	23.8716	0.8199
Full cubic	0.9994	0.9975	4.84422	0.9261
Special quartic	0.9993	0.9972	5.15319	0
Full quartic	0.9999	0.9999	2.02474	0.9813

$$\begin{aligned}
 Y = & 116.64x_1 + 371.47x_2 + 412.46x_3 + 65.02x_4 + 194.58x_5 + 109.6x_1x_2 + 181.8x_1x_3 - 253.8x_2x_4 \\
 & + 56.8x_2x_5 - 155.3x_3x_4 - 83x_3x_5 + 330.9x_4x_5 + 930.9x_1x_2(x_1 - x_2) - 2091.4x_1x_3(x_1 - x_3) \\
 & - 4221x_1x_2x_3^2 + 12507x_1x_2x_4x_5
 \end{aligned}
 \tag{Eq. 23}$$

As we can see from Tableau 19 (Tableau 19), the VIF values are below 5. It indicates the absence of multicollinearity coefficient which means that the coefficient only correlated with the responses.

Tableau 19: Regression coefficients and statistical analysis for the full quartic and the reduce model

Term	Full quartic model			Full quartic model (reduce)		
	Coefficient	P-Value	VIF	Coefficient	P-Value	VIF
β_1	115.17	-	2.02	116.64	-	1.72
β_2	371.45	-	2.02	371.47	-	2.02
β_3	412.46	-	2.03	412.46	-	2.03
β_4	65.33	-	1.95	65.02	-	1.94
β_5	192.83	-	2.43	194.58	-	2.00
β_{12}	112.33	0	1.61	109.6	0	1.58
β_{13}	184.57	0	1.62	181.8	0	1.59
β_{15}	20.01	0.109	1.66	-	-	-
β_{24}	-254.47	0	1.61	-253.8	0	1.61
β_{25}	60.13	0.003	1.66	56.8	0.006	1.61
β_{34}	-155.88	0	1.61	-155.3	0	1.61
β_{35}	-79.59	0.001	1.67	-83.0	0.001	1.62
β_{45}	333.72	0	1.66	330.9	0	1.63
$\beta_{12(-)}$	923.5	0	1.55	930.9	0	1.54
$\beta_{15(-)}$	-2086.2	0	1.57	-2091.4	0	1.56
β_{1233}	-4293	0.002	1.56	-4221	0.003	1.55
β_{1245}	11986	0.001	1.76	12507	0.001	1.69

3.3 Model validation

In order to validate the model, statistical analyses and experimental validation were performed. A reconstitution of Reunion Island OFHSW composition was used as experimental validation data point (run-22). Regarding the statistical analyses, the full quartic model (reduce) shows an excellent fit to the experimental response ($R^2 = 99.98\%$). Which implies that up to 99.98% of the variation of the response is explained by the model. The predictive coefficient of regression ($R_{pred}^2=98.70\%$) demonstrates the adequacy of the model to predict responses from new mixture proportion. In

Figure 22, we can see the residual plot. The normal probability plot is used to verify whether or not the residuals are normally distributed. As we can observe from

Figure 22, the points were aligned suggesting normal distribution. The Gaussian shape histogram of the residual vs frequency also suggests a normal distributed data set. The residual vs fitted plot is used to verify whether or not the residuals have a constant variance. As we can see from

Figure 22, the residuals appeared to be scattered randomly about zero, which indicates that the errors have a constant variance.

The residual vs observation order plot is used to verify whether or not the residuals are uncorrelated with each other. As we can see from

Figure 22, the residuals appeared to be scattered randomly about zero, which indicate that there is no serial correlation.

In Table 20 (Tableau 20) the results of the analysis of variance (anova) are presented. In table 20, the total degrees of freedom (DF) represent the number of observations of the sample, the adjusted sums of squares (Adj SS) and the sequential sums of squares are measures of variation for different components of the model. However, unlike Adj SS the Seq SS depend on the order the terms are entered into the model. The adjusted mean squares (Adj MS) measure how much variation a term or a model explains, assuming that all other terms are in the model, regardless of the order they were entered. The anova results presented in Table 20 (Tableau 20) did not show any residual error, which means the variation in the response data are explained by the model.

Regarding the experimental result, a production of $264.5 \text{ NLCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ was obtained (run-22). The responses obtained using the predictive model was $293.13 \text{ NLCH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ (285.45; 300.81). There is a 10% difference between the experimental and predicted results. This variation could be attributed to the lack of runs containing only four substrates in the mixing plan and the waste heterogeneity.

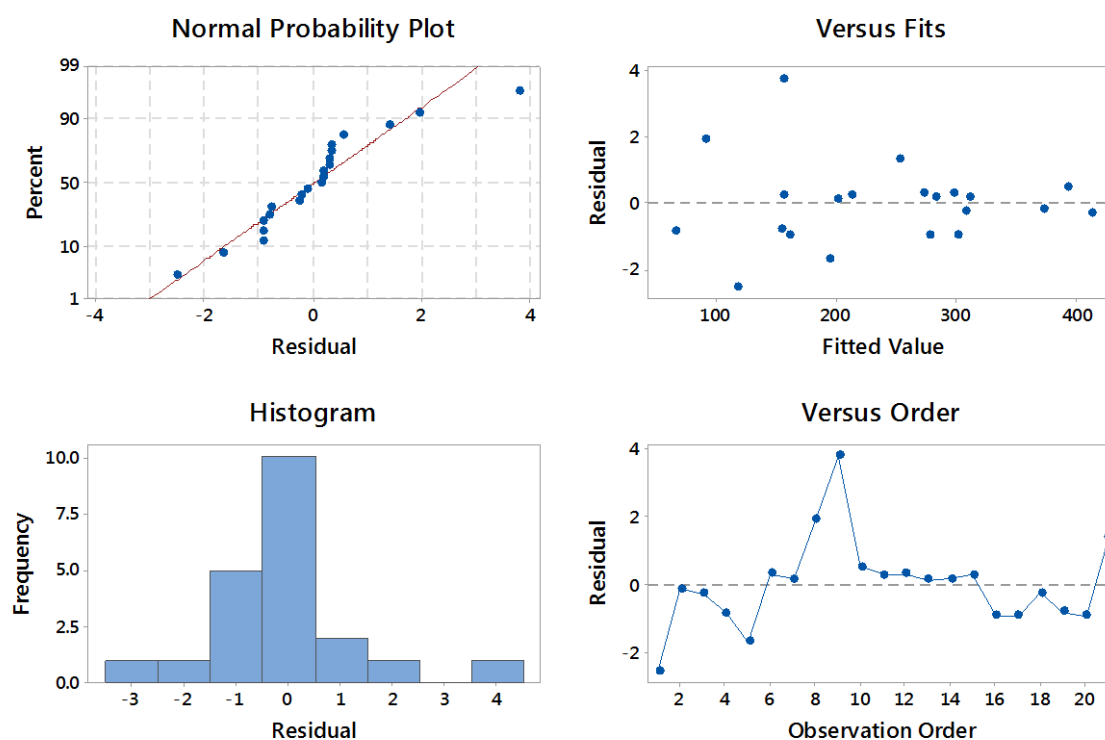


Figure 22: Residual plots

Tableau 20: Summary of the analysis of variance

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Regression	15	191198	191198	12746.5	1891.76	0
Linear	4	170587	147487	36871.9	5472.28	0
Quadratic	7	14836	14204	2029.1	301.15	0
Full Cubic	2	5348	5452	2726	404.57	0
Special Quartic	1	57	186	186.3	27.65	0.003
Full Quartic	1	371	371	370.6	55.01	0.001
Residual Error	5	34	34	6.7	0	0
Total	20	191231	-	-	-	-

3.4 Synergistic and antagonistic effects of co-digestion

As we can see from Table 16 (Tableau 16), the α values reveal the presence of synergetic and antagonistic effect. The runs 6, 7, 15, 20 and 21 presented a significant synergetic effect. The runs 6 (cardboard and putrescible matters) showed a 12% increase in the methane production compared to the individual substrates methane production.

The runs 7 (cardboard and fine elements) showed a 18% increase in the methane production compared to the individual substrates methane production.

Those suggested that the codigestion of cardboard putrescible matter can be advantageous for the methane production.

Surprisingly the runs 15 (paper and green waste) showed the greatest synergetic effect with a 66% increase. It suggested that codigesting paper with green waste could help improve the methane production. The runs 21, with mostly paper as substrate also showed a great synergetic effect with a 41% increase in the methane production. Regarding the β coefficient, we can observe a high value for the runs 6, 7 and 15 also suggests a synergetic effect.

However, the runs 11, 13 and 22 presented a significant antagonistic effect. The runs 11 (green wastes and putrescible matters) and 13 (green wastes and fine elements) showed a 29% and 16 % decrease in the methane production compared to the individual substrate methane production, respectively. In addition, the low β coefficient value for the runs 11, 13 also suggests an antagonistic effect.

With a decrease of 16%, the run-22 which represents the OFMSW composition in Reunion Island shows a significant antagonistic effect. Thus the OFMSW composition is not optimal. AcoD with green waste only show significant synergetic effect when digest with paper. Results suggest that green waste would not be a great cosubstrate for AcoD with OFMSW.

However, an optimal paper and cardboard could be used to improve the methane production. Sorting centres paper and cardboard sorting refusal could be used as cosubstrate of AcoD with OFMSW.

4. Conclusion of the study

The BMP test performed on the OFMSW of Reunion Island indicated a high methanogenic potential for the fine elements and the putrescible matter which represent 43.43 % of the MSW composition and 72% of the OFMSW composition. The comparison performed with literature indicates that our results are in the range of the results found in the studies.

The mixture design for AcoD indicated the presence of synergetic and antagonistic effect. Green wastes proved to be a bad candidate for AcoD with most of the OFMSW. However, the AcoD of paper and green paper indicated significant synergetic effect. Results suggested that paper and cardboard at optimal proportion could represent valuable substrate for AcoD. The predictive model developed shows good results $R^2 = 99.98\%$, $R^2_{pred}=98.70\%$ and a 10% difference with the experimental validation. This model would help in the development of AD process by incorporating the evolution of the OFMSW composition in the methane production.

5. Conclusion du chapitre

Le travail mené dans ce chapitre a permis de mettre en exergue le potentiel méthanogène des déchets ménagers ainsi que d'obtenir les courbes de cinétique de production de méthane. Les déchets fermentescibles et les éléments ont montré un fort potentiel méthanogène.

Bien que la composition actuelle des déchets ménagers n'étant pas optimale, les résultats ont confirmé le fort potentiel pour le développement de la méthanisation à La Réunion. Néanmoins, l'objectif étant l'optimisation du procédé de méthanisation sèche, l'étape suivante va donc consister à déterminer les constantes cinétiques intrinsèques au procédé de méthanisation. Pour se faire, il nous sera nécessaire de déterminer le ou les meilleurs modèles à utiliser afin de déterminer ces coefficients.

Le travail réalisé dans le Chapitre 4 aura pour objectif d'apporter des éléments de réponse à cette problématique.

Chapitre 4: Kinetic study of the anaerobic digestion of household wastes

Avant-propos

« Ce n'est pas à la nature de produire comme nos usines, c'est à nos usines de produire comme la nature » Idriss Aberkane. Cette expression est une allégorie de ce que représente une unité de méthanisation industrielle, à savoir s'inspirer de la nature pour produire durablement. Après avoir mis en exergue le potentiel méthanogène des déchets ménagers et obtenu les courbes de cinétique de production de méthane expérimentalement nous nous sommes attachés à la détermination des coefficients de cinétiques inhérents aux courbes de cinétiques déterminées dans le chapitre précédent. Cela s'est traduit par la comparaison des principaux modèles de cinétique existant ainsi que l'élaboration d'un modèle cinétique empirique. Enfin, ces coefficients ont été intégrés au sein d'un modèle plus complexe de type ADM1 afin de disposer d'un modèle de connaissance pour la méthanisation des déchets solides.

Les résultats concernant les modèles cinétiques ont été partiellement présentés lors de la conférence internationale WasteEng2016. La Figure 23 rappelle les étapes qui seront décrites durant ce chapitre.

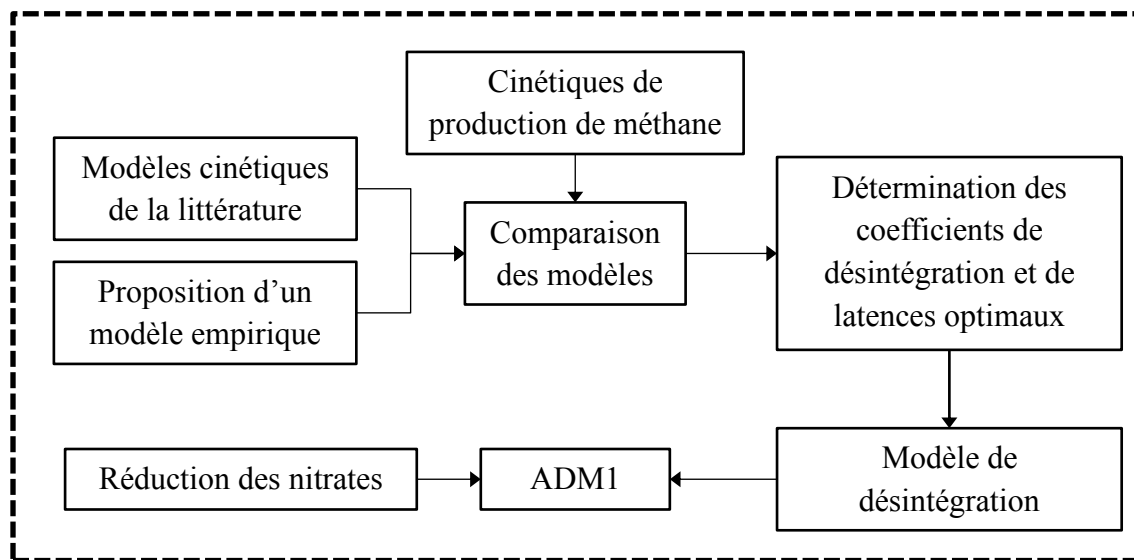


Figure 23: Étapes du chapitre 4

Abstract

The use of biogas from AD as an energy source is increasing in popularity in France as it has various advantages such as the production of a reliable and clean energy. In this context results from BMP tests are often used to acquire information on the kinetics constant used for modelling and predict methane production such as hydrolysis rate constant. Those constants are estimated fitting mathematical models to experimental results. In this study a comparison of 11 literature models was done with an empirical model proposed in this study. This comparison indicates that the empirical model outperformed the existing model tested. Indeed, this model had a $R^2 > 0.99$ and a low RMSE value for each fitting. Moreover, the model allows the accurate estimation of the disintegration constant and of the easily degradable fraction of OFMSW and green waste. Those parameters were incorporated in a modified version of the ADM1 in the assessment of the biogas production. The validation of the model is actually developed and is not presented in this study.

1. Introduction

In the European Union (EU) the biogas production by anaerobic digestion (AD) had a 3% increase from 2015 to 2016, going from 15617.8 to 16083.6 ktep (Eurobserv-ER, 2017). In France, even if AD is not the most used waste treatment method (Chapter 2), there has been a 7.5% increase the biogas production, going from 539 to 579.6 ktep (Eurobserv-ER, 2017). This increase reflected a growing interest in the use of biogas from AD as an energy source. Biogas is known as a reliable renewable energy source and has various applications. It can be burned and converted into heat or electricity, liquefied into methanol, compressed and used as car fuel (Abudi et al., 2016). In addition, it helps to reduce greenhouse gas emissions (Matheri et al., 2018). Results from BMP tests are often used to acquire information on the kinetics constant used for modelling and predict methane production such as hydrolysis rate constant (Angelidaki et al., 2009). In order to estimate those kinetics constants, mathematical models are fitted to experimental results. The fitting of model equations to experimental results represents an important tool in determining the optimum substrate and operational conditions (Ana Nielfa et al., 2015). Two of the most used models are the first order kinetics model that allows estimating the disintegration and hydrolysis constant (Tong et al., 1990; Owens and Chynoweth, 1993; Neves et al., 2006; Galí et al., 2009; Zhang et al., 2012; Trzcinski and Stuckey, 2012; Browne and Murphy, 2013; A. Nielfa et al., 2015) and the modified Gompertz equation that allows estimating the lag phase period (Lay et al., 1997; Nopharatana et al., 2007; Ponsá et al., 2011; Lü et al., 2012; Budiyo and Sumardiono, 2014). As the accuracy of methane yield prediction in model depends on the substrate composition (Budiyo and Sumardiono, 2014), various authors have proposed comparison of existing models using different substrates. Usually, authors compared up to three or four models. For example, (Ana Nielfa et al., 2015) compared four models, the first-order model, the Gaussian equation, the modified Gompertz model and the Logistic function. The modified Gompertz and the first order model show the best results. (Ji et al., 2016) compared the modified Gompertz model, the transference function and the Logistic function. The modified Gompertz model shows the best results. The kinetics constant determined using those equations are usually used in a more complex kinetic model: The International Water Association Anaerobic digestion Model 1 (IWA ADM1)

The International Water Association Anaerobic digestion Model 1 was published in 2002. The purposes of this model were (Batstone et al., 2002):

- To increase model application for full-scale plant design, operation and optimisation;
- To allow further development work on process optimisation and control, aimed at direct implementation in full-scale plants;
- To establish common basis for further model development and validation studies to make outcomes more comparable and compatible;
- To assist technology transfer from research to industry.

It was originally applied to simulate municipal sludge degradation. For that reason, it is necessary to adjust the model for simulating AD to different substrates (Polizzi et al., 2017). Several types of ADM1 extensions exist (Batstone et al., 2006) such as the sulfate reduction extension (Fedorovich et al., 2003; Hinken et al., 2013; Barrera et al., 2015), the nitrate reduction model extension (Rousseau et al., 2008; Tugtaz et al., 2006), the bioenergetics extension (Patón and Rodríguez, 2019) or the General Integrated Solid Waste Co-Digestion model (GISCOD model) developed by Zaher et al., 2009.

This chapter focussed on the determination of the kinetic constant such as the disintegration constant (k_{dis}) and its incorporation in the ADM1. First a comparison of the kinetic model from the literature was performed. Furthermore an empirical model was proposed. Finally, the calculated constant was integrated in the ADM1 along with the nitrate reduction extension proposed by (Tugtaz et al., 2006) .

2. Materials and Methods

2.1. Substrate, inoculum and BMP protocol

OFMSW composed of paper, cardboard, putrescible waste, fine element and green waste were used as substrate in this study. Details regarding the collection, preparation and physicochemical properties of OFMSW can be found in chapter 2 and 3. Details regarding BMP protocol, the mixing design and the inoculum can be found in chapter 3.

2.2. Kinetic models

Eleven models from the literature were tested in order to determine their precision in predicting the ultimate methane production of OFMSW and green waste. Besides, a model resulting from the combination of Eq.35 and Eq.37 was tested.

2.2.2. First order model and derivative models

The first order equation can be obtained from the Monod equation. It is a mathematical model for the growth of microorganisms. In the Monod equation, the growth rate is related to the concentration of a single growth-limiting substrate through the parameters μ_{max} and K_s (Okpokwasili and Nweke, 2005).

$$\mu = \mu_m * \left(\frac{S}{K_s + S} \right) \quad \text{Eq. 24}$$

As described by (Fiestas et al., 1990; Borja et al., 1993), the Monod equation can be simplified to a first-order reaction. When applied to dilute solutions we have:

$$\mu = \frac{\mu_m}{K_s} * S \quad \text{Eq. 25}$$

Where μ (t^{-1}) is the specific growth rate of the microorganisms, μ_m is the maximum value, S (gCOD/litre) is the substrate concentration and K_s (g COD/litre) is a constant. The coefficient of yield of the microorganism can be defined as:

$$Y_{X/S} = -\frac{dX_m}{dS} \quad \text{Eq. 26}$$

Where X_m (gVSS/litre) is the microorganism concentration. Hence:

$$-Y_{X/S} \left(\frac{dX_m}{dS} \right) = \frac{dX_m}{dt} \quad \text{Eq. 27}$$

Since

$$\frac{dX_m}{dt} = \mu X_m \quad \text{Eq. 28}$$

by substituting into Eq.25 and taking into account that $X_m = X_{m0}$ as $Y_{X/S}$ is very small, one very small, one has:

$$-\frac{dS}{S} = K_{ob} dt \quad \text{Eq. 29}$$

With

$$k_{obs} = \mu_m * \frac{X_{m0}}{K_s} * Y_{X/S} \quad \text{Eq. 30}$$

Where X_{m0} (gVSS/litre) is the initial microorganism concentration. This hypothesis is valid only mathematically. Integration of Eq.29 when $t = 0$ for $S = S_0$ yields

$$S = S_0 \exp(-k_{ob} t) \quad \text{Eq. 31}$$

The yield coefficient of the product formed (methane) is defined by:

$$Y_{PS} = -\frac{dy}{dS} \quad \text{Eq. 32}$$

Integration of which when $y = 0$ for $S = S_0$ yields

$$y = Y_{PS} * (S_0 - S) \quad \text{Eq. 33}$$

By solving Eq.33 for S and substituting into Eq.31, we have:

$$y(t) = S_0 Y_{PS} * (1 - \exp(-k_{ob} t)) \quad \text{Eq. 34}$$

Thus

$$y(t) = y_{\max} * (1 - \exp(-k_{ob} t)) \quad \text{Eq.35}$$

Where

$$y_{\max} = S_0 Y_{ps} \quad \text{Eq. 36}$$

In this equation, y (ml) is the volume of methane gas accumulated at a given time, y_{\max} (ml) is the maximum volume accumulated at an infinite digestion time, K_{obs} (days^{-1}) is the observed specific rate constant and t (days) is the digestion time.

The first order equation is very useful as it can be used to estimate the disintegration constant (Galí et al., 2009). However, in response to the lack of precision of the first order kinetic model for complex solid substrates, different model were developed based on the first order kinetic model. (Rao et al., 2000) considered that the biogas production curve for organic fraction of MSW could be divided into two phases. The first represents a fast degradation of readily degradable portion and the second a slower degradation of the poorly degradable portion. He suggested the used of an empirical model, the pseudo-parallel first-order kinetic model Eq.37 (Zhang et al., 2012) show that the pseudo-parallel first-order kinetic model gives better fits for OFMSW than the first order kinetic model.

$$y(t) = y_{\max} * (1 - X * \exp(-k_1 * t) - ((1 - X) * \exp(-k_2 * t))) \quad \text{Eq. 37}$$

(Wu et al., 2017) used the superimposed first-order kinetic model to describe the methane production of swine manure. He compared this model with the first order kinetic model. The superimposed first-order kinetic model shows better fit results. As the pseudo-parallel first-order kinetic model, the superimposed first-order kinetic model allows to distinguish the readily degradable portion and the poorly degradable portion of a substrate.

$$y(t) = y_{\max 1} * (1 - \exp(-k_1 * t)) + y_{\max 2} * (1 - \exp(-k_2 * (t - t_c))) \quad \text{Eq. 38}$$

When $t < t_c$, only the readily degradable portion are transformed into methane:

$$y_1 = y_{\max 1} * (1 - \exp(-k_1 * t))$$

$$y_2 = 0$$

$$y(t) = y_1 + y_2$$

$$y(t) = y_{\max 1} * (1 - \exp(-k_1 * t))$$

When $t > t_c$, the poorly degradable portion are transformed into methane:

$$y_1 = y_{\max 1} * (1 - \exp(-k_1 * t)) \quad \text{Eq. 39}$$

$$y_2 = y_{\max 2} * (1 - \exp(-k_2 (t - t_c))) \quad \text{Eq. 40}$$

$$y(t) = y_{\max 1} * (1 - \exp(-k_1 * t)) + y_{\max 2} * (1 - \exp(-k_2 (t - t_c)))$$

(Strömberg et al., 2015) introduced a variable order on the time in the first order kinetic model and proposed a first order model with variable order of time dependency. He also proposed a Monod type model and a quadratic Monod type model:

$$y(t) = y_{\max} * (1 - \exp(-k_1 * t^\gamma)) \quad \text{Eq. 41}$$

$$y(t) = y_{\max} * \left(k * \left(\frac{t}{1 + k * t} \right) \right) \quad \text{Eq. 42}$$

$$y(t) = y_{\max} * \left(k * \left(\frac{t^2}{t^2 + k_1 * t + k_2} \right) \right) \quad \text{Eq. 43}$$

2.2.3. Modified grown models

Most of the equations describe sigmoidal growth curves contain mathematical parameters rather than parameters with biological meaning. This lack of biological meaning makes it difficult to estimate start values (Zwietering et al., 1990; Ware and Power, 2017). In his study, (Zwietering et al., 1990) modified some of these equations in order to incorporate biological parameters that are microbiologically relevant. Those equations are presented below.

2.2.3.1. Gompertz model

The Gompertz model is the most commonly used model in anaerobic digestion studies for the determination of methane production kinetics (Ware and Power, 2017; Grosser, 2018).

In the Gompertz model it is assumed that the rate of gas production is proportional to the microbial activity. However the proportionality parameter decreases with time, following first-order kinetics, which can be attributed to a loss in efficiency of the fermentation rate with time (Altaş, 2009). The Gompertz model can be described as follows:

$$y(t) = a - \exp(-\exp(b - c * t)) \quad \text{Eq. 44}$$

The modified Gompertz model can be obtained as described by (Zwietering et al., 1990). To obtain the inflection point of the curve, the second derivative of the function with respect to t is calculated:

$$\frac{dy}{dt} = a * c * \exp(-\exp(b - c * t)) * \exp(b - c * t) \quad \text{Eq. 45}$$

$$\frac{dy^2}{dt^2} = a * c^2 * \exp(-\exp(b - c * t)) * \exp(b - c * t) * \exp(-\exp(b - c * t)) \quad \text{Eq. 46}$$

At the inflection point, where $t = t_i$, the second derivative is equal to zero:

$$\frac{dy^2}{dt^2} = 0 \quad \text{Eq. 47}$$

Thus

$$t_i = \frac{b}{c} \quad \text{Eq. 48}$$

Now the expression for the maximum specific growth rate can be derived by calculating the first derivative at the inflection point.

$$\mu_m = \left(\frac{dy}{dt} \right)_{t_i} = \frac{a * c}{e} \quad \text{Eq. 49}$$

The parameter c in the Gompertz equation can be substituted by:

$$c = \mu_m * \frac{e}{a} \quad \text{Eq. 50}$$

The description of the tangent line through the inflection point is:

$$y(t) = \mu_m * t + \frac{a}{e} - \mu_m * t_i \quad \text{Eq. 51}$$

The lag time can be defined as the t-axis intercept of the tangent through the inflection point:

$$\mu_m * \lambda + \frac{a}{e} - \mu_m * t_i = 0 \quad \text{Eq. 52}$$

Using equations Eq.47, Eq.49 and Eq.52 yields:

$$\lambda = \frac{(b-1)}{c} \quad \text{Eq. 53}$$

The parameter b in the Gompertz equation can be replaced by:

$$b = \frac{\mu_m}{a} * \lambda + 1 \quad \text{Eq. 54}$$

The asymptotic value is reached for t approaching infinity, thus:

$$\lim_{t \rightarrow \infty} y = a = A \quad \text{Eq. 55}$$

The parameter “a” in the Gompertz equation can be replaced for by A, yielding the modified Gompertz equation:

$$y(t) = y_{\max} * \exp\left(-\exp\left(Rm * \frac{\exp(1)}{y_{\max}} * (\lambda - t) + 1\right)\right) \quad \text{Eq. 56}$$

2.2.3.2. Logistic model

The Logistic model fits to the global shape of the biogas production kinetics: an initial exponential increase and a final stabilization at maximal production level. This model assumes that the rate of gas production is proportional to the amount of gas already produced, the maximum production rate and the maximum capacity of biogas production (Donoso-Bravo et al., 2010). It was developed following four assumptions (Pommier et al., 2007):

- Only one global population is responsible for the waste bioconversion into biogas.
- The growth rate depends on different potential implicit limiting mechanisms.

- The endogenous activity of the population is neglected and consequently no biomass decay is considered.
- No inhibition of the methanogenic activity by fatty acids or hydrogen accumulation occurs transitory with the increasing water content.

$$y(t) = \frac{A}{1 + \exp(b * c * t)} \quad \text{Eq. 57}$$

In this study a modified version of the logistic model was used (Donoso-Bravo et al., 2010; Ware and Power, 2017):

$$y(t) = \frac{y_{\max}}{1 + \exp\left(\frac{4 * Rm * \exp(1)}{y_{\max} * (\lambda - t)} + 2\right)} \quad \text{Eq. 58}$$

2.2.3.3. Richards model

The Richards model is a generalisation of the Logistic model. It introduces an additional parameter (d) that allows flexibility in the shape of the curve (Altaş, 2009). This parameter is essential when dealing with the possibility of partial inhibition due to intermediate fermenters (Ware and Power, 2016).

$$y(t) = \frac{y_{\max}}{\left(1 + v * \exp(k * (\lambda - t))\right)^{\frac{1}{d}}} \quad \text{Eq. 59}$$

In this study a modified version of the Richards model was used (Altaş, 2009):

$$y(t) = \frac{y_{\max}}{\left(1 + d * \exp(1 + d) * \exp\left(\frac{Rm}{y_{\max}} * (1 + d)^{1 + \frac{1}{d}} * (\lambda - t)\right)\right)^{\frac{1}{d}}} \quad \text{Eq. 60}$$

2.2.4. Gaussian model

In the Gaussian model, it is assumed that the biogas production rates and microbial kinetics growths and decay follow the normal distribution over the digestion period (Lo et al., 2010; Ana Nielfa et al., 2015). This model can be described as follows:

$$y(t) = y_{\max} * \exp\left(-0.5 * \left(\frac{t-t_0}{u}\right)^2\right) \quad \text{Eq. 61}$$

2.2.5. Transference model

The Transference model analyses any process as a system that receive inputs and generating outputs. This model is used mainly for control purposes. It predicts maximum gas production based on the CH₄ production only (Li et al., 2012; Parra-Orobio et al., 2017).

$$y(t) = y_{\max} \left(1 - \exp\left(-Rm * \left(\frac{t-\lambda}{y_{\max}}\right)\right)\right) \quad \text{Eq. 62}$$

2.2.6. Combination of two first order with variable order of time dependency

An empirical model based on the pseudo-parallel first-order kinetic Eq.37 and the first order model with variable order of time dependency Eq.41 is proposed to determine the ultimate biogas production and the kinetics parameter as follows:

$$y(t) = y_{\max} * \left(1 - X * \exp(-k_1 * t^{\gamma_1}) - ((1-X) * \exp(-k_2 * t^{\gamma_2}))\right) \quad \text{Eq. 63}$$

In the presented equation, y_{\max} is the maximum methane potential (NmL.gVS⁻¹), Rm is the methane production rate (NmL.gVS⁻¹.days⁻¹), λ is the lag-phase time (days), k is the hydrolysis rate constant (days⁻¹), X is the fraction of readily organic matter, γ is the order of the time dependence, d is the shape coefficient of the curve, t is the incubation time (days), $y_{\max 1}$ (NmL.gVS⁻¹) is the maximum methane potential of the readily organic matter, k_1 is the hydrolysis rate constant of the readily organic matter (days⁻¹), $y_{\max 2}$ (NmL.gVS⁻¹) is the maximum methane potential of the slowly organic matter, k_2 is the hydrolysis rate constant of the slowly organic matter (days⁻¹). The parameters a , b , c and e are mathematical parameters without biological meaning.

2.3. ADM1 implementation

The ADM1 was implemented using the simulation software package MATLAB/Simulink in order to take full advantages of the model modularity. This software is commonly used for ADM1 implementation (Blumensaat and Keller, 2005; Rosen et al., 2006; Fezzani and Cheikh, 2008; Zaher et al., 2009). As the ADM1 is a stiff ODE system, the solver ODE15s solver was used (Fezzani and Cheikh, 2008; Rosen et al., 2005). The original equations are

presented in Annexe A. The model was modified in order to incorporate the disintegration of the readily and hardly degradable fraction of OFMSW and green wastes. In addition, the nitrate reduction extension (Tugtas et al., 2006) was added in order to provide more information on the residual nitrogen present in the digestate.

Tableau 21: Summary of the kinetic models

Models	Equations	
Combination of two first order	$y(t) = y_{\max} * \left(1 - X * \exp(-k_1 * t) - ((1 - X) * \exp(-k_2 * t))\right)$	Eq. 37
First order	$y(t) = y_{\max} * \left(1 - X * \exp(-k * t)\right)$	Eq. 35
First order with variable order of time dependency	$y(t) = y_{\max} * \left(1 - \exp(-k_1 * t^\gamma)\right)$	Eq. 41
Gaussian	$y(t) = y_{\max} * \exp\left(-0.5 * \left(\frac{t - t_0}{u}\right)^2\right)$	Eq. 61
Modified Logistic model	$y(t) = \frac{y_{\max}}{1 + \exp\left(\frac{4 * Rm * \exp(1)}{y_{\max} * (\lambda - t)} + 2\right)}$	Eq. 58
Modified Gompertz	$y(t) = y_{\max} * \exp\left(-\exp\left(Rm * \frac{\exp(1)}{y_{\max}} * (\lambda - t) + 1\right)\right)$	Eq. 56
Monod type model	$y(t) = y_{\max} * \left(k * \left(\frac{t}{1 + k * t}\right)\right)$	Eq. 42
Quadratic Monod	$y(t) = y_{\max} * \left(k * \left(\frac{t^2}{t^2 + k_1 * t + k_2}\right)\right)$	Eq. 43
Modified Richards model	$y(t) = \frac{y_{\max}}{\left(1 + d * \exp(1 + d) * \exp\left(\frac{Rm}{y_{\max}} * (1 + d)^{1 + \frac{1}{d}} * (\lambda - t)\right)\right)^{\frac{1}{d}}}$	Eq. 60
Superimposed first order	$y(t) = y_{\max 1} * \left(1 - \exp(-k_1 * t)\right) + y_{\max 2} * \left(1 - \exp(-k_2 * (t - t_c))\right)$	Eq. 38
Transference function	$y(t) = y_{\max} \left(1 - \exp\left(-Rm * \left(\frac{t - \lambda}{y_{\max}}\right)\right)\right)$	Eq. 62
Combination of two first order with variable order of time dependency	$y(t) = y_{\max} * \left(1 - X * \exp(-k_1 * t^{\gamma_1}) - ((1 - X) * \exp(-k_2 * t^{\gamma_2}))\right)$	Eq. 63

3. Results and discussion

3.1. Kinetics models

The 12 equations presented in Tableau 21 (Tableau 21) were fitted to the cumulative methane production data obtained experimentally in chapter 3. The model with highest R^2 , and the lowest RMSE was selected for our study. The estimated kinetic parameters are presented in Tableau 22, 23, 24 and 25 (Tableau 23, 24 and 25). The statistical analyses are presented in Tableau 26, 27, 28 and 29 (Tableau 27, 28 and 29). As we can, the Eq.63 has the highest R^2 value for each simulation (>0.99) which means that it can explained 99 % of the experimental results. Moreover, Eq.63 has the lowest RMSE value for 19 of the 22 the simulation except for the runs 4, 15 and 19. Those run are composed of lignocellulosic substrate (green waste and paper). The Eq.41 has slightly better results regarding the RMSE for those three runs. Among the equations tested Eq.42 and Eq.61 have the worst fitting results which suggested that they are unsuitable for modelling methane kinetic production of OFMSW and green wastes. In Figure 25, 26, 27 and 28 the predicted cumulative biogas values were plotted against the cumulative biogas production obtained experimentally to evaluate the reliability of the results obtained from Eq.63. As we can see, based on the R^2 and RMSE values the empirical model that we proposed fits properly all the experimental results and outperforms the literature models. Regarding the dissociation constant k_{dis1} and k_{dis2} we can notice that k_{dis2} is sometimes greater than k_{dis1} (run-3). Similar results regarding coefficient similar to k_{dis1} and k_{dis2} can be found in literature (Rao et al., 2000; Wu et al., 2017). This result could in theory indicate that dissociation of hardly degradable matter could be faster than the easily degradable matter. However, it is important to highlight the fact that this coefficient was obtained by mathematical regression and he is only applied in a portion of the experimental curve. The coefficient and therefore the degradation of hardly degradable matter takes place after lag phase and not at the experimental starting day.

3.2. Easily and hardly degradable fraction

The readily organic matter of each pure substrate (runs 1 to 5) was determined using the coefficient X determined by fitting the Eq.63. This X represents the portion readily degradable fraction. As we can see from Tableau 30 (Tableau 30) we obtained high value for X even the substrate composed of lignin (run-1, 4, 5). However, this was obtained by mathematical regression and should be associated with the appropriate k_{dis} and lag phase. The coefficient was applied to the BMP yield results to determine the fraction of methane produced by the readily organic matter degradation. The results are presented in Table 30 (Tableau 30). Furthermore, as suggested by (García-Gen et al., 2015), derivative was applied to the cumulative methane curve (for the runs 1 to 5) to obtain the methane production rate with time. Those curve, presented in Figure 29 allow to determine the readily organic matter graphically (García-Gen et al., 2015). As we can see from Figure 29, the methane flow can be divided in several areas with different methane flow. First we have the very readily

degradable fraction (yellow dot area) then the moderately readily degradable fraction (grey dot area) and finally the hardly degradable fraction.

It was assumed that a methane production rate higher than $10 \text{ NLCH}_4.\text{kgVS}^{-1}.\text{d}^{-1}$ would represent the very readily degradable fraction and a methane production rate between 10 and $1 \text{ NLCH}_4.\text{kgVS}^{-1}.\text{d}^{-1}$ the moderately readily degradable fraction. If we take into account that the Eq.63 only consider one easily degradable fraction, we can observe that overall the values obtained for the coefficient X are in the range of the results obtained graphically.

3.3. Pilot start-up phase

The pilot was first load with 60g (wet waste) of putrescible matter for 1 month at a frequency of once a week. Then we increased the frequency to twice a week. As we went along, other waste categories were introduced (cardboard, paper, fine elements) to recreate the OFMSW composition (run-22). The substrate was stirred once a day for at least one hour at 20 rpm. The Figure 24 represents the evolution of the biogas composition. As we can, overall the biogas quality improves during the star-up phase, the CH_4 proportion increased from 16% to 33% during the experimental study period. However, we can noticed a decreased in the biogas quality at 30 days, which correspond to the incorporation of cardboard, paper, fine elements in the reactor.

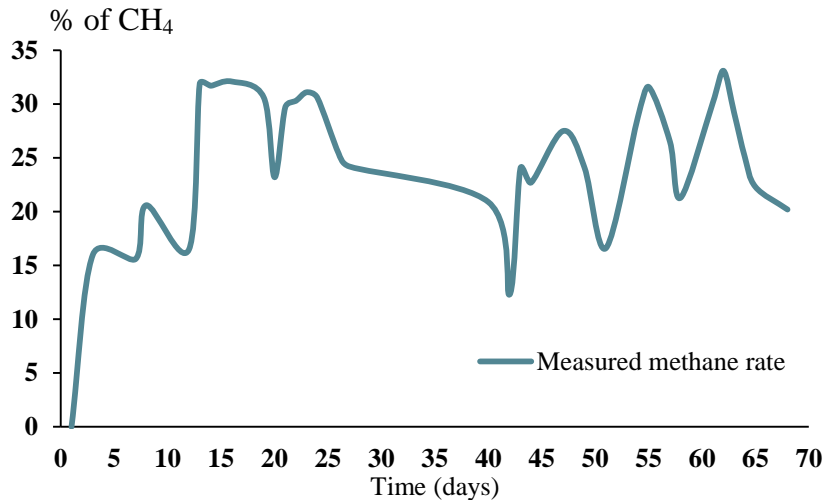


Figure 24: Evolution of the methane rate

Tableau 22: Estimated models parameters for M-1 to M-11 (part 1)

Models	Parameters	M-1	M-2	M-3	M-4	M-5	M-6	M-7	M-8	M-9	M-10	M-11
Eq. 37	k_1	0.03815	4.83E-07	0.07816	3.153E-04	0.05618	0.1707	0.1199	0.1572	0.08147	1.90E-07	3.07E-06
	k_2	0.1018	0.08838	4.86E-07	0.1393	0.05616	0.1715	0.1199	0.1572	2.20E-06	0.08638	0.1443
	y_{\max}	119	394.5	458.6	65.98	210	271.9	314.8	94.39	161.6	407.7	158.9
	X	0.3141	5.254E-04	1	2.54E-08	0.9905	4.67E-06	0.9995	4.26E-05	1	1.837E-04	1.39E-06
Eq. 35	k	0.08138	0.08838	0.07817	0.1393	0.05592	0.1715	0.1183	0.1572	0.08147	0.08638	0.1443
	y_{\max}	114	394.2	458.6	65.98	210.4	271.9	316.5	94.39	161.6	407.6	158.9
Eq. 41	k	0.08371	0.03886	0.01659	0.07993	0.02519	0.1618	0.0639	0.08685	0.05703	0.04278	0.05354
	y_{\max}	114.4	368.8	415.4	64.42	192.4	271.3	309.3	92.84	156.4	391.3	155.6
	γ	0.9855	1.402	1.709	1.294	1.359	1.034	1.308	1.333	1.174	1.328	1.519
Eq. 61	t_0	43.53	29.61	29.17	27.78	43.63	38.46	39.32	37.83	42.49	40.97	37.87
	u	25.84	16.89	15.68	17.91	23.42	27.18	25.19	25.83	24.96	24.32	25.43
	y_{\max}	120.1	390.9	447.1	69.68	207.5	298.6	343	103.4	170	430.9	173.3
Eq. 58	Rm	5.989	24.87	29.25	5.824	9.66	27.97	26.06	10.46	9.569	25.81	16.95
	y_{\max}	106.7	362.5	413.6	63.64	185.4	266.2	305.8	91.82	150.5	384.3	154.8
	λ	3.90E-11	0.9527	2.221	0.2749	2.212	7.87E-13	0.9411	0.7834	0.9882	1.283	1.264
Eq. 56	Rm	6.323	25.61	29.14	6.112	9.342	30	25.88	10.82	9.479	25.28	16.8
	y_{\max}	108.1	368	420.1	64.16	189.9	267.5	308.3	92.36	152.8	389.4	155.7
	λ	2.11E-08	0.7372	1.676	0.2135	1.348	1.48E-08	0.4378	0.5894	0.4547	0.6328	0.8137
Eq. 42	k_1	0.08138	0.07883	0.06488	0.1549	0.04618	0.2259	0.1326	0.1933	0.07911	0.08526	0.1718
	y_{\max}	143.4	521.2	626.9	79.52	288.5	308.2	377.6	108.6	204.9	512.3	184.9
Eq. 43	k_1	8.834	3.58E-06	3.20E-09	5.56E-05	2.57	2.217	0.2027	1.45E-09	4.975	0.5774	3.71E-10
	k_2	16.29	64.42	84.23	28.39	120.7	7.913	37.06	20.96	40.18	64.82	27.18
	y_{\max}	134.3	390.1	453.7	66.5	213	290.4	320.1	94.88	177.3	412.3	160.7

Tableau 23: Estimated models parameters for M-1 to M-11 (part 2)

Models	Parameters	M-1	M-2	M-3	M-4	M-5	M-6	M-7	M-8	M-9	M-10	M-11
Eq. 60	d	9.13E-07	2.79E-06	1.376	5.64E-07	2.07E-07	29.99	25.88	10.81	9.478	25.29	16.76
	Rm	6.323	25.61	29.66	6.11	9.34	3.94E-07	5.08E-06	8.86E-07	9.52E-07	2.48E-06	0.05308
	y _{max}	108.1	368	412.1	64.16	189.9	267.5	308.3	92.36	152.8	389.4	155.7
	λ	3.43E-11	0.7369	2.447	0.2116	1.345	6.14E-09	0.4371	0.5855	0.4544	0.6331	0.8325
Eq. 38	k ₁	0.1547	0.1198	0.0902	0.1528	0.05592	0.1715	0.1225	0.2335	0.08791	91.57	6.62E-10
	k ₂	0.05552	0.1192	0.098	0.151	1.057	17.57	0.193	0.171	0.08817	0.09149	0.1549
	t _c	0.9594	1.28	86.62	0.4522	11.51	0.3937	43.67	0.4129	0.5397	0.4164	0.4002
	y _{max1}	45.85	110.5	447.2	0.0001606	210.4	271.9	315.6	9.94E-06	0.1993	3.30E-14	1.10E-11
	y _{max2}	71.99	251.7	0.00914	65.59	1.91E-05	9.34E-12	0.002908	93.99	159.8	405	158.4
Eq. 62	Rm	9.552	38.39	40.63	9.901	12.83	47.14	39.44	16.06	14.11	37.06	24.53
	y _{max}	113.4	387.6	447.1	65.59	206	271.8	315.3	94.03	160	405	158.4
	λ	0.2231	0.7443	1.04	0.4523	0.8561	0.0514	0.3421	0.4129	0.5405	0.4164	0.4003
Eq. 63	k ₁	0.03623	0.02878	0.001348	0.07353	0.01682	0.06182	0.009849	0.009122	0.002934	7.794	0.002123
	k ₂	3.08E-05	14.79	0.2126	1.112	4.666E-04	0.4677	0.3403	0.03376	0.03408	0.02554	0.2885
	X	0.7881	0.9598	0.7939	0.9827	0.9507	0.7646	0.7903	0.5689	0.1472	0.05915	0.7352
	y _{max}	114.2	367.3	409.1	64.37	191.1	270.2	306.6	92.85	156.6	388.9	154.5
	Y ₁	1.202	1.512	2.615	1.326	1.49	1.38	2.031	2.113	4.416	15.81	2.901
	Y ₂	9.033	17.38	1.62	0.8157	8.017	4.127	4.051	3.105	1.308	1.516	7.136

Tableau 24: Estimated models parameters for M-12 to M22 (part 1)

Models	Parameters	M-12	M-13	M-14	M-15	M-16	M-17	M-18	M-19	M-20	M-21	M-22
Eq. 37	k_1	0.1183	6.78E-05	0.1219	9.75E-06	0.1366	1.59E-05	0.1237	0.1205	0.0001388	0.1184	0.1076
	k_2	9.31E-08	0.1157	0.1219	0.1478	0.1366	0.1377	0.1173	0.1206	0.1084	0.1184	1.39E-06
	y_{max}	303.1	207.9	289	217	163.1	282.5	318.2	158.3	311.7	249.7	276.1
	X	0.9998	5.68E-07	0.9998	3.75E-10	0.8496	8.60E-10	4.53E-05	0.001509	1.59E-07	0.4553	1
Eq. 35	k	0.1183	0.1157	0.1217	0.1478	0.1338	0.1377	0.1172	0.1204	0.1084	0.1025	0.1076
	y_{max}	303	207.9	289.2	217	164.5	282.5	318.3	158.4	311.7	267.1	276.1
Eq. 41	k	0.0621	0.02103	0.06393	0.08108	0.04667	0.05581	0.03527	0.02643	0.02858	0.008933	0.01921
	y_{max}	295.7	200.8	282.9	213.4	160.4	276.3	309.1	153.4	300.6	254.8	265.3
	γ	1.325	1.821	1.322	1.325	1.543	1.469	1.58	1.743	1.638	2.141	1.821
Eq. 61	t_0	39.42	38.4	39.06	38.02	38.09	38.06	38.48	38.27	38.77	38.64	38.68
	u	25.25	24.2	25.22	25.59	24.95	25.14	24.36	24.35	23.96	23.43	23.87
	y_{max}	328.4	224.9	313.7	237.4	179.2	308.1	344.7	171.7	336.4	287	297.6
Eq. 58	R_m	25.51	20.66	24.03	21.9	16.86	28.43	28.63	15.77	27.54	27.48	26.16
	y_{max}	292.1	200.4	280.2	211.3	159.4	274.6	307.9	153	298.9	254.5	264.2
	λ	1.008	2.313	0.8745	0.7397	1.433	1.22	1.727	2.039	1.993	3.211	2.412
Eq. 56	R_m	25.26	19.83	24.05	22.76	16.97	28.72	28.14	15.55	27.36	26.77	25.76
	y_{max}	294.7	201.8	282.3	212.4	160.4	276.1	309.8	153.9	301	256.1	266.1
	λ	0.5208	1.653	0.401	0.5268	1.059	0.8364	1.12	1.518	1.504	2.688	1.922
Eq. 42	k_1	0.1321	0.1243	0.1381	0.1787	0.1535	0.1608	0.1283	0.1315	0.1138	0.1027	0.1117
	y_{max}	361.8	250.6	343.4	251.5	193.7	330.8	381.7	189.7	379.4	330.1	337.2
Eq. 43	k_1	2.44E-14	4.26E-08	1.41E-08	5.78E-11	3.60E-10	1.58E-12	1.34E-11	1.56E-12	2.29E-10	3.99E-09	1.13E-07
	k_2	37.99	42.88	36.56	23.93	30.78	28.9	40.89	39.14	46.69	53.95	48.37
	y_{max}	304.8	210.9	291.3	218.2	166.1	285.1	321.9	160.5	314.8	270.9	279.6

Tableau 25: Estimated models parameters for M-12 to M22 (part 2)

Models	Parameters	M-12	M-13	M-14	M-15	M-16	M-17	M-18	M-19	M-20	M-21	M-22
Eq. 60	d	25.26	20.68	24.05	22.75	16.97	28.72	27.98	15.44	27.36	26.79	25.6
	Rm	1.04E-06	1.013	3.35E-06	2.62E-07	6.77E-07	1.87E-06	0.18	0.2416	7.77E-06	0.5666	0.1754
	y _{max}	294.7	200.4	282.3	212.4	160.4	276.1	309.4	153.6	301	255.1	1.983
	λ	0.5207	2.322	0.4009	0.5251	1.059	0.837	1.209	1.621	1.504	2.95	265.7
Eq. 38	k ₁	0.1287	5.85E-05	165.5	0.1772	0.1806	0.133	0.1881	8.62E-11	0.1222	22.24	36.33
	k ₂	0.2264	0.1276	0.1648	0.1596	0.1483	0.1499	0.1284	0.133	0.1205	0.1367	0.1196
	tc	28.38	0.6492	0.4031	0.4053	0.5354	0.481	0.5758	0.6372	0.7079	0.72	0.727
	y _{max1}	296	3.80E-05	1.498E-04	3.344E-04	0.005039	0.002908	2.85E-05	0.03671	0.001381	0.003024	2.85E-14
	y _{max2}	0.02321	206.7	259.1	216.2	162.9	281.2	316.2	157.5	309.3	241.7	274.2
Eq. 62	Rm	37.81	26.37	36.92	34.5	23.99	42.15	40.56	20.95	37.28	31.57	32.78
	y _{max}	301.8	206.7	288.2	216.2	163.7	281.2	316.5	157.5	309.4	262.4	274.2
	λ	0.3486	0.6491	0.3143	0.4041	0.5306	0.4832	0.577	0.6373	0.7093	1.007	0.7271
Eq. 63	k ₁	0.1094	6.873E-04	0.001956	1.53E-07	0.05748	0.003927	0.1001	0.1305	0.04443	1.765	11.85
	k ₂	0.6529	0.197	0.289	0.02329	5.79E-05	0.08572	4.235E-04	0.001232	4.62E-04	0.005963	0.01386
	X	0.02858	0.7987	0.6839	0.2968	0.7182	0.7041	0.3003	0.2776	0.4791	0.0326	0.03319
	y _{max}	294.3	199.4	279.8	213.3	160	275	306.1	152.8	299.7	254.6	265
	γ ₁	5.887	3.246	2.683	14.41	1.719	2.521	2.443	1.857	1.963	6.323	9.462
	γ ₂	1.623	5.439	1.602	1.743	3.928	2.755	3.35	2.961	3.081	2.304	1.95

Tableau 26: Statistical indicators for each model for M-1 to M-11 (part 1)

Models	Statistical parameters	M-1	M-2	M-3	M-4	M-5	M-6	M-7	M-8	M-9	M-10	M-11
Eq. 37	R ²	0.9951	0.9843	0.958	0.9888	0.9883	0.9975	0.9863	0.9864	0.994	0.9896	0.9774
	R ² _{adj}	0.994	0.983	0.9546	0.9879	0.9857	0.9969	0.9832	0.9833	0.9927	0.9872	0.9722
	RMSE	3.009	14.76	28.86	1.974	8.551	4.846	14.13	4.173	4.811	15.99	9.15
Eq. 35	R ²	0.9947	0.9843	0.958	0.9888	0.9883	0.9975	0.9864	0.9864	0.994	0.9896	0.9774
	R ² _{adj}	0.9943	0.9839	0.9569	0.9886	0.9876	0.9973	0.9855	0.9855	0.9936	0.9889	0.9759
	RMSE	2.913	14.37	28.11	1.923	7.959	4.511	13.11	3.885	4.479	14.89	8.518
Eq. 41	R ²	0.9947	0.9986	0.9903	0.9988	0.9984	0.9976	0.9941	0.9963	0.997	0.9979	0.9948
	R ² _{adj}	0.994	0.9986	0.9898	0.9987	0.9981	0.9973	0.9932	0.9958	0.9965	0.9976	0.9941
	RMSE	3.007	4.278	13.67	0.6513	3.09	4.542	8.979	2.104	3.308	6.885	4.226
Eq. 61	R ²	0.8678	0.9179	0.9283	0.8502	0.912	0.7262	0.7852	0.7066	0.8573	0.8556	0.7185
	R ² _{adj}	0.8489	0.9136	0.9245	0.8423	0.8995	0.6871	0.7545	0.6647	0.8369	0.8349	0.6783
	RMSE	15.04	33.28	37.22	7.137	22.64	48.88	53.98	18.71	22.66	57.34	31.12
Eq. 58	R ²	0.9621	0.9934	0.9943	0.9894	0.9885	0.9773	0.988	0.9796	0.9771	0.9931	0.9925
	R ² _{adj}	0.9596	0.9931	0.994	0.9889	0.9869	0.9758	0.9863	0.9767	0.9739	0.9921	0.9915
	RMSE	7.776	9.417	10.45	1.897	8.173	13.59	12.77	4.934	9.075	12.53	5.069
Eq. 56	R ²	0.9777	0.9987	0.9903	0.997	0.9964	0.9882	0.9927	0.9918	0.9895	0.9978	0.9944
	R ² _{adj}	0.9745	0.9986	0.9898	0.9968	0.9958	0.9874	0.9917	0.9906	0.988	0.9975	0.9936
	RMSE	6.18	4.228	13.67	1.015	4.604	9.813	9.943	3.131	6.14	7.099	4.388
Eq. 42	R ²	0.9925	0.9693	0.9409	0.9625	0.9788	0.9835	0.9658	0.9592	0.9851	0.9737	0.9464
	R ² _{adj}	0.992	0.9685	0.9394	0.9615	0.9774	0.9824	0.9635	0.9565	0.9841	0.972	0.9428
	RMSE	3.45	20.09	33.35	3.525	10.73	11.59	20.8	6.741	7.073	23.62	13.12
Eq. 43	R ²	0.997	0.9959	0.9797	0.9947	0.9961	0.9934	0.9887	0.9965	0.9983	0.9933	0.9873
	R ² _{adj}	0.9966	0.9957	0.9792	0.9944	0.9956	0.9924	0.987	0.9963	0.998	0.9923	0.9864
	RMSE	2.252	7.438	19.55	1.344	4.761	7.604	12.4	1.962	2.507	12.35	6.394

Tableau 27: Statistical indicators for each model for M-1 to M-11 (part 2)

Models	Statistical parameters	M-1	M-2	M-3	M-4	M-5	M-6	M-7	M-8	M-9	M-10	M-11
Eq. 60	R ²	0.9777	0.9987	0.9945	0.997	0.9964	0.9882	0.9927	0.9918	0.9895	0.9978	0.9944
	R _{adj} ²	0.9745	0.9986	0.9941	0.9967	0.9955	0.9865	0.991	0.9899	0.9871	0.9973	0.9931
	RMSE	6.18	4.285	10.41	1.028	4.778	10.16	10.32	3.249	6.372	7.367	4.549
Eq. 38	R ²	0.9961	0.9776	0.9662	0.9925	0.9885	0.9975	0.9881	0.9912	0.9966	0.9912	0.9812
	R _{adj} ²	0.9948	0.9751	0.9625	0.9917	0.9847	0.9969	0.9842	0.9883	0.9955	0.9892	0.9785
	RMSE	2.791	17.85	26.23	1.638	8.828	4.846	13.7	3.501	3.777	14.65	8.044
Eq. 62	R ²	0.9951	0.9891	0.9663	0.9925	0.9923	0.9976	0.9883	0.9912	0.9966	0.9912	0.9812
	R _{adj} ²	0.9944	0.9886	0.9645	0.9921	0.9912	0.9972	0.9867	0.9899	0.9961	0.99	0.9785
	RMSE	2.899	12.11	25.52	1.595	6.711	4.596	12.58	3.241	3.497	14.12	8.044
Eq. 63	R ²	0.9992	0.9991	0.9974	0.9988	0.9987	0.9985	0.9962	0.9998	0.9987	0.999	0.9991
	R _{adj} ²	0.9989	0.9989	0.9971	0.9986	0.9981	0.9978	0.9945	0.9998	0.998	0.9985	0.9987
	RMSE	1.303	3.671	7.349	0.672	3.078	4.108	8.106	0.4792	2.484	5.484	1.981

Tableau 28: Statistical indicators for each model for M-12 to M-22 (part 1)

Models	Statistical parameters	M-12	M-13	M-14	M-15	M-16	M-17	M-18	M-19	M-20	M-21	M-22
Eq. 37	R ²	0.9901	0.9613	0.9859	0.9877	0.9792	0.981	0.9695	0.9682	0.9725	0.9383	0.9646
	R _{adj} ²	0.9878	0.9523	0.9827	0.9859	0.9744	0.9783	0.9624	0.9609	0.9661	0.924	0.9565
	RMSE	11.48	16.37	13.04	8.841	9.244	14.53	21.97	11.23	20.68	27.36	20.9
Eq. 35	R ²	0.9901	0.9613	0.9859	0.9877	0.9795	0.981	0.9695	0.9682	0.9725	0.95	0.9646
	R _{adj} ²	0.9895	0.9587	0.985	0.9868	0.9781	0.9797	0.9674	0.9661	0.9706	0.9467	0.9623
	RMSE	10.69	15.24	12.14	8.541	8.549	14.04	20.45	10.46	19.25	22.92	19.46
Eq. 41	R ²	0.9983	0.9931	0.9942	0.9972	0.9995	0.9971	0.9908	0.998	0.9979	0.9992	0.9986
	R _{adj} ²	0.998	0.9921	0.9934	0.9968	0.9994	0.9967	0.9895	0.9977	0.9976	0.9991	0.9984
	RMSE	4.64	6.657	8.069	4.232	1.363	5.626	11.61	2.698	5.522	2.957	4.008
Eq. 61	R ²	0.7872	0.7529	0.7789	0.725	0.7348	0.7314	0.7612	0.7479	0.7788	0.7644	0.7721
	R _{adj} ²	0.7568	0.7176	0.7473	0.6857	0.6969	0.693	0.7271	0.7119	0.7472	0.7308	0.7396
	RMSE	51.37	39.84	49.85	41.72	31.83	54.59	59.22	30.5	56.49	51.51	51.11
Eq. 58	R ²	0.992	0.9941	0.9895	0.9821	0.9926	0.9895	0.9887	0.9961	0.9924	0.9986	0.9966
	R _{adj} ²	0.9908	0.9932	0.988	0.9796	0.9916	0.988	0.9871	0.9956	0.9914	0.9983	0.9961
	RMSE	9.977	6.164	10.85	10.64	5.312	10.78	12.87	3.786	10.44	4.034	6.25
Eq. 56	R ²	0.9973	0.9921	0.9934	0.9929	0.9983	0.9951	0.9895	0.9971	0.9969	0.9979	0.9984
	R _{adj} ²	0.9969	0.991	0.9925	0.9919	0.9981	0.9944	0.988	0.9966	0.9964	0.9976	0.9981
	RMSE	5.762	7.12	8.611	6.714	2.548	7.345	12.4	3.296	6.731	4.839	4.334
Eq. 42	R ²	0.9696	0.9308	0.9638	0.9612	0.9493	0.9518	0.9413	0.9371	0.9451	0.9195	0.9353
	R _{adj} ²	0.9676	0.9262	0.9614	0.9586	0.9459	0.9486	0.9374	0.9329	0.9414	0.9142	0.931
	RMSE	18.74	20.36	19.49	15.15	13.44	22.35	28.37	14.72	27.2	29.09	26.31
Eq. 43	R ²	0.9946	0.981	0.9877	0.9955	0.9948	0.9922	0.982	0.988	0.9917	0.9819	0.9889
	R _{adj} ²	0.9943	0.9783	0.9869	0.9952	0.9945	0.9917	0.9808	0.9872	0.9911	0.9807	0.9873
	RMSE	7.876	11.04	11.36	5.15	4.304	8.986	15.72	6.421	10.58	13.79	11.29

Tableau 29: Statistical indicators for each model for M-12 to M-22 (part 2)

Models	Statistical parameters	M-12	M-13	M-14	M-15	M-16	M-17	M-18	M-19	M-20	M-21	M-22
Eq. 60	R ²	0.9973	0.9941	0.9934	0.9929	0.9983	0.9951	0.9896	0.9973	0.9969	0.9989	0.9985
	R _{adj} ²	0.9967	0.9927	0.9919	0.9912	0.9979	0.994	0.9872	0.9967	0.9961	0.9986	0.9982
	RMSE	5.98	6.396	8.936	6.967	2.645	7.622	12.82	3.288	6.986	3.657	4.286
Eq. 38	R ²	0.9904	0.9682	0.9477	0.9917	0.9854	0.9861	0.975	0.9755	0.98	0.9373	0.9724
	R _{adj} ²	0.9872	0.9576	0.9303	0.9889	0.9805	0.9815	0.9667	0.9698	0.9733	0.9164	0.966
	RMSE	11.8	15.43	26.18	7.827	8.073	13.39	20.68	9.875	18.35	28.7	18.46
Eq. 62	R ²	0.9921	0.9682	0.9876	0.9917	0.9855	0.9861	0.975	0.9755	0.98	0.9609	0.9724
	R _{adj} ²	0.991	0.9637	0.9859	0.9905	0.9834	0.9842	0.9715	0.972	0.9771	0.9554	0.9685
	RMSE	9.891	14.29	11.79	7.247	7.448	12.4	19.15	9.516	16.99	20.97	17.79
Eq. 63	R ²	0.9988	1	0.9996	0.9983	1	0.9989	0.9996	0.999	0.9994	1	0.9996
	R _{adj} ²	0.9983	0.9999	0.9994	0.9975	1	0.9984	0.9994	0.9986	0.9992	0.9999	0.9994
	RMSE	4.297	0.4301	2.491	5.662	0.2123	4.556	2.453	3.762	2.157	0.4301	2.491

Tableau 30: Summary of the readily organic matter determination results

Parameters	Run-1	Run-2	Run-3	Run-4	Run-5
X	0.7881	0.9598	0.7939	0.9827	0.9507
BMP yield (NLCH ₄ .kgVS ⁻¹)	114.12	371.34	412.19	64.21	192.89
BMP yield for readily organic matter (NLCH ₄ .kgVS ⁻¹)	89.94	356.41	327.24	63.10	183.38
Corresponding day (lag phase before hardly degradable matter λ)	20	25	14	18	35

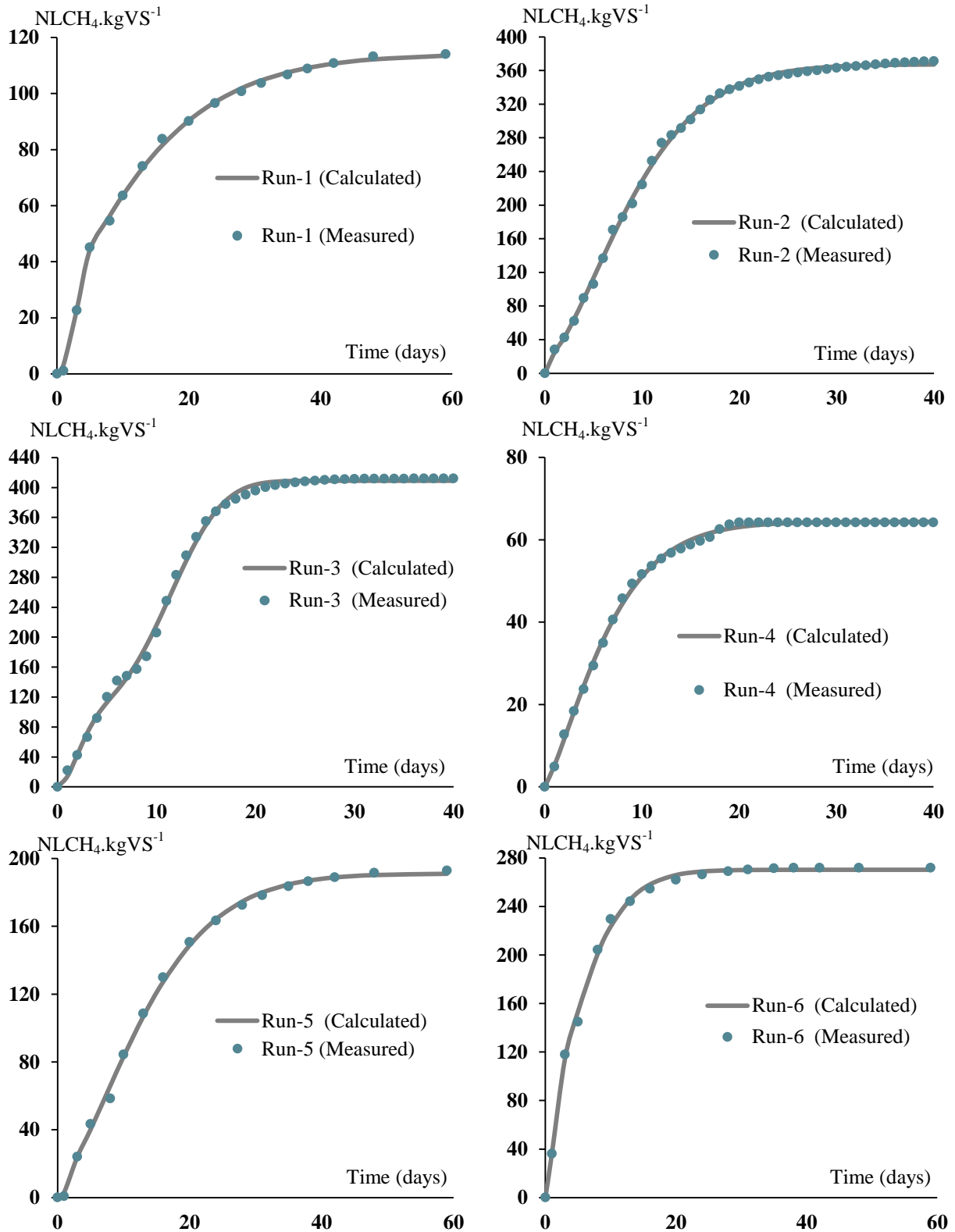


Figure 25 : Experimental and model comparison for cumulative biogas production (run 1 to 6)

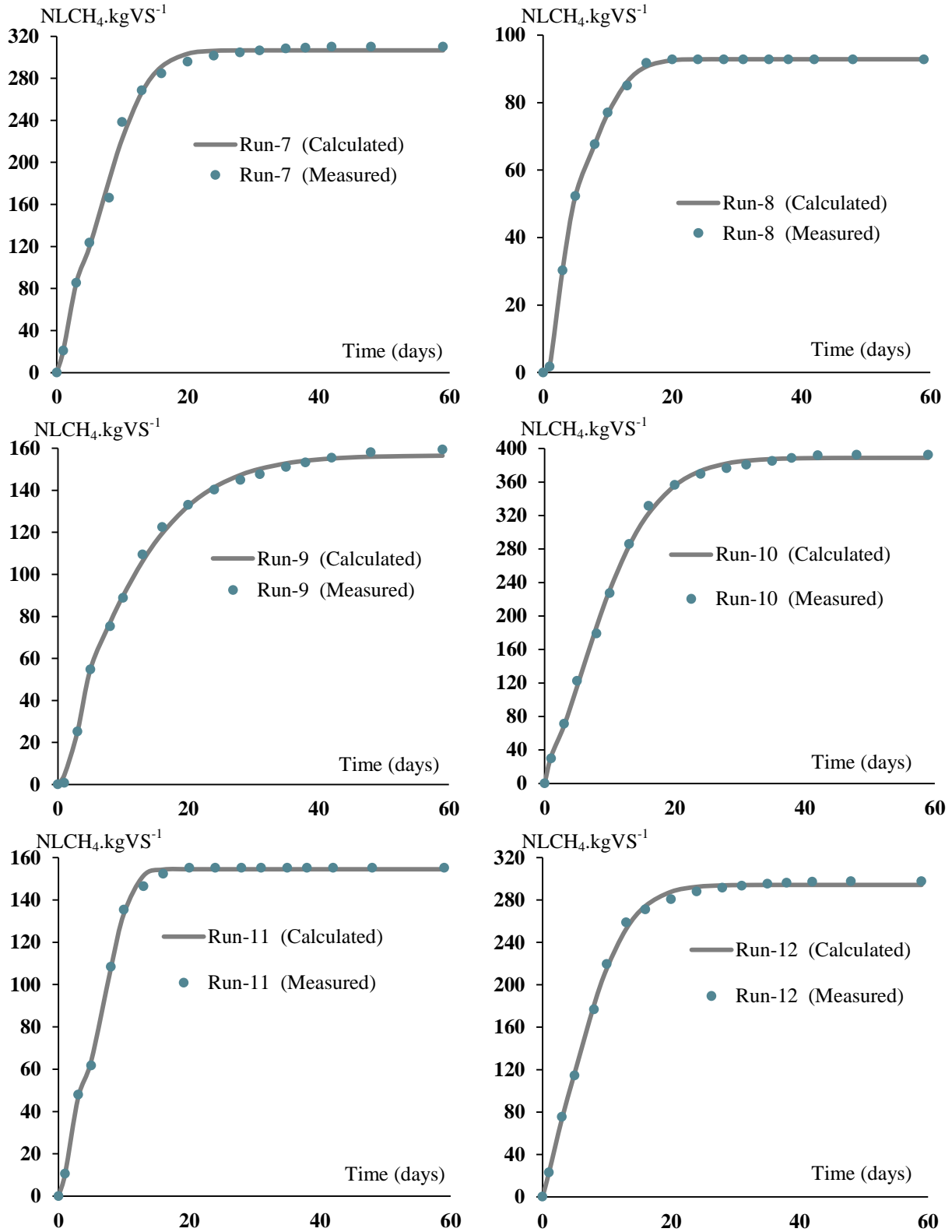


Figure 26 : Experimental and model comparison for cumulative biogas production (run 7 to 12)

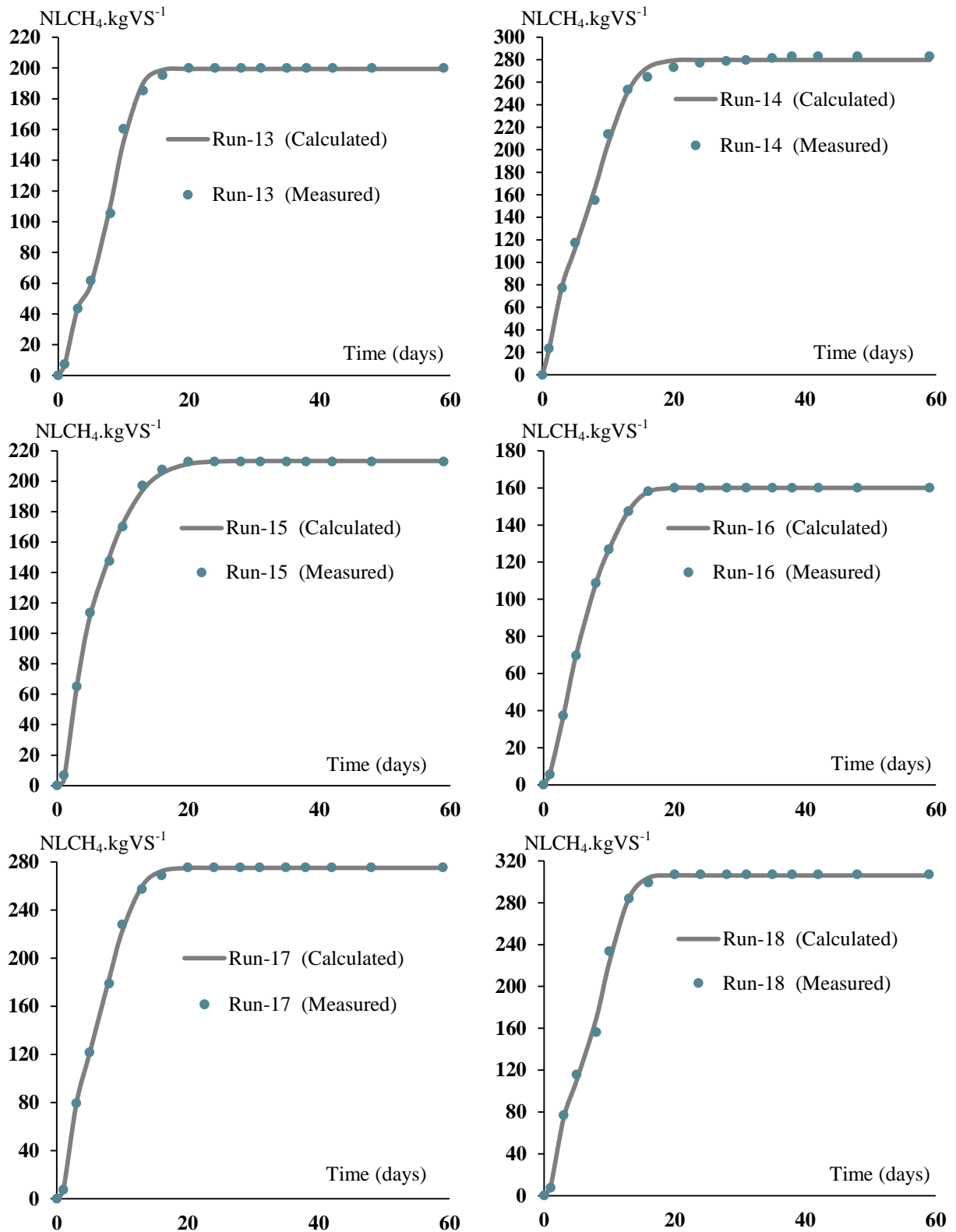


Figure 27: Experimental and model comparison for cumulative biogas production (run 13 to 18)

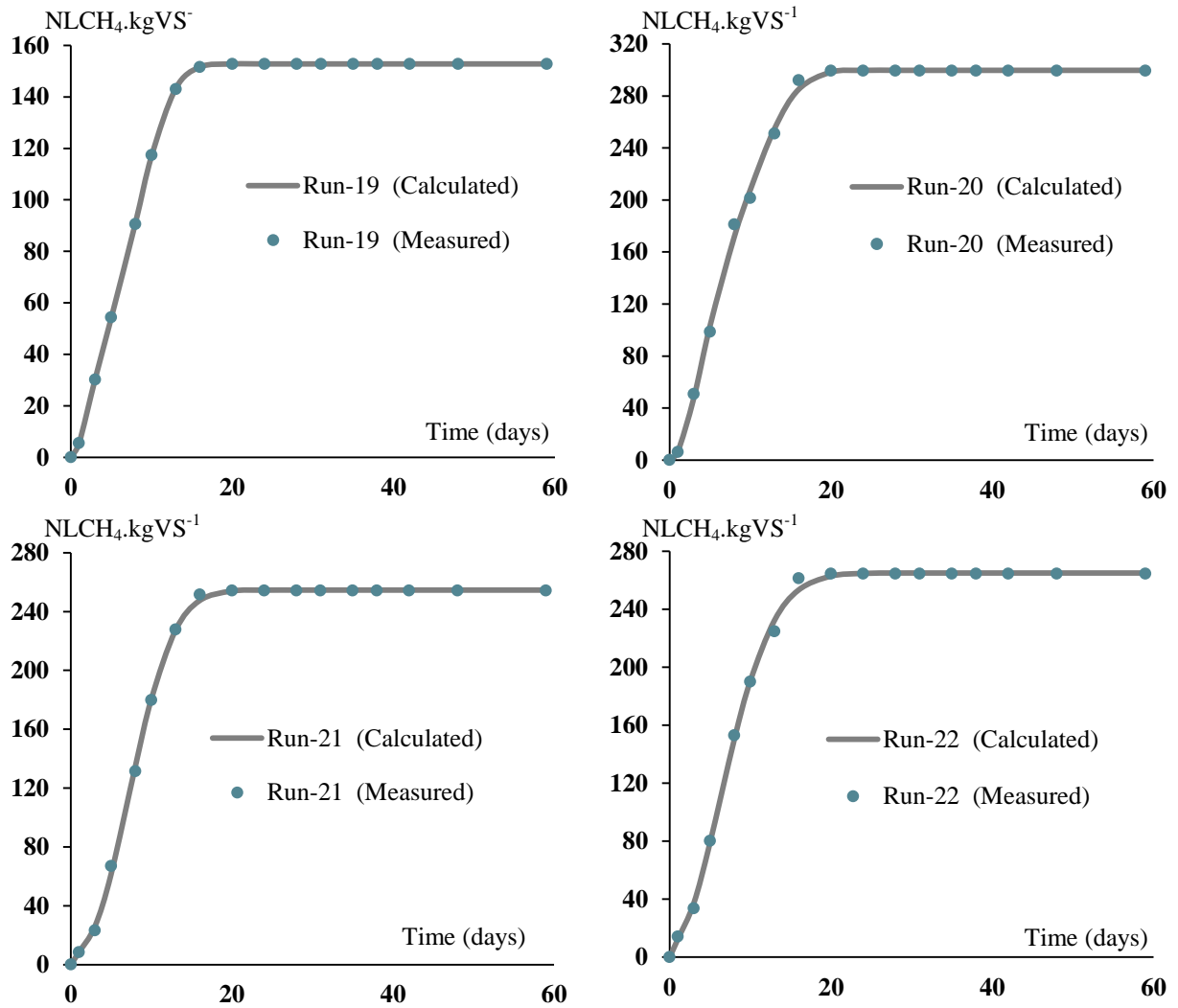


Figure 28: Experimental and model comparison for cumulative biogas production (run 19 to 22)

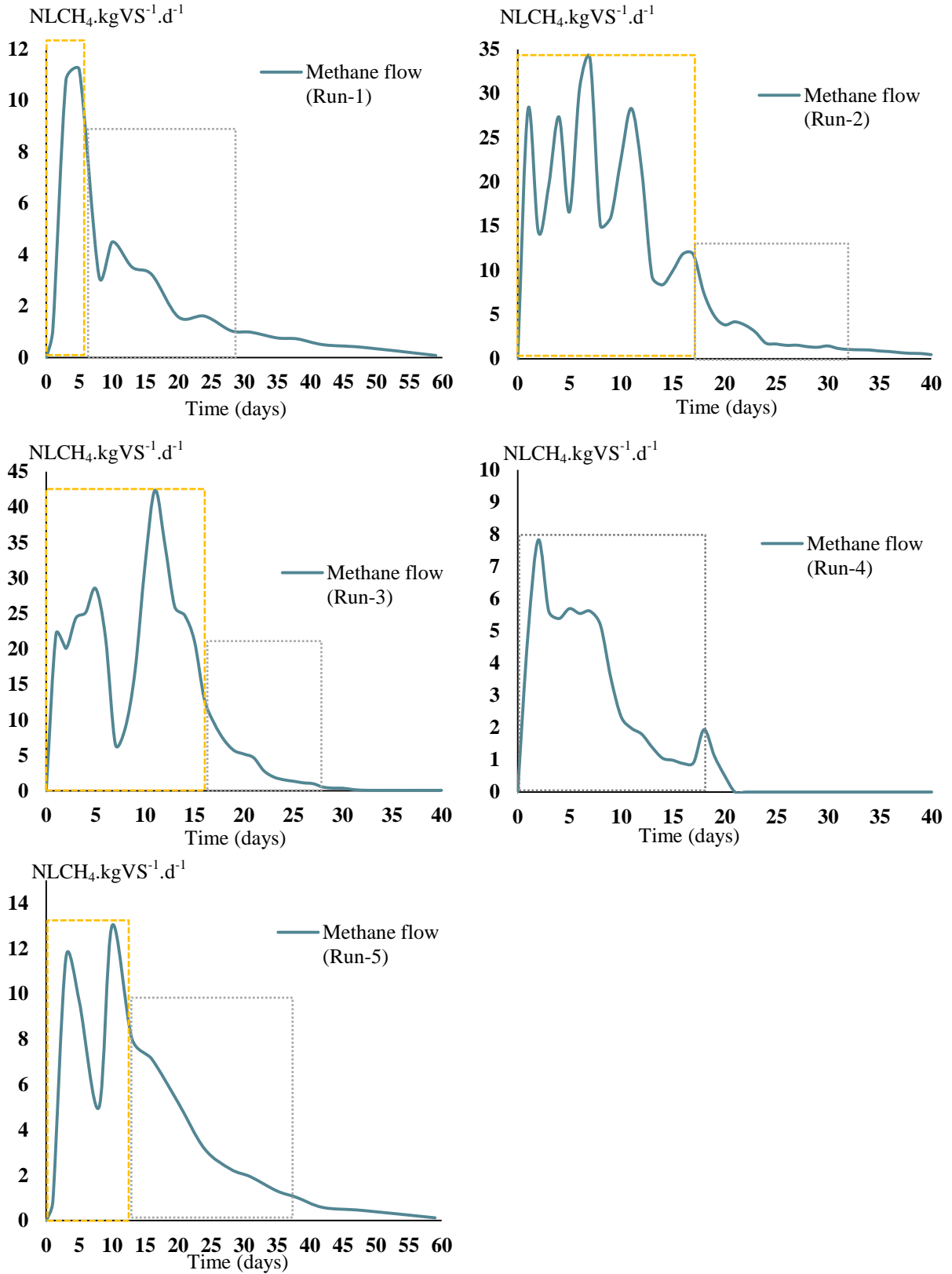


Figure 29 : Gas production rate (derivative from essay M-1 to M-5)

3.4. ADM1 modification

The ADM1 (original equations presented in Appendix A) was implemented in MATLAB-Simulink and compared to benchmark results (Appendix B) to check for eventual errors in our implementation before modification. For this purpose data from (Rosen et al., 2005) was used. Then the model was modified in order to incorporate the disintegration of the readily and hardly degradable fraction of OFMSW and green wastes. The schematic representation of the model is presented in Figure 30.

The disintegration process p_1 (see Appendix A for original equation) has been rewritten as follows:

For the paper:

$$\rho_{1_paper} = \left(k_{dis1_paper} * fr_{paper} + (1 - fr_{paper}) * k_{dis2_paper} \right) * X_{paper} \quad \text{Eq. 64}$$

For the cardboard:

$$\rho_{1_cardboard} = \left(k_{dis1_cardboard} * fr_{cardboard} + (1 - fr_{cardboard}) * k_{dis2_cardboard} \right) * X_{cardboard} \quad \text{Eq. 65}$$

For the fine element:

$$\rho_{1_FE} = \left(k_{dis1_FE} * fr_{FE} + (1 - fr_{FE}) * k_{dis2_FE} \right) * X_{FE} \quad \text{Eq. 66}$$

For the putrescible matter:

$$\rho_{1_PM} = \left(k_{dis1_PM} * fr_{PM} + (1 - fr_{PM}) * k_{dis2_PM} \right) * X_{PM} \quad \text{Eq. 67}$$

For the green wastes:

$$\rho_{1_GW} = \left(k_{dis1_GW} * fr_{GW} + (1 - fr_{GW}) * k_{dis2_GW} \right) * X_{GW} \quad \text{Eq. 68}$$

The term X_c which represent the composite (see Appendix A) has been rewritten as follows:

$$\frac{dX_c}{dt} = \frac{dX_{paper}}{dt} + \frac{dX_{cardboard}}{dt} + \frac{dX_{FE}}{dt} + \frac{dX_{PM}}{dt} + \frac{dX_{GW}}{dt}$$

With:

$$\frac{dX_{paper}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{paper,in} - X_{paper}) - \rho_{1_paper} + \sum_{i=13}^{19} \rho_i \quad \text{Eq. 69}$$

$$\frac{dX_{cardboard}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{cardboard,in} - X_{cardboard}) - \rho_{1_cardboard} + \sum_{i=13}^{19} \rho_i \quad \text{Eq. 70}$$

$$\frac{dX_{FE}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{FE,in} - X_{FE}) - \rho_{1_FE} + \sum_{i=13}^{19} \rho_i \quad \text{Eq. 71}$$

$$\frac{dX_{PM}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{PM,in} - X_{PM}) - \rho_{1_PM} + \sum_{i=13}^{19} \rho_i \quad \text{Eq. 72}$$

$$\frac{dX_{GW}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{GW,in} - X_{GW}) - \rho_{1_GW} + \sum_{i=13}^{19} \rho_i \quad \text{Eq. 73}$$

The lag time (λ) that represents the time before the effective dissociation of hardly degradable matter was added in the MATLAB-Simulink implementation and did not appear directly in the differential equations.

The Figure 31 represents the results obtained with the modified ADM1 model. Most of the parameters used comes from the literature excepted the dissociation constants, the fraction of the readily degradable organic matter and inert fraction (f_{xi} in Tableau 31 (Tableau 31) were deducted from the total solid content). The parameters from the literature and the initial state value are exposed in the Appendix B. Those results will not be used as a model validation method. However, it allows us to show the effect of lag phase and the different k_{dis} on the methane volumetric value. Indeed, the increased of the methane production spotted in Figure 31 could be attributed to the fine elements degradation of the hardly degradable part of the fine elements which begins at 14 days. Regarding the pH value shows some variation at the beginning of the simulation and takes about 18 days to reach a steady state.

Tableau 31 : Inert fraction and k_{dis} for each wastes

Parameters	Cardboard	Putrescible matter	Fine elements	Paper	Green Wastes
fxi	0.1943	0.1856	0.2813	0.1067	0.1304
kdis₁	0.03623	0.02878	0.001348	0.07353	0.01682
kdis₂	3.08E-05	14.79	0.2126	1.112	4.666E-04

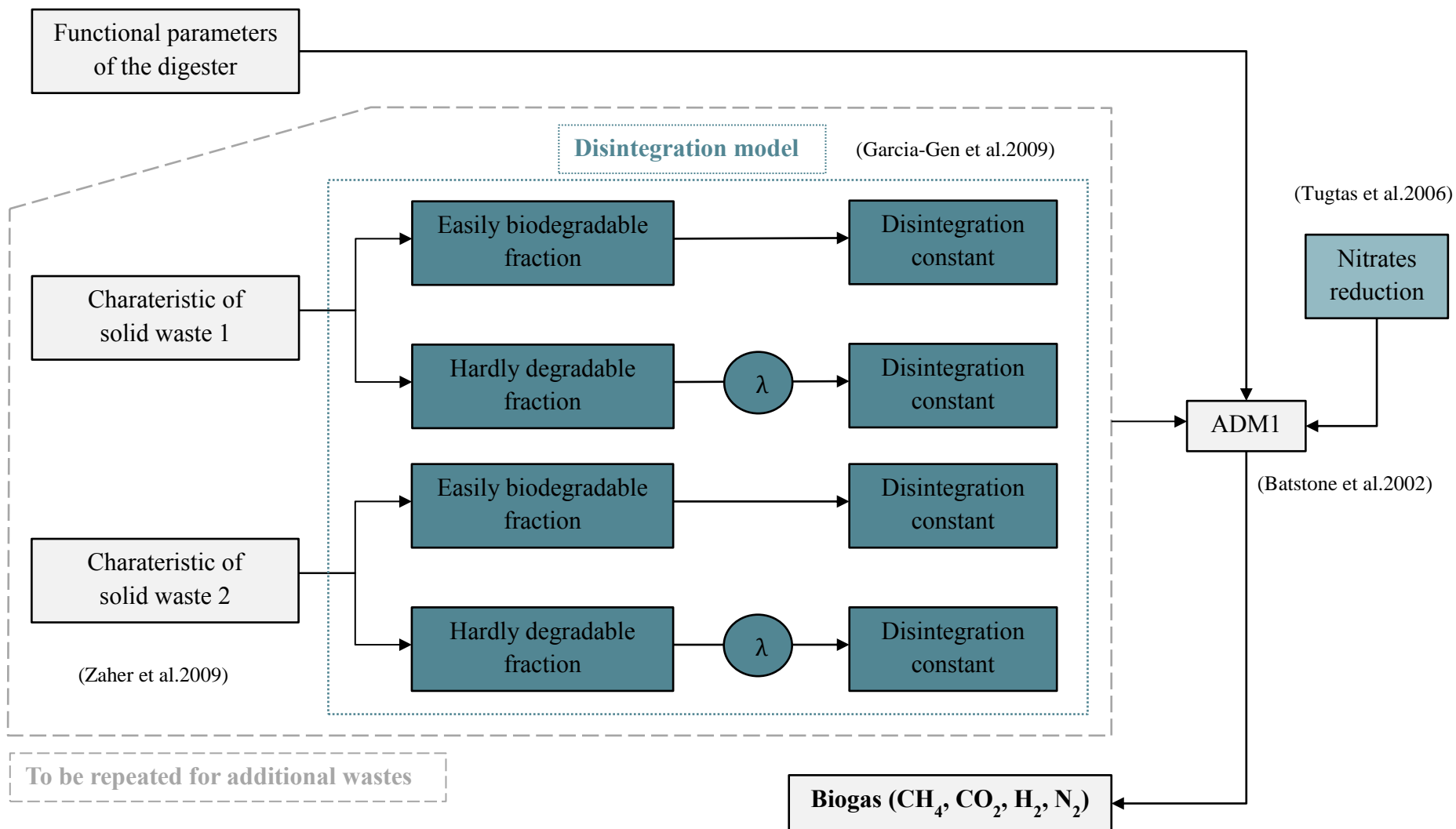


Figure 30 : Representation of the model

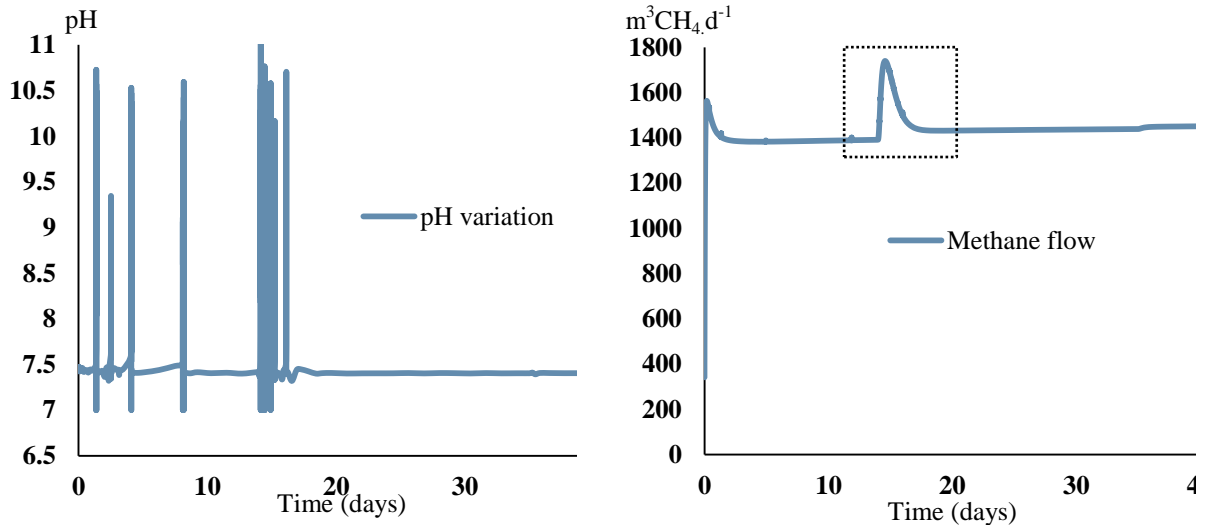


Figure 31 : Simulation results for the modified ADM1

4. Conclusion

The comparison of the literature model with our empirical model indicates that our model outperformed the already existent models for each runs. Indeed, our model could explain 99% of the experimental results while having a low RMSE value. Furthermore, our model allows to estimate accurately the readily and hardly biodegradable fraction of the substrate and the associate the dissociation constants. This study allows the development of the pilot-scale digester. A first experimental validation approach of the modified ADM1 was attended, however the results obtained by the study AD pilot start-up results didn't allow the model validation. The modified model would be validated experimentally in further studies.

5. Conclusion du chapitre

Le travail mené dans ce chapitre a permis d'exploiter les courbes de cinétique de production de méthane obtenue grâce aux travaux effectués dans le chapitre précédent afin d'estimer les parties facilement et difficilement biodégradable des substrats utilisés ainsi que leur constante de dissociation respective. Cela a été possible grâce à l'élaboration d'un modèle empirique qui s'est avéré plus performant que les modèles de la littérature testés. De plus, le travail effectué a permis la conception et la réalisation d'un digesteur pilot localement. Enfin, une modification du model ADM1 fut proposé mais reste cependant à valider.

Chapitre 5: Conclusion et perspectives

1. Conclusion

La présente thèse présente une démarche d'optimisation de la méthanisation sèche des déchets ménagers appliqué à un territoire insulaire : l'île de La Réunion. Pour cela, plusieurs étapes furent nécessaires :

- Évaluer le gisement de déchet disponible localement via une phase de caractérisation des déchets ménagers,
- Proposer et évaluer un scénario de traitement des déchets comportant une unité de méthanisation,
- Déterminer le potentiel méthane de la fraction organique des déchets ainsi que l'impact de leur proportion sur la production méthane,
- Proposer un modèle permettant de prédire la production de méthane en fonction de la variation de la composition des déchets,
- Évaluer au mieux les paramètres décrivant les cinétiques de production de méthane par le biais de modèles mathématiques
- Proposer une modification du modèle ADM1 afin d'intégrer les coefficients spécifiques à nos substrats.

Dans un premier temps, nous nous sommes intéressés à la composition des déchets ménagers. Suite à une revue de littérature portant sur la composition des déchets ménagers en territoires insulaire français à climat tropicaux (similaire à l'île de la Réunion) une composition spécifique des déchets ménagers a été mise en exergue pour ces territoires. Une forte proportion de déchet putrescible et de plastique (>40%) fut observée. Suite à cela une étude de caractérisation des déchets ménagers a été réalisée à l'île de la Réunion. Le but était d'actualiser les informations concernant la composition des déchets ménagers ainsi que de déterminer partie potentiellement valorisable par méthanisation. Un taux élevé de matières fermentescible et de matières plastiques fut une nouvelle fois a été observée. De plus, une forte proportion de déchets réutilisables (>20%) a été observée. Ces résultats ont également suggérés un potentiel élevé dans le développement du procédé de méthanisation (55% de déchet biodégradable) mais également de l'incinération (30% de RDF). Enfin, afin d'intégration le procédé de méthanisation dans un schéma de gestion durable des déchets ménagers des scénarios de traitement des déchets ont été proposés et évalués en se basant sur une étude ACV. Parmi les scénarios évalués, le scénario de type multifilaire englobant une unité de méthanisation, d'incinération de compostage et un centre d'enfouissement fut retenu.

Dans un second temps, nous nous sommes intéressés à la détermination du potentiel méthanogène des déchets ménagers ainsi que l'influence de la variation de la proportion de chaque catégorie de déchet sur la production de méthane. Les tests BMP réalisés ont révélé un potentiel méthanogène élevé pour les éléments fins et les matières putrescibles, qui représentent à eux deux 43,43 % de la composition des déchets ménagers. Ces résultats ont donc confirmés le fort potentiel pour le développement de la méthanisation des déchets ménagers. Dans l'optique d'accroître ce potentiel des tests de cogestions déchets ménagers/déchets verts ont également étaient mené en suivant un plan de mélange spécifique. Les résultats obtenus ont montré que cette codigestion avait un effet défavorable sur la production de méthane. Enfin, en se basant sur le plan de mélange proposé ainsi que les résultats des tests BMP un modèle prédictif a été élaboré. Ce modèle a eu pour objectif de prédire la production de méthane en fonction de la variation de la composition de la partie organique des déchets ménagers. Les éléments de validation apportée dans ce chapitre ont démontré l'efficacité de ce modèle.

Enfin, nous nous sommes intéressés aux cinétiques de désintégration intrinsèque à chaque déchet. Suite à une revue de littérature portant sur les modèles de cinétique de production de biogaz, ces modèles furent testés sur nos courbes de cinétique. Cependant, les modèles testés n'étaient pas satisfaisant en terme de précision ou/et ne permettaient pas de déterminer les coefficients de cinétique souhaités. Ainsi un modèle empirique dérivé de ceux de la littérature fut proposé. Ce dernier a su démontrer son efficacité en donnant des résultats satisfaisant quel que soit le type de mélange testé. Ce modèle pourrait représenter un nouvel outil adéquat pour la simulation des cinétiques de production de biogaz, la détermination des coefficients de désintégration ainsi que l'estimation de la part facilement biodégradable d'un substrat. Enfin, des modifications furent apportées au modèle ADM1 afin d'y intégrer les coefficients déterminés par le modèle créé. Néanmoins, ces modifications restent à valider expérimentalement.

2. Perspectives

Les objectifs du travail réalisé durant cette thèse était d'optimiser la méthanisation sèche des déchets ménagers ainsi que de contribuer à l'étude de l'épandage du digestat.

Concernant l'optimisation de la méthanisation sèche des déchets ménagers nous avons pu en partie répondre à cette problématique d'optimisation. En effet, l'étude de caractérisation a donné des résultats concluant. Une étude MODECOM menée à la Réunion à l'initiative de l'ADEME est parue courant 2019. Les résultats de cette étude pourront être utilisé afin d'alimenter et d'actualiser les scénarios présentés au chapitre 2. La méthode ACV utilisé pourrait également être utilisée sur d'autres scénarios englobant des méthodes de traitement non abordées dans cette thèse tel que la gazéification.

Le plan d'expérience proposé dans le chapitre 2 ainsi que les résultats en découlant furent eux aussi concluant. Cependant, ce travail pourrait faire l'objet d'une amélioration,

notamment en enrichissant le nombre de points de mélange. Cela aura pour effet direct d'améliorer la précision du modèle prédictif.

Une piste de travail intéressante pourrait consister à élaborer un modèle prédictif de l'évolution des facteurs socioéconomiques déterminé au chapitre 2 et de l'intégrer au sein du modèle prédictif proposé au chapitre 3. Ceci afin d'anticiper les variations de la composition des déchets ménagers.

Le travail mené sur la détermination des coefficients cinétique a aussi été fructueux car il a permis le développement d'un modèle cinétique efficace sur les mélanges testés. Il nous semble intéressant de tester ce modèle sur d'autres types de déchet afin d'éprouver son efficacité. Les prémisses de ce travail ont déjà été menées, avec des tests effectués sur des déchets alimentaires issus de grande surface.

Les modifications proposées au modèle ADM1 n'ont quant à elle pas pu être validées. Une approche expérimentale poussée pour valider le modèle sera nécessaire. Elle devra être complétée par une étude de sensibilité sur les paramètres d'entrée rajoutés par notre étude. Enfin, une approche numérique autour de l'aspect rhéologique du milieu réactionnel est déjà engagée au sein du laboratoire et pourrait venir compléter notre étude. L'objectif étant à terme d'associer les deux démarches afin de proposer un modèle biophysique représentatif des digesteurs industriels utilisés actuellement. Le travail de conception et de réalisation d'un digesteur pilote a déjà été mené. Ce dernier en acier inoxydable, d'un volume de 13 litres, a été mis au point pour fonctionner dans des conditions mésophiles, et pour les déchets solides. Afin de construire ce pilote, une coopération avec RUN-WELD, une société locale spécialisée dans le soudage industriel fut initié. Le pilote est équipé d'un système d'agitation (de 20 à 100 tr/min, avec pas de 10 tr/min). La figure 32 présente un schéma de principe du pilote. L'alimentation du réacteur se fait par le haut et peut être vidée par le bas. Le réacteur à double peau maintenu à température mésophile par circulation d'eau. Dans la figure 32, PH représente le pH-mètre, M représente le manomètre de pression, SS représente la soupape de sécurité, T° représente le thermomètre et HB la fenêtre d'observation. La Figure 33 représente les dernières étapes de la conception du pilote.

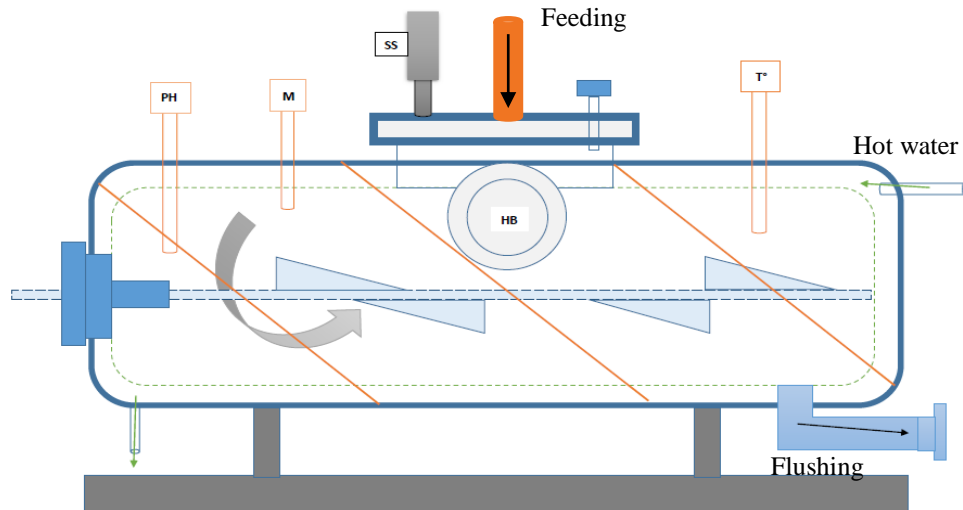


Figure 32: Pilot scale anaerobic digester schematic representation



Figure 33: Digesteur pilote

Concernant la contribution à l'étude de l'épandage du digestat, des travaux ont été menés mais n'ont pas été présentés dans ce manuscrit. En effet, des essais d'infiltration en colonne ont été menés (Figure 34). Cela a consisté à appliquer du digestat issu du digesteur présenté au chapitre 4 en partie haute d'une colonne de terre saturée en eau afin de suivre le déplacement d'espèce chimique tel que les métaux lourds. Ces essais ont été effectués sur des colonnes de terres prélevés au Tampon (Ile réunion) lors d'un stage au sein du Laboratoire des Ondes et Milieux complexes (LOMC) au Havre. L'étude reste à approfondir afin de compléter les résultats pour une valorisation scientifique ultérieure. L'extension au modèle ADM1 traitant de réduction des nitrates devra également être éprouvée afin de pouvoir suivre la qualité du digestat.

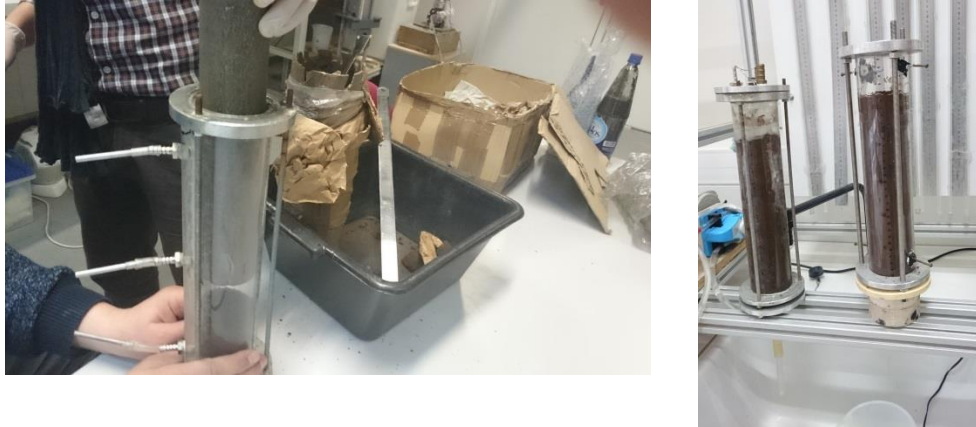


Figure 34: Carottes de terre testées

3. Production scientifique

Les travaux de cette thèse ont fait l'objet de plusieurs productions scientifiques et ont été présentés à diverses conférences.

Présentations dans des congrès internationaux :

E. Lebon, T. Lamuse, G.Chuppa, T. Petit, S. Vellayoudom, L. Adelard. Organic wastes management in Reunion Island: Bio-methane tests and results. Juillet 2015, ICEECC, Pointe aux piments, Île Maurice. Poster + article.

E. Lebon, G. Chuppa, T. Petit, L. Adelard. Characterisation and co-digestion of household solid waste, bio-methane tests including experimental and modelling results: A case study in Reunion Island. Mai 2016, WasteEng2016 Conference, Albi, France. Poster récompensé + article.

E. Lebon, M. Madushele, L. Adelard. Kinetic study of anaerobic co-digestion, analysis and modelling. International Conference on Sustainable Materials Processing and Manufacturing (SMPM). doi: 10.1016/j.promfg.2019.05.047.

H. Caillet, E. Lebon, E. Akinlabi, D. Madyira, L. Adelard. Influence of inoculum to substrate ratio on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests of sugarcane distillery waste water. SMPM, doi.org/10.1016/j.promfg.2019.05.037.

Publications acceptées dans des revues à comité de lecture :

E. Lebon, N. Madushele, L. Adelard. Municipal solid wastes characterisation and waste management strategy evaluation in insular context: a case study in Reunion Island. Publié dans le journal Waste and Biomass Valorization. doi10.1007/s12649-019-00860-1.

Références

- Abbassi-Guendouz, A., Brockmann, D., Trably, E., Dumas, C., Delgenès, J.-P., Steyer, J.-P., Escudié, R., 2012. Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *Bioresource Technology* 111, 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.174>
- Abudi, Z.N., Hu, Z., Sun, N., Xiao, B., Rajaa, N., Liu, C., Guo, D., 2016. Batch anaerobic co-digestion of OFMSW (organic fraction of municipal solid waste), TWAS (thickened waste activated sludge) and RS (rice straw): Influence of TWAS and RS pretreatment and mixing ratio. *Energy* 107, 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.03.141>
- Adelard, L., Lebon, E., 2015. Caractérisation de la fraction organique des déchets ménagers et biodéchets. *Etude de la méthanisation sèche*. 19.
- ADEME, 2016. Dechets chiffres clés.
- ADEME, 2013. Campagne de caractérisation des déchets ménagers et assimilés de la Martinique.
- ADEME, 2012. Campagne de caractérisation des déchets ménagers et assimilés de la Guadeloupe.
- ADEME, 2010. La composition des ordures ménagères et assimilées en France.
- ADEME, 2008. Campagne de caractérisation des déchets ménagers et assimilés de l'île de La Réunion.
- Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Ojeda-Benítez, S., 2013. Seasonal analysis of the generation and composition of solid waste: potential use—a case study. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 4633–4645. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2893-5>
- Ahn, H.K., Smith, M.C., Kondrad, S.L., White, J.W., 2010. Evaluation of Biogas Production Potential by Dry Anaerobic Digestion of Switchgrass–Animal Manure Mixtures. *Appl Biochem Biotechnol* 160, 965–975. <https://doi.org/10.1007/s12010-009-8624-x>
- Al Seadi, T., Drog, B., Fuchs, W., Rutz, D., Janssen, R., 2013. Biogas digestate quality and utilization, in: *The Biogas Handbook*. Elsevier, pp. 267–301. <https://doi.org/10.1533/9780857097415.2.267>
- Alatrisme-Mondragón, F., Samar, P., Cox, H.H.J., Ahring, B.K., Iranpour, R., 2006. Anaerobic Codigestion of Municipal, Farm, and Industrial Organic Wastes: A Survey of Recent Literature. *Water Environment Research* 78, 607–636.
- Aleluia, J., Ferrão, P., 2016. Characterization of urban waste management practices in developing Asian countries: A new analytical framework based on waste characteristics and urban dimension. *Waste Management* 58, 415–429. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.008>
- Alexandropoulou, M., Antonopoulou, G., Lyberatos, G., 2016. Food Industry Waste's Exploitation via Anaerobic Digestion and Fermentative Hydrogen Production in an

- Up-Flow Column Reactor. *Waste and Biomass Valorization* 7, 711–723.
<https://doi.org/10.1007/s12649-016-9544-y>
- Altaş, L., 2009. Inhibitory effect of heavy metals on methane-producing anaerobic granular sludge. *Journal of Hazardous Materials* 162, 1551–1556.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.048>
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J.L., Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., van Lier, J.B., 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology* 59, 927. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Angelonidi, E., Smith, S.R., 2015. A comparison of wet and dry anaerobic digestion processes for the treatment of municipal solid waste and food waste: Comparison of wet and dry anaerobic digestion processes. *Water Environ J* 29, 549–557.
<https://doi.org/10.1111/wej.12130>
- Asdrubali, F., Baldinelli, G., D'Alessandro, F., Scrucca, F., 2015. Life cycle assessment of electricity production from renewable energies: Review and results harmonization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42, 1113–1122.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.082>
- Bandara, N.J.G.J., Hettiaratchi, J.P.A., Wirasinghe, S.C., Pilapiiya, S., 2007. Relation of waste generation and composition to socio-economic factors: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment* 135, 31–39.
<https://doi.org/10.1007/s10661-007-9705-3>
- Barles, S., 2014. History of Waste Management and the Social and Cultural Representations of Waste, in: Agnoletti, M., Neri Seneri, S. (Eds.), *The Basic Environmental History*. Springer International Publishing, Cham, pp. 199–226. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09180-8_7
- Barrera, E.L., Spanjers, H., Solon, K., Amerlinck, Y., Nopens, I., Dewulf, J., 2015. Modeling the anaerobic digestion of cane-molasses vinasse: Extension of the Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) with sulfate reduction for a very high strength and sulfate rich wastewater. *Water Research* 71, 42–54.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.026>
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A., 2002. The IWA anaerobic digestion model no 1 (ADM1). *Water Science and Technology* 45, 65–73.
- Batstone, D.J., Keller, J., Steyer, J.P., 2006. A review of ADM1 extensions, applications, and analysis: 2002–2005. *Water Science and Technology* 54, 1–10.
<https://doi.org/10.2166/wst.2006.520>
- Batstone, D.J., Tait, S., Starrenburg, D., 2009. Estimation of hydrolysis parameters in full-scale anaerobic digesters. *Biotechnol. Bioeng.* 102, 1513–1520.
<https://doi.org/10.1002/bit.22163>
- Bayard, R., Benbelkacem, H., Gourdon, R., Buffière, P., 2018. Characterization of selected municipal solid waste components to estimate their biodegradability. *Journal of*

- Environmental Management 216, 4–12.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.087>
- Belgiorno, V., 2003. Energy from gasification of solid wastes. *Waste Management* 15.
- Blumensaat, F., Keller, J., 2005. Modelling of two-stage anaerobic digestion using the IWA Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1). *Water Research* 39, 171–183.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.024>
- Boer, E. den, Jędrzak, A., Kowalski, Z., Kulczycka, J., Szpadt, R., 2010. A review of municipal solid waste composition and quantities in Poland. *Waste Management* 30, 369–377. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.018>
- Bollon, J., 2012. Etude des mécanismes physiques et de leur influence sur la cinétique de méthanisation en voie sèche: essais expérimentaux et modélisation. Lyon, INSA.
- Borja, R., Martín, A., Maestro, R., Luque, M., Durán, M.M., 1993. Enhancement of the anaerobic digestion of wine distillery wastewater by the removal of phenolic inhibitors. *Bioresource Technology* 45, 99–104. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(93\)90097-U](https://doi.org/10.1016/0960-8524(93)90097-U)
- Braber, K., 1995. Anaerobic digestion of municipal solid waste: A modern waste disposal option on the verge of breakthrough. *Biomass and Bioenergy* 9, 365–376.
[https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00103-4](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00103-4)
- Brown, D., Shi, J., Li, Y., 2012. Comparison of solid-state to liquid anaerobic digestion of lignocellulosic feedstocks for biogas production. *Bioresource Technology* 124, 379–386. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.051>
- Browne, J.D., Murphy, J.D., 2013. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. *Applied Energy* 104, 170–177.
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.11.017>
- Budiyono, I., Sumardiono, S., 2014. Kinetic Model of Biogas Yield Production from Vinasse at Various Initial pH: Comparison between Modified Gompertz Model and First Order Kinetic Model.
- Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., Delgenes, J.-P., 2006. Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water Science and Technology* 53, 233–241. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.254>
- Burnley, S.J., 2007. A review of municipal solid waste composition in the United Kingdom. *Waste Management* 27, 1274–1285. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.018>
- Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E., Goi, D., 2013. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste Management* 33, 1626–1632. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.020>
- Capson-Tojo, G., Trably, E., Rouez, M., Crest, M., Steyer, J.-P., Delgenès, J.-P., Escudie, R., 2017. Dry anaerobic digestion of food waste and cardboard at different substrate loads, solid contents and co-digestion proportions. *Bioresource Technology* 233, 166–175. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.126>
- Chang, N.-B., Davila, E., 2008. Municipal solid waste characterizations and management strategies for the Lower Rio Grande Valley, Texas. *Waste Management* 28, 776–794.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.04.002>

- Chen, X., Yan, W., Sheng, K., Sanati, M., 2014. Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. *Bioresource Technology* 154, 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.054>
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* 99, 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Cheng, H., Hu, Y., 2010. Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: Current and future practices in China. *Bioresource Technology* 101, 3816–3824. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.040>
- Cherubini, F., Bargigli, S., Ulgiati, S., 2009. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy* 34, 2116–2123. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023>
- Christ, O., Wilderer, P.A., Angerhöfer, R., Faulstich, M., 2000. Mathematical modeling of the hydrolysis of anaerobic processes. *Water Science and Technology* 41, 61–65. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0056>
- Chynoweth, D.P., Turick, C.E., Owens, J.M., Jerger, D.E., Peck, M.W., 1993. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy* 5, 95–111. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(93\)90010-2](https://doi.org/10.1016/0961-9534(93)90010-2)
- Cordella, M., Bauer, I., Lehmann, A., Schulz, M., Wolf, O., 2015. Evolution of disposable baby diapers in Europe: life cycle assessment of environmental impacts and identification of key areas of improvement. *Journal of Cleaner Production* 95, 322–331. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.040>
- Cornell, J.A., 2002. Experiments with mixtures: designs, models, and the analysis of mixture data, 3rd ed. ed, Wiley series in probability and statistics. Wiley, New York.
- Council of the European Union, 2008. Directive 2008/98/EC, 312.
- Council of the European Union, 1999. Directive 1999/31/EC, 182.
- Cresson, R., 2006. Etude du démarrage de procédés intensifs de méthanisation Impact des conditions hydrodynamiques et de la stratégie de montée en charge sur la formation et l'activité du biofilm. Université de Montpellier 2, Montpellier, France.
- Cuetos, M.J., Gómez, X., Otero, M., Morán, A., 2008. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal* 40, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>
- D. Zupančič, G., Grilc, V., 2012. Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste, in: Kumar, S. (Ed.), *Management of Organic Waste*. InTech. <https://doi.org/10.5772/32756>
- Dahlén, L., Lagerkvist, A., 2008. Methods for household waste composition studies. *Waste Management* 28, 1100–1112. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.08.014>
- Delfosse, P., 2011. *Microbiologie de la digestion anaérobie*. Centre de recherche public Gabriel Lippman.
- Denafas, G., Ruzgas, T., Martuzevičius, D., Shmarin, S., Hoffmann, M., Mykhaylenko, V., Ogorodnik, S., Romanov, M., Neguliaeva, E., Chusov, A., Turkadze, T., Bochoidze,

- I., Ludwig, C., 2014. Seasonal variation of municipal solid waste generation and composition in four East European cities. *Resources, Conservation and Recycling* 89, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.06.001>
- Doublein, D., Steinhauser, A., 2008. *Biogas from waste and Renewable Resources*.pdf. Wiley-VCH.
- Dhar, H., Kumar, S., Kumar, R., 2017. A review on organic waste to energy systems in India. *Bioresource Technology* 245, 1229–1237. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.159>
- Dong, J., Tang, Y., Nzihou, A., Chi, Y., Weiss-Hortala, E., Ni, M., 2018. Life cycle assessment of pyrolysis, gasification and incineration waste-to-energy technologies: Theoretical analysis and case study of commercial plants. *Science of The Total Environment* 626, 744–753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.151>
- Donoso-Bravo, A., Pérez-Elvira, S.I., Fdz-Polanco, F., 2010. Application of simplified models for anaerobic biodegradability tests. Evaluation of pre-treatment processes. *Chemical Engineering Journal* 160, 607–614. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.082>
- Edjabou, M.E., Jensen, M.B., Götze, R., Pivnenko, K., Petersen, C., Scheutz, C., Astrup, T.F., 2015. Municipal solid waste composition: Sampling methodology, statistical analyses, and case study evaluation. *Waste Management* 36, 12–23. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.009>
- EEA, 2009. Diverting waste from landfill - Effectiveness of waste-management policies in the European Union 68.
- Eggen, T., Moeder, M., Arukwe, A., 2010. Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants. *Science of The Total Environment* 408, 5147–5157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.049>
- Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., Granath, J., Baky, A., Thyselius, L., 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production* 13, 241–252. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.018>
- Erses Yay, A.S., 2015. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production* 94, 284–293. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>
- Euroserv-ER, 2017. Baromètre biogaz 2017.
- Fedorovich, V., Lens, P., Kalyuzhnyi, S., 2003. Extension of Anaerobic Digestion Model No. 1 with processes of sulfate reduction. *Applied biochemistry and biotechnology* 109, 33–45.
- Fernández, J., Pérez, M., Romero, L.I., 2008. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Bioresource Technology* 99, 6075–6080. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.048>

- Fernández-Rodríguez, J., Pérez, M., Romero, L.I., 2013. Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW: Kinetic analysis. *Chemical Engineering Journal* 232, 59–64. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.07.066>
- Fezzani, B., Cheikh, R.B., 2008. Implementation of IWA anaerobic digestion model No. 1 (ADM1) for simulating the thermophilic anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with olive mill solid waste in a semi-continuous tubular digester. *Chemical Engineering Journal* 141, 75–88. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.10.024>
- Fiestas, J.A., Martín, A., Borja, R., 1990. Influence of immobilization supports on the kinetic constants of anaerobic purification of olive mill wastewater. *Biological Wastes* 33, 131–142. [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(90\)90153-J](https://doi.org/10.1016/0269-7483(90)90153-J)
- Finnveden, G., Ekvall, T., 1998. Life-cycle assessment as a decision-support tool—the case of recycling versus incineration of paper. *Resources, Conservation and Recycling* 24, 235–256. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(98\)00039-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00039-1)
- Fox, J.M., 1993. The Different Catalytic Routes for Methane Valorization: An Assessment of Processes for Liquid Fuels. *Catalysis Reviews* 35, 169–212. <https://doi.org/10.1080/01614949308014605>
- Galí, A., Benabdallah, T., Astals, S., Mata-Alvarez, J., 2009. Modified version of ADM1 model for agro-waste application. *Bioresource Technology* 100, 2783–2790. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.052>
- García-Gen, S., Sousbie, P., Rangaraj, G., Lema, J.M., Rodríguez, J., Steyer, J.-P., Torrijos, M., 2015. Kinetic modelling of anaerobic hydrolysis of solid wastes, including disintegration processes. *Waste Management* 35, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.012>
- Gidarakos, E., Havas, G., Ntzamilis, P., 2006. Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. *Waste Management* 26, 668–679. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.018>
- Gómez, G., Meneses, M., Ballinas, L., Castells, F., 2009. Seasonal characterization of municipal solid waste (MSW) in the city of Chihuahua, Mexico. *Waste Management* 29, 2018–2024. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.02.006>
- Gomez, G., Meneses, M., Ballinas, L., Castells, F., 2008. Characterization of urban solid waste in Chihuahua, Mexico. *Waste Management* 28, 2465–2471. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.10.023>
- Goupy, J., 2005. *Pratiquer les plans d'expériences*, Dunod. ed.
- Grosser, A., 2018. Determination of methane potential of mixtures composed of sewage sludge, organic fraction of municipal waste and grease trap sludge using biochemical methane potential assays. A comparison of BMP tests and semi-continuous trial results. *Energy* 143, 488–499. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.010>
- Gu, B., Wang, H., Chen, Z., Jiang, S., Zhu, W., Liu, M., Chen, Y., Wu, Y., He, S., Cheng, R., Yang, J., Bi, J., 2015. Characterization, quantification and management of household solid waste: A case study in China. *Resources, Conservation and Recycling* 98, 67–75. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.001>

- Guendouz, J., 2008. Contribution à la recherche d'outils pour l'étude et le suivi des réacteurs de méthanisation par voie sèche. Montpellier, Montpellier II.
- Guendouz, J., Buffière, P., Cacho, J., Carrère, M., Delgenes, J.-P., 2010. Dry anaerobic digestion in batch mode: Design and operation of a laboratory-scale, completely mixed reactor. *Waste Management* 30, 1768–1771. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.12.024>
- Guinée, J.B., Huppes, G., de Koning, A., van Oers, L., Sleswijk, A.W., Suh, S., 2002. Handbook On Life Cycle Assessment 705.
- Gujer, W., Zehnder, A.J.B., 1983. Conversion Processes in Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology* 15, 127–167. <https://doi.org/10.2166/wst.1983.0164>
- Gupta, Shuchi, Mohan, K., Prasad, R., Gupta, Sujata, Kansal, A., 1998. Solid waste management in India: options and opportunities. *Resources, Conservation and Recycling* 24, 137–154. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(98\)00033-0](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00033-0)
- Hanc, A., Novak, P., Dvorak, M., Habart, J., Svehla, P., 2011. Composition and parameters of household bio-waste in four seasons. *Waste Management* 31, 1450–1460. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.016>
- Hinken, L., Gassó, M.P., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K.H., 2013. Implementation of sulphate reduction and sulphide inhibition in ADM1 for modelling of a pilot plant treating bioethanol wastewater.
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffiere, P., Carballa, M., de Wilde, V., Ebertseder, F., Fernandez, B., Ficara, E., Fotidis, I., Frigon, J.-C., de Lacroix, H.F., Ghasimi, D.S.M., Hack, G., Hartel, M., Heerenklage, J., Horvath, I.S., Jenicek, P., Koch, K., Krautwald, J., Lizasoain, J., Liu, J., Mosberger, L., Nistor, M., Oechsner, H., Oliveira, J.V., Paterson, M., Paus, A., Pommier, S., Porqueddu, I., Raposo, F., Ribeiro, T., Rusch Pfund, F., Stromberg, S., Torrijos, M., van Eekert, M., van Lier, J., Wedwitschka, H., Wierinck, I., 2016. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology* 74, 2515–2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- INSEE, 2018a. Insee Réunion actualités | Insee [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/information/2415682> (accessed 2.26.18).
- INSEE, 2018b. Dossier complet – Commune de Saint-Denis (93066) - Insee.pdf.
- INSEE, 2018c. Dossier complet – Commune de Sainte-Marie (97418) - Insee.pdf.
- INSEE, 2018d. Dossier complet – Commune de Sainte-Suzanne (97420)-Insee.pdf.
- INSEE, 2017. Naissances et taux de natalité en 2017 | Insee 1.
- Jha, A.K., Li, J., Zhang, L., Ban, Q., Jin, Y., 2013. Comparison between Wet and Dry Anaerobic Digestions of Cow Dung under Mesophilic and Thermophilic Conditions. *Advances in Water Resource and Protection* 1, 12.
- Ji, X.-Y., Lin, W.-D., Zhang, W.-D., Yin, F., Zhao, X.-L., Wang, C.-M., Liu, J., Yang, H., 2016. Evaluation of methane production features and kinetics of *Bougainvillea spectabilis* Willd waste under mesophilic conditions. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 38, 1537–1543. <https://doi.org/10.1080/15567036.2015.1079569>

- Jokela, J.P.Y., Vavilin, V.A., Rintala, J.A., 2005. Hydrolysis rates, methane production and nitrogen solubilisation of grey waste components during anaerobic degradation. *Bioresource Technology* 96, 501–508. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.03.009>
- Kaare Hvid, H., Angelidaki, I., Ahring, K.A., 1998. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research* 38, 5–12.
- Keucken, A., Habagil, M., Batstone, D., Arnell, M., 2018. New Insights on Process Performance and Stability for Anaerobic Co-Digestion through Modelling and Population Analysis 4.
- Korai, M.S., Mahar, R.B., Uqaili, M.A., 2016. Optimization of waste to energy routes through biochemical and thermochemical treatment options of municipal solid waste in Hyderabad, Pakistan. *Energy Conversion and Management* 124, 333–343. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.07.032>
- Kothari, R., Pandey, A.K., Kumar, S., Tyagi, V.V., Tyagi, S.K., 2014. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 39, 174–195. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>
- Kumar, A., Samadder, S.R., 2017. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. *Waste Management* 69, 407–422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.046>
- Labatut, R.A., Angenent, L.T., Scott, N.R., 2011. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology* 102, 2255–2264. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035>
- Lay, J.-J., Li, Y.-Y., Noike, T., 1997. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research* 31, 1518–1524. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00413-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00413-7)
- Lebersorger, S., Schneider, F., 2011. Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies. *Waste Management* 31, 1924–1933. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.023>
- Lebon, E., Caillet, H., Akinlabi, E., Madyira, D., Adelard, L., 2019. Kinetic study of anaerobic co-digestion, analysis and modelling. *Procedia Manufacturing* 35, 321–326. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2019.05.047>
- Lee, S.-H., Choi, K.-I., Osako, M., Dong, J.-I., 2007. Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul, Korea. *Science of The Total Environment* 387, 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.06.037>
- Lesteur, M., Bellon-Maurel, V., Gonzalez, C., Latrille, E., Roger, J.M., Junqua, G., Steyer, J.P., 2010. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry* 45, 431–440. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2009.11.018>
- Li, L., Kong, X., Yang, F., Li, D., Yuan, Z., Sun, Y., 2012. Biogas Production Potential and Kinetics of Microwave and Conventional Thermal Pretreatment of Grass. *Appl Biochem Biotechnol* 166, 1183–1191. <https://doi.org/10.1007/s12010-011-9503-9>
- Liew, L.N., Shi, J., Li, Y., 2012. Methane production from solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. *Biomass and Bioenergy* 46, 125–132. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.014>

- Lin, J., Zuo, J., Gan, L., Li, P., Liu, F., Wang, K., Chen, L., Gan, H., 2011. Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. *Journal of Environmental Sciences* 23, 1403–1408. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60572-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60572-4)
- Liu, G., Zhang, R., El-Mashad, H.M., Dong, R., 2009. Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. *Bioresource Technology* 100, 5103–5108. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.081>
- Lo, H.M., Kurniawan, T.A., Sillanpää, M.E.T., Pai, T.Y., Chiang, C.F., Chao, K.P., Liu, M.H., Chuang, S.H., Banks, C.J., Wang, S.C., Lin, K.C., Lin, C.Y., Liu, W.F., Cheng, P.H., Chen, C.K., Chiu, H.Y., Wu, H.Y., 2010. Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors. *Bioresource Technology* 101, 6329–6335. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.048>
- Lü, F., Hao, L., Zhu, M., Shao, L., He, P., 2012. Initiating methanogenesis of vegetable waste at low inoculum-to-substrate ratio: Importance of spatial separation. *Bioresource Technology* 105, 169–173. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.104>
- Mata-Alvarez, J., 2015. Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. *Water Intelligence Online* 4, 9781780402994–9781780402994. <https://doi.org/10.2166/9781780402994>
- Mata-Alvarez, J., 2014. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16.
- Mata-Alvarez, J., Cecchi, F., Pavan, P., Llabres, P., 1990. The performances of digesters treating the organic fraction of municipal solid wastes differently sorted. *Biological Wastes* 33, 181–199. [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(90\)90004-C](https://doi.org/10.1016/0269-7483(90)90004-C)
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Macé, S., Astals, S., 2011. Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology* 31, 99–111. <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.525496>
- Matheri, A.N., Sethunya, V.L., Belaid, M., Muzenda, E., 2018. Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 81, 2328–2334. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.06.041>
- Matsuto, T., Hamt, R.K., 1990. Residential solid waste generation and recycling in the USA and Japan. *Waste Management & Research* 8, 229–242. [https://doi.org/10.1016/0734-242X\(90\)90066-V](https://doi.org/10.1016/0734-242X(90)90066-V)
- McKay, G., 2002. Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal* 86, 343–368. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(01\)00228-5](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(01)00228-5)
- Mendoza-Vizcaino, J., Sumper, A., Sudria-Andreu, A., Ramirez, J.M., 2016. Renewable technologies for generation systems in islands and their application to Cozumel Island, Mexico. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 64, 348–361. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.06.014>

- Moestedt, J., Nordell, E., Shakeri Yekta, S., Lundgren, J., Martí, M., Sundberg, C., Ejlertsson, J., Svensson, B.H., Björn, A., 2015. Effects of trace element addition on process stability during anaerobic co-digestion of OFMSW and slaughterhouse waste. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.007>
- Moletta, R., Ansell, F., 2003. Méthanisation des déchets organiques - Etude bibliographique.
- Moletta, R., Verstraete, W., 2008. La méthanisation dans la problématique énergétique et environnementale, in: *La méthanisation*. pp. 3–8.
- Montgomery, D.C., 2013. *Design and analysis of experiments*, 8. ed. ed. Wiley, Hoboken, NJ.
- Naroznova, I., Møller, J., Scheutz, C., 2016. Characterisation of the biochemical methane potential (BMP) of individual material fractions in Danish source-separated organic household waste. *Waste Management* 50, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.008>
- Neves, L., Oliveira, R., Alves, M.M., 2006. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. *Waste Management* 26, 176–181. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.12.022>
- Nielfa, A., Cano, R., Fdz-Polanco, M., 2015. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports* 5, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2014.10.005>
- Nielfa, Ana, Cano, R., Vinot, M., Fernández, E., Fdz-Polanco, M., 2015. Anaerobic digestion modeling of the main components of organic fraction of municipal solid waste. *Process Safety and Environmental Protection* 94, 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.02.002>
- Nopharatana, A., Pullammanappallil, P.C., Clarke, W.P., 2007. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. *Waste Management* 27, 595–603. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.04.010>
- Ojeda-Benítez, S., Vega, C.A., Marquez-Montenegro, M.Y., 2008. Household solid waste characterization by family socioeconomic profile as unit of analysis. *Resources, Conservation and Recycling* 52, 992–999. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.03.004>
- Okpokwasili, G.C., Nweke, C.O., 2005. Microbial growth and substrate utilization kinetics. *African Journal of Biotechnology* 5, 13.
- Owens, J.M., Chynoweth, D.P., 1993. Biochemical methane potential of municipal solid waste (MSW) components. *Water Science and Technology* 27.
- Palay, V., Routier, G., 2019. Caractérisation des déchets sur l'île de la Réunion (MODECOM La REUNION). ADEME.
- Parra-Orobio, B.A., Donoso-Bravo, A., Torres-Lozada, P., 2017. Anaerobic digestion of food waste. Predicting of methane production by comparing kinetic models. *IyC* 19, 210. <https://doi.org/10.25100/iyc.v19i1.2145>
- Patón, M., Rodríguez, J., 2019. Integration of bioenergetics in the ADM1 and its impact on model predictions. *Water Science and Technology* 80, 339–346. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.279>

- Pearse, L.F., Hettiaratchi, J.P., Kumar, S., 2018. Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. *Bioresource Technology* 254, 312–324. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.069>
- Peng, W., Pivato, A., Lavagnolo, M.C., Raga, R., 2018. Digestate application in landfill bioreactors to remove nitrogen of old landfill leachate. *Waste Management* 74, 335–346. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.010>
- Pikoň, K., 2012. Abiotic depletion in energy and waste management systems 16.
- Pirotta, F.J.C., Ferreira, E.C., Bernardo, C.A., 2013. Energy recovery and impact on land use of Maltese municipal solid waste incineration. *Energy* 49, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.10.049>
- Polizzi, C., Alatríste-Mondragón, F., Munz, G., 2017. Modeling the Disintegration Process in Anaerobic Digestion of Tannery Sludge and Fleshing. *Front. Environ. Sci.* 5, 37. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00037>
- Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., Lefebvre, X., 2007. A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanization in landfills. *Biotechnol. Bioeng.* 97, 473–482. <https://doi.org/10.1002/bit.21241>
- Pommier, S., Llamas, A.M., Lefebvre, X., 2010. Analysis of the outcome of shredding pretreatment on the anaerobic biodegradability of paper and cardboard materials. *Bioresource Technology* 101, 463–468. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.034>
- Ponsá, S., Gea, T., Sánchez, A., 2011. Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates. *Biosystems Engineering* 108, 352–360. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2011.01.007>
- Pullammanappallil, P.C., Chynoweth, D.P., Lyberatos, G., Svoronos, S.A., 2001. Stable performance of anaerobic digestion in the presence of a high concentration of propionic acid. *Bioresource Technology* 78, 165–169. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00187-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00187-5)
- Rada, E.C., Andreottola, G., 2012. RDF/SRF: Which perspective for its future in the EU. *Waste Management* 32, 1059–1060. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.017>
- Rao, M.S., Singh, S.P., Singh, A.K., Sodha, M.S., 2000. Bioenergy conversion studies of the organic fraction of MSW: assessment of ultimate bioenergy production potential of municipal garbage. *Applied Energy* 13.
- Rao, P.V., Baral, S.S., 2011. Experimental design of mixture for the anaerobic co-digestion of sewage sludge. *Chemical Engineering Journal* 172, 977–986. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.07.010>
- Raud, M., Mitt, M., Oja, T., Olt, J., Orupõld, K., Kikas, T., 2017. The utilisation potential of urban greening waste: Tartu case study. *Urban Forestry & Urban Greening* 21, 96–101. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.014>
- Rosen, C., Vrecko, D., Gernaey, K.V., Jeppsson, U., 2005. Implementing ADM1 for benchmark simulations in Matlab/Simulink 9.

- Rosen, C., Vrecko, D., Gernaey, K.V., Pons, M.N., Jeppsson, U., 2006. Implementing ADM1 for plant-wide benchmark simulations in Matlab/Simulink. *Water Science & Technology* 54, 11. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.521>
- Rousseau, P., Steyer, J.-P., Volcke, E.I.P., Bernet, N., Béline, F., 2008. Combined anaerobic digestion and biological nitrogen removal for piggery wastewater treatment: a modelling approach. *Water Science and Technology* 58, 133–141. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.322>
- Salmon, M., 2014. Gestion des déchets dans les territoires ultramarins et insulaires - État des lieux. AMORCE.
- Sandra, L.B., 2019. Point sur les technologies gazéifications de déchets hétérogènes. ADEME 5.
- Shanmugam, P., Horan, N.J., 2009. Simple and rapid methods to evaluate methane potential and biomass yield for a range of mixed solid wastes. *Bioresource Technology* 100, 471–474. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.027>
- Sharma, B.K., Chandel, M.K., 2017. Life cycle assessment of potential municipal solid waste management strategies for Mumbai, India. *Waste Management & Research* 35, 79–91. <https://doi.org/10.1177/0734242X16675683>
- SPL Energie Réunion, 2017. Bilan énergétique de l'île de La Réunion 2016.
- Strömberg, S., Nistor, M., Liu, J., 2015. Early prediction of Biochemical Methane Potential through statistical and kinetic modelling of initial gas production. *Bioresource Technology* 176, 233–241. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.033>
- Stroot, P.G., McMahon, K.D., Mackie, R.I., Raskin, L., 2001. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions—I. Digester performance. *Water Research* 35, 1804–1816.
- Themelis, N.J., Barriga, M.E.D., Estevez, P., Velasco, M.G., 2013. Guidebook: For the application of waste to energy technologies in latin america and the caribbean 228.
- Thi, N.B.D., Lin, C.-Y., Kumar, G., 2016. Waste-to-wealth for valorization of food waste to hydrogen and methane towards creating a sustainable ideal source of bioenergy. *Journal of Cleaner Production* 122, 29–41. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.034>
- Tong, X., Smith, L.H., McCarty, P.L., 1990. Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. *Biomass* 21, 239–255.
- Triolo, J.M., Sommer, S.G., Møller, H.B., Weisbjerg, M.R., Jiang, X.Y., 2011. A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresource Technology* 102, 9395–9402. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.026>
- Trzcinski, A.P., Stuckey, D.C., 2012. Determination of the Hydrolysis Constant in the Biochemical Methane Potential Test of Municipal Solid Waste. *Environmental Engineering Science* 29, 848–854. <https://doi.org/10.1089/ees.2011.0105>
- Tugtas, A.E., Tezel, U., Pavlostathis, S.G., 2006. An extension of the Anaerobic Digestion Model No. 1 to include the effect of nitrate reduction processes. *Water Science & Technology* 54, 41. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.524>

- UNESCO, 2010. Pitons, cirques et remparts de l'île de la Réunion [WWW Document]. UNESCO Centre du patrimoine mondial. URL <https://whc.unesco.org/fr/list/1317/> (accessed 2.26.18).
- Walker, M., 2008. The Development of a Mesh Bioreactor for the Anaerobic Digestion of Biodegradable Municipal Waste.
- Wang, Z., Dong, X., Yin, J., 2018. Antecedents of urban residents' separate collection intentions for household solid waste and their willingness to pay: Evidence from China. *Journal of Cleaner Production* 173, 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.223>
- Ware, A., Power, N., 2017. Modelling methane production kinetics of complex poultry slaughterhouse wastes using sigmoidal growth functions. *Renewable Energy* 104, 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.045>
- Ware, A., Power, N., 2016. What is the effect of mandatory pasteurisation on the biogas transformation of solid slaughterhouse wastes? *Waste Management* 48, 503–512. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.013>
- Wellinger, A., 1999. Process design of agricultural digesters. NovaEnergieGmbH Elggerstrasse, Report 28.
- Weng, Y.-C., Fujiwara, T., Houg, H.J., Sun, C.-H., Li, W.-Y., Kuo, Y.-W., 2015. Management of landfill reclamation with regard to biodiversity preservation, global warming mitigation and landfill mining: experiences from the Asia–Pacific region. *Journal of Cleaner Production* 104, 364–373. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.014>
- Wu, J., Hu, Y., Wang, S., Cao, Z., Li, H., Fu, X.-M., Wang, K., Zuo, J., 2017. Effects of thermal treatment on high solid anaerobic digestion of swine manure: Enhancement assessment and kinetic analysis. *Waste Management* 62, 69–75. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.022>
- Wyman, V., Henríquez, J., Palma, C., Carvajal, A., 2018. Lignocellulosic waste valorisation strategy through enzyme and biogas production. *Bioresource Technology* 247, 402–411. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.055>
- Yadav, P., Samadder, S.R., 2014. Life cycle assessment of solid waste management options: A Review. *Recent Research in Science and Technology* 4.
- Zaher, U., Li, R., Jeppsson, U., Steyer, J.-P., Chen, S., 2009. GISCOD: General Integrated Solid Waste Co-Digestion model. *Water Research* 43, 2717–2727. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.018>
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T., 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 38, 383–392. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>
- Zhang, D.Q., Tan, S.K., Gersberg, R.M., 2010. Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges. *Journal of Environmental Management* 91, 1623–1633. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.03.012>

- Zhang, R., Elmashad, H., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., Gamble, P., 2007. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 98, 929–935. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.039>
- Zhang, Y., Banks, C.J., Heaven, S., 2012. Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams. *Journal of Environmental Management* 104, 166–174. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.043>
- Zorpas, A.A., Lasaridi, K., Voukkali, I., Loizia, P., Chroni, C., 2015. Household waste compositional analysis variation from insular communities in the framework of waste prevention strategy plans. *Waste Management* 38, 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.030>
- Zwietering, M.H., Jongenburger, I., Rombouts, F.M., Van't Riet, K., 1990. Modeling of the bacterial growth curve. *Applied and environmental microbiology* 56, 1875–1881.

Appendix A: Petersen matrix and ADM1 equations

This appendix presents the Petersen matrix that describes the biological, chemical and physico-chemical reactions of anaerobic digestion. The matrix is presented in Tableau 32, Tableau 33, Tableau 34 and Tableau 35 (Tableau 32, Tableau 33, Tableau 34, Tableau 35). In addition, the equations governing the anaerobic digestion process and (derived from the Petersen matrix) are described.

In this study we supposed that digester volume is constant. Thus the output flow q_{out} and the input flow q_{in} are similar.

Thus:

$$\frac{dS_u}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * S_{u,in} - \frac{q_{out}}{V_{liq}} * S_u + \rho_2 + (1 - f_{fa,li}) * \rho_2 - \rho_5$$

Become

$$\frac{dS_u}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{u,in} - S_u) + \rho_2 + (1 - f_{fa,li}) * \rho_2 - \rho_5$$

Differential equations for soluble components:

$$\frac{dS_u}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{u,in} - S_u) + \rho_2 + (1 - f_{fa,li}) * \rho_2 - \rho_5$$

$$\frac{dS_{aa}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{aa,in} - S_{aa}) + \rho_3 - \rho_6$$

$$\frac{dS_{fa}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{fa,in} - S_{fa}) + f_{fa,li} * \rho_4 - \rho_7$$

$$\frac{dS_{va}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{va,in} - S_{va}) + (1 - Y_{aa}) * Y_{va,aa} * \rho_6 - \rho_8$$

$$\frac{dS_{bu}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{bu,in} - S_{bu}) + (1 - Y_{su}) * Y_{bu,su} + (1 - Y_{aa}) * Y_{bu,aa} * \rho_6 - \rho_9$$

$$\frac{dS_{pro}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{pro,in} - S_{pro}) + (1 - Y_{su}) * f_{pro,su} * \rho_5 + (1 - Y_{aa}) * f_{pro,aa} * \rho_6 + (1 - Y_{c4}) * 0.54 * \rho_8 - \rho_{10}$$

$$\frac{dS_{ac}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{ac,in} - S_{ac}) + (1 - Y_{su}) * f_{ac,su} * \rho_5 + (1 - Y_{aa}) * f_{ac,aa} * \rho_6 + (1 - Y_{c4}) * 0.7 * \rho_7 + (1 - Y_{c4}) * 0.31 * \rho_8 + (1 - Y_{c4}) * 0.8 * \rho_9 + (1 - Y_{pro}) * 0.57 * \rho_{10} - \rho_{11}$$

$$\frac{dS_{h_2}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{h_2,in} - S_{h_2}) + (1 - Y_{su}) * f_{h_2,su} * \rho_5 + (1 - Y_{aa}) * f_{h_2,aa} * \rho_6 + (1 - Y_{fa}) * 0.3 * \rho_7 + (1 - Y_{c4}) * 0.15 * \rho_8 + (1 - Y_{c4}) * 0.2 * \rho_9 + (1 - Y_{pro}) * 0.43 * \rho_{10} - \rho_{12} - \rho_{T,8}$$

$$\frac{dS_{CH_4}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{CH_4,in} - S_{CH_4}) + (1 - Y_{ac}) * \rho_{11} + (1 - Y_{h_2}) * \rho_{12} - \rho_{T,9}$$

$$\frac{dS_{ic}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{ic,in} - S_{ic}) - \sum_{j=1}^{19} \left(\sum_{i=1-9,11-24} C_i v_{i,j} \rho_j \right) - \rho_{T,10}$$

$$\frac{dS_{in}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{in,in} - S_{in}) - Y_{su} * N_{bac} * \rho_5 + (N_{aa} - Y_{aa} * N_{bac}) * \rho_6 - Y_{fa} * N_{bac} * \rho_7 - Y_{c4} * N_{bac} * \rho_8 - Y_{c4} * N_{bac} * \rho_9 - Y_{pro} * N_{bac} * \rho_{10} - Y_{ac} * N_{bac} * \rho_{11} - Y_{h_2} * N_{bac} * \rho_{12} + (N_{bac} - N_{xc}) * \sum_{i=13}^{19} \rho_i + (N_{xc} - f_{xi,xc} N_i - f_{si,xc} N_i - f_{pr,xc} N_{aa}) * \rho_1$$

$$\frac{dS_i}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{i,in} - S_i) + f_{si,xc} * \rho_1$$

Differential equations of particulate components:

$$\frac{dX_c}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{c,in} - X_c) - \rho_1 + \sum_{i=13}^{19} \rho_i$$

$$\frac{dX_{ch}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{ch,in} - X_{ch}) + f_{ch,xc} * \rho_1 - \rho_2$$

$$\frac{dX_{pr}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{pr,in} - X_{pr}) + f_{pr,xc} * \rho_1 - \rho_3$$

$$\frac{dX_{li}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{li,in} - X_{li}) + f_{li,xc} * \rho_1 - \rho_4$$

$$\frac{dX_{su}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{su,in} - X_{su}) + Y_{su} * \rho_5 - \rho_{13}$$

$$\frac{dX_{aa}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{aa,in} - X_{aa}) + Y_{aa} * \rho_6 - \rho_{14}$$

$$\frac{dX_{fa}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{fa,in} - X_{fa}) + Y_{fa} * \rho_7 - \rho_{15}$$

$$\frac{dX_{c4}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{c4,in} - X_{c4}) + Y_{c4} * \rho_8 + Y_{c4} * \rho_9 - \rho_{16}$$

$$\frac{dX_{pro}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{pro,in} - X_{pro}) + Y_{pro} * \rho_{10} - \rho_{17}$$

$$\frac{dX_{ac}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{ac,in} - X_{ac}) + Y_{ac} * \rho_{11} - \rho_{18}$$

$$\frac{dX_{h_2}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{h_2,in} - X_{h_2}) + Y_{h_2} * \rho_{12} - \rho_{19}$$

$$\frac{dX_i}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (X_{i,in} - X_i) + f_{xi,xc} * \rho_1$$

Differential equations of cations and anions:

$$\frac{dS_{cat}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{cat,in} - S_{cat})$$

$$\frac{dS_{cat}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}} * (S_{zn,in} - S_{an})$$

Ion differential equations:

$$\frac{dS_{va^-}}{dt} = -\rho_{a,4}$$

$$\frac{dS_{bu^-}}{dt} = -\rho_{a,5}$$

$$\frac{dS_{pro^-}}{dt} = -\rho_{a,6}$$

$$\frac{dS_{av^-}}{dt} = -\rho_{a,7}$$

$$\frac{dS_{HCO_3^-}}{dt} = -\rho_{a,10}$$

$$\frac{dS_{NH_3}}{dt} = -\rho_{a,11}$$

Equations of the gas phase:

Differential equations:

$$\frac{dS_{gas,H_2}}{dt} = \frac{S_{gas,H_2} * Q_{gas}}{V_{gas}} + \rho_{T,8} * \frac{V_{liq}}{V_{gas}}$$

$$\frac{dS_{gas,CH_4}}{dt} = \frac{S_{gas,CH_4} * Q_{gas}}{V_{gas}} + \rho_{T,9} * \frac{V_{liq}}{V_{gas}}$$

$$\frac{dS_{gas,CO_2}}{dt} = \frac{S_{gas,CO_2} * Q_{gas}}{V_{gas}} + \rho_{T,10} * \frac{V_{liq}}{V_{gas}}$$

Algebraic equations:

$$\rho_{gas,H_2} = S_{gas,H_2} * \frac{R * T_{op}}{16}$$

$$\rho_{gas,CH_2} = S_{gas,CH_2} * \frac{R * T_{op}}{64}$$

$$\rho_{gas,CO_2} = S_{gas,CO_2} * R * T_{op}$$

Gas flow rate :

$$Q_{gas} = k_p * (P_{gas} - P_{atm}) * \frac{P_{gas}}{P_{atm}}$$

$$Q_{CH_4} = Q_{gas} * \frac{P_{pgasCH_4}}{P_{gas}}$$

With :

$$\sum_{j=1}^{19} \left(\sum_{i=1-9,11-24} C_i v_{i,j} \rho_j \right) = \sum_{k=1}^{12} s_k * \rho_k + s_{13} * (\rho_{13} + \rho_{14} + \rho_{15} + \rho_{16} + \rho_{17} + \rho_{18} + \rho_{19})$$

$$s_1 = -C_{xc} + f_{si,xc} * C_{si} + f_{ch,xc} * C_{ch} + f_{pr,xc} * C_{pr} + f_{li,xc} * C_{li} + f_{xi,xc} * C_{xi}$$

$$s_2 = -C_{ch} + C_{su}$$

$$s_3 = -C_{pr} + C_{aa}$$

$$s_4 = -C_{li} + (1 - f_{fa,li}) * C_{su} + f_{fa,li} * C_{fa}$$

$$s_5 = -C_{su} + (1 - Y_{su}) * (f_{bu,su} * C_{bu} + f_{pro,su} * C_{pro} + f_{ac,su} * C_{ac}) + Y_{su} * C_{bac}$$

$$s_6 = -C_{aa} + (1 - Y_{aa}) * (f_{va,aa} * C_{va} + f_{bu,aa} * C_{bu} + f_{pro,aa} * C_{pro} + f_{ac,aa} * C_{ac}) + Y_{aa} * C_{bac}$$

$$s_7 = -C_{fa} + (1 - Y_{fa}) * 0.7 * C_{ac} + Y_{fa} * C_{bac}$$

$$s_8 = -C_{va} + (1 - Y_{c4}) * 0.54 * C_{pro} + (1 - Y_{c4}) * 0.31 * C_{ac} + Y_{c4} * C_{bac}$$

$$s_9 = -C_{bu} + (1 - Y_{c4}) * 0.8 * C_{ac} + Y_{c4} * C_{bac}$$

$$s_{10} = -C_{pro} + (1 - Y_{pro}) * 0.57 * C_{bac} + Y_{pro} * C_{bac}$$

$$s_{11} = -C_{ac} + (1 - Y_{ac}) * C_{CH_4} + Y_{ac} * C_{bac}$$

$$s_{12} = -C_{ac} + (1 - Y_{H_2}) * C_{CH_4} + Y_{H_2} * C_{bac}$$

$$s_{13} = -C_{bac} + C_{xc}$$

Kinetics of acid-base balance equations:

$$\rho_{a,4} = k_{a,B_{va}} * (S_{va^-} * (k_{a,va} + S_{H^+}) - k_{a,va} * S_{va})$$

$$\rho_{a,5} = k_{a,B_{bu}} * (S_{bu^-} * (k_{a,bu} + S_{H^+}) - k_{a,bu} * S_{bu})$$

$$\rho_{a,6} = k_{a,B_{pro}} * (S_{pro^-} * (k_{a,pro} + S_{H^+}) - k_{a,pro} * S_{pro})$$

$$\rho_{a,7} = k_{a,B_{ac}} * (S_{ac^-} * (k_{a,ac} + S_{H^+}) - k_{a,ac} * S_{ac})$$

$$\rho_{a,10} = k_{a,B_{CO_2}} * (S_{HCO_3} * (k_{a,CO_2} + S_{H^+}) - k_{a,CO_2} * S_{ac})$$

$$\rho_{a,11} = k_{a,B_{in}} * (S_{NH_3} * (k_{a,in} + S_{H^+}) - k_{a,in} * S_{in})$$

Gas transfer rate :

$$\rho_{T,8} = k_{La} * (S_{H_2} - 16 * k_{H,H_2} * \rho_{gas,H_2})$$

$$\rho_{T,9} = k_{La} * (S_{CH_4} - 64 * k_{H,CH_4} * \rho_{gas,CH_4})$$

$$\rho_{T,10} = k_{La} * (S_{CO_2} - 64 * k_{H,CO_2} * \rho_{gas,CO_2})$$

Appendix A

Tableau 32: Petersen Matrix (soluble components) part 1

i	Components	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Pj
j	Processus	Ssu	Saa	Sfa	Sva	Sbu	Spro	Sac	Sh2	Sch4	Sic	Sin	Si	
1	Disintegration												$1-f_{si,xc}$	P1
2	Hydrolysis of carbohydrates	1												P2
3	Hydrolysis of proteines		1											P3
4	Hydrolysis of lipids	$1-f_{fa,li}$		$1-f_{fa,li}$										P4
5	Uptake of sugar	-1				$(1-Y_{aa}) \cdot f_{bu,su}$	$(1-Y_{aa}) \cdot f_{pro,su}$	$(1-Y_{aa}) \cdot f_{ac,su}$	$(1-Y_{aa}) \cdot f_{h2,su}$		$-\sum_{i=1-9,11-24} C_i \cdot v_{i,5}$	$-Y_{su} \cdot N_{bac}$		P5
6	Uptake of amino acids		-1		$(1-Y_{aa}) \cdot f_{va,aa}$	$(1-Y_{aa}) \cdot f_{bu,aa}$	$(1-Y_{aa}) \cdot f_{pro,aa}$	$(1-Y_{aa}) \cdot f_{ac,aa}$	$(1-Y_{aa}) \cdot f_{h2,aa}$		$-\sum_{i=1-9,11-24} C_i \cdot v_{i,6}$	$N_{aa} - Y_{aa} \cdot N_{bac}$		P6
7	Uptake of amino acids LCFA			-1					$(1-Y_{fa}) \cdot 0,3$			$-Y_{fa} \cdot N_{bac}$		P7
8	Uptake of valerate				-1		$(1-Y_{c4}) \cdot 0,54$	$(1-Y_{c4}) \cdot 0,31$	$(1-Y_{c4}) \cdot 0,15$			$-Y_{c4} \cdot N_{bac}$		P8
9	Uptake of butyrate					-1		$(1-Y_{c4}) \cdot 0,8$	$(1-Y_{c4}) \cdot 0,2$		$-\sum_{i=1-9,11-24} C_i \cdot v_{i,10}$	$-Y_{c4} \cdot N_{bac}$		P9
10	Uptake of propionate						-1	$(1-Y_{pro}) \cdot 0,57$	$(1-Y_{pro}) \cdot 0,43$		$-\sum_{i=1-9,11-24} C_i \cdot v_{i,11}$	$-Y_{pro} \cdot N_{bac}$		P10
11	Uptake of acetate							-1		$(1-Y_{ac})$	$-\sum_{i=1-9,11-24} C_i \cdot v_{i,12}$	$-Y_{ac} \cdot N_{bac}$		P11
12	Uptake of hydrogen								-1	$(1-Y_{h2})$		$-Y_{h2} \cdot N_{bac}$		P12

Tableau 33: Petersen Matrix (soluble components) part 2

i	Components	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	P _j
j	Processus	Ssu	Saa	Sfa	Sva	Sbu	Spro	Sac	Sh2	Sch4	Sic	Sin	Si	
13	Decay of Xsu													P ₁₃
14	Decay of Xaa													P ₁₄
15	Decay of e Xfa													P ₁₅
16	Decay of e Xc4													P ₁₆
17	Decay of Xh2													P ₁₇
18	Decay of Xsu													P ₁₈
19	Decay of e Xsu													P ₁₉

Tableau 34: Matrice de Petersen (composés insolubles) partie 1

i	Components	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	P _j
j	Processus	X _c	X _{ch}	X _{pr}	X _{li}	X _{su}	X _{aa}	X _{fa}	X _{c4}	X _{pro}	X _{ac}	X _{h2}	X _I	
1	Disintegration	-1	f _{ch,xc}	f _{pr,xc}	f _{li,xc}									P ₁
2	Hydrolysis of carbohydrates		-1											P ₂
3	Hydrolysis of proteines			-1										P ₃
4	Hydrolysis of lipids				-1									P ₄
5	Uptake of sugar					Y _{su}								P ₅
6	Uptake of amino acids						Y _{aa}							P ₆
7	Uptake of amino acids LCFA							Y _{fa}						P ₇
8	Uptake of valerate								Y _{c4}					P ₈
9	Uptake of butyrate								Y _{c4}					P ₉
10	Uptake of propionrate									Y _{pro}				P ₁₀
11	Uptake of acetate										Y _{ac}			P ₁₁
12	Uptake of hydrogene											Y _{h2}		P ₁₂

Tableau 35: Matrice de Petersen (composés insolubles) partie 2

i	Components	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	P _j
j	Processus	Xc	Xch	Xpr	Xli	Xsu	Xaa	Xfa	Xc4	Xpro	Xac	Xh2	XI	
13	Decay of Xsu	1				-1								P ₁₃
14	Decay of Xaa	1					-1							P ₁₄
15	Decay of e Xfa	1						-1						P ₁₅
16	Decay of e Xc4	1							-1					P ₁₆
17	Decay of Xh2	1								-1				P ₁₇
18	Decay of Xsu	1									-1			P ₁₈
19	Decay of e Xsu	1										-1		P ₁₉

Tableau 36 : Kinetic rate

No	Model components	Descriptions
1	Disintegration	$\rho_1 = k_{dis} * X_c$
2	Hydrolysis of carbohydrates	$\rho_2 = k_{hyd,ch} * X_{ch}$
3	Hydrolysis of proteins	$\rho_3 = k_{hyd,pr} * X_{pr}$
4	Hydrolysis of lipids	$\rho_4 = k_{hyd,li} * X_{li}$
5	Uptake of sugars	$\rho_5 = k_{m,su} * \frac{S_{su}}{K_{s,su} + S_{su}} X_{su} * I_5$
6	Uptake of amino acids	$\rho_6 = k_{m,aa} * \frac{S_{aa}}{K_{s,aa} + S_{aa}} X_{aa} * I_6$
7	Uptake of fatty acids	$\rho_7 = k_{m,fa} * \frac{S_{fa}}{K_{s,fa} + S_{fa}} X_{fa} * I_7$
8	Uptake of valerate	$\rho_8 = k_{m,c4} * \frac{S_{bu}}{K_{s,c4} + S_{bu}} X_{c4} * \frac{S_{va}}{S_{bu} + S_{va} + 1 * 10^{-6}} * I_8$
9	Uptake of butyrate	$\rho_9 = k_{m,c4} * \frac{S_{bu}}{K_{s,c4} + S_{bu}} X_{c4} * \frac{S_{bu}}{S_{bu} + S_{va} + 1 * 10^{-6}} * I_9$
10	Uptake of propionate	$\rho_{10} = k_{m,pro} * \frac{S_{pro}}{K_{s,c4} + S_{pro}} X_{pro} * I_{10}$
11	Uptake of acetate	$\rho_{11} = k_{m,ac} * \frac{S_{ac}}{K_{s,ac} + S_{ac}} X_{ac} * I_{11}$
12	Uptake of hydrogen	$\rho_{12} = k_{m,H_2} * \frac{S_{H_2}}{K_{s,H_2} + S_{H_2}} X_{H_2} * I_{12}$
13	Decay of sugar consumers	$\rho_{13} = k_{dec,X_{su}} * X_{su}$
14	Decay of amino acid consumers	$\rho_{14} = k_{dec,X_{aa}} * X_{aa}$
15	Decay of fatty acid consumers	$\rho_{15} = k_{dec,X_{fa}} * X_{fa}$
16	Decay of valerate and butyrate consumers	$\rho_{16} = k_{dec,X_{c4}} * X_{c4}$
17	Decay of propionate consumers	$\rho_{17} = k_{dec,X_{pro}} * X_{pro}$
18	Decay of acetate consumers	$\rho_{18} = k_{dec,X_{ac}} * X_{ac}$
19	Decay of hydrogen consumers	$\rho_{19} = k_{dec,X_{H_2}} * X_{H_2}$

Tableau 37: Process inhibition expressions

Inhibition function	Expression
$I_5 = I_{pH,aa} * I_{IN,lim}$	Inorganic nitrogen to uptake of sugars and uptake of amino acids
$I_7 = I_{pH,aa} * I_{IN,lim} * I_{H_2,fa}$	Inorganic nitrogen and hydrogen to uptake of fatty acids
$I_8 = I_9 = I_{pH,aa} * I_{IN,lim} * I_{H_2,c4}$	Inorganic nitrogen and hydrogen to uptake of valerate and uptake of butyrate
$I_{10} = I_{pH,aa} * I_{IN,lim} * I_{H_2,pro}$	Inorganic nitrogen and hydrogen to uptake of propionate
$I_{11} = I_{pH,ac} * I_{IN,lim} * I_{NH_3}$	Inorganic nitrogen and free ammonia uptake of acetate
$I_{12} = I_{pH,H_2} * I_{IN,lim}$	Inorganic nitrogen to uptake of hydrogen
$I_{IN,lim} = \frac{1}{1 + \frac{K_{s,in}}{S_{in}}}$	Inorganic nitrogen
$I_{H_2,fa} = \frac{1}{1 + \frac{S_{H_2}}{K_{I,H_2,fa}}}$	Hydrogen to uptake of fatty acids
$I_{H_2,c4} = \frac{1}{1 + \frac{S_{H_2}}{K_{I,H_2,c4}}}$	Hydrogen to uptake of valerate and butyrate
$I_{H_2,pro} = \frac{1}{1 + \frac{S_{H_2}}{K_{I,H_2,pro}}}$	hydrogen to uptake of propionate
$I_{NH_3} = \frac{1}{1 + \frac{S_{NH_3}}{K_{I,NH_3}}}$	free ammonia

With :

$$pH < pH_{UL,aa}; I_{pH,aa} = \exp\left(-3 * \left(\frac{pH - pH_{UL,aa}}{pH_{UL,aa} - pH_{LL,aa}}\right)^2\right)$$

$$pH > pH_{UL,aa}; I_{pH,aa} = 1$$

$$pH < pH_{UL,ac}; I_{pH,ac} = \exp\left(-3 * \left(\frac{pH - pH_{UL,ac}}{pH_{UL,ac} - pH_{LL,ac}}\right)^2\right)$$

$$pH > pH_{UL,ac}; I_{pH,ac} = 1$$

Appendix B : Benchmark value and parameters initial value

This appendix presents the comparison between the ADM1 and the benchmark results.

Tableau 38: Model simulation vs benchmark model

Model components	Benchmark simulation	Study simulation	Unit
Ssu	0.01195483	0.0112	kgCOD.m ⁻³
Saa	0.00531474	0.00531	kgCOD.m ⁻³
Sfa	0.098621401	0.098621400930799	kgCOD.m ⁻³
Sva	0.011625006	0,0116250064638610	kgCOD.m ⁻³
Sbu	0.01325073	0.013250729666269	kgCOD.m ⁻³
Spro	0.015783666	0.015783666284542	kgCOD.m ⁻³
Sac	0.197629717	0.197629717	kgCOD.m ⁻³
Sh2	2.35945E-07	2.35945059e-07	kgCOD.m ⁻³
Sch4	0.055088776	0.0551	kgCOD.m ⁻³
SIC	0.152677871	0.152677870626333	kmoleC.m ⁻³
SIN	0.130229816	0.130229815803682	kmoleN.m ⁻³
SI	0.328697664	0.328697663721532	kgCOD.m ⁻³
Xc	0.308697664	0.308697664	kgCOD.m ⁻³
Xch	0.02794724	0.02794724043504	kgCOD.m ⁻³
Xpr	0.102574106	0.102574106106682	kgCOD.m ⁻³
Xli	0.02948305	0.029483049707287	kgCOD.m ⁻³
Xsu	0.420165982	0.420165982454567	kgCOD.m ⁻³
Xaa	1.179171799	1.179171798923700	kgCOD.m ⁻³
Xfa	0.243035345	0.243035344719442	kgCOD.m ⁻³
Xc4	0.431921106	0.431921105635979	kgCOD.m ⁻³
Xpro	0.137305909	0.137305908933954	kgCOD.m ⁻³
Xac	0.760562658	0.760562658313215	kgCOD.m ⁻³
Xh2	0.317022953	0.317022953361272	kgCOD.m ⁻³
XI	25.61739533	25.617395327443063	kgCOD.m ⁻³
Scat	0.04	0.04	kmole.m ⁻³
San	0.02	0.02	kmole.m ⁻³
Sva ⁻	0.011596247	0.011596247072545	kgCOD.m ⁻³
Sbu ⁻	0.013220826	0.013220826248532	kgCOD.m ⁻³
Spro ⁻	0.015742783	0.015742783191567	kgCOD.m ⁻³
Sac ⁻	0.197241155	0.197241155436605	kgCOD.m ⁻³
Shco ₃ ⁻	0.142777479	0.142777479392078	kmoleC.m ⁻³
Snh ₃	0.004090928	0.004090928458444	kmoleN.m ⁻³
Sgas,h ₂	1.0241E-05	1.0241035595e-05	kgCOD.m ⁻³
Sgas,ch ₄	1.62560721	1,62560720998142	kgCOD.m ⁻³
Sgas,co ₂	0.014150535	0.014150534678395	kmoleC.m ⁻³
SH	3.4234E-08	3.423436133784407e-08	kmoleH ⁺ .m ⁻³

Tableau 39: Kinetic parameters at mesophilic conditions (Gali et al., 2009)

Cosntant	Value	Unit	Cosntant	Value	Unit
Hydrolisis rates			Half saturation constants		
Kh_xch	10	d ⁻¹	Ks_su	0.5	kg.m ⁻³
Kh_xpr	10	d ⁻¹	Ks_aa	0.3	kg.m ⁻³
Kh_xli	10	d ⁻¹	Ks_fa	0.4	kg.m ⁻³
Degradation rates			Ks_c4	0.2	kg.m ⁻³
Km_su	30	COD.COD ⁻¹ d ⁻¹	Ks_pr	0.1	kg.m ⁻³
Km_aa	50	COD.COD ⁻¹ d ⁻¹	Ks_ac	0.15	kg.m ⁻³
Km_fa	6	COD.COD ⁻¹ d ⁻¹	Ks_h2	7.00E-06	kg.m ⁻³
Km_c4	20	COD.COD ⁻¹ d ⁻¹	Decay rates		
Km_pr	13	COD.COD ⁻¹ d ⁻¹	Kdec_xsu	0.02	d ⁻¹
Km_ac	8	COD.COD ⁻¹ d ⁻¹	Kdec_xaa	0.02	d ⁻¹
Km_h2	35	COD.COD ⁻¹ d ⁻¹	Kdec_xfa	0.02	d ⁻¹
Equilibrium acid/base parameters			Kdec_xc4	0.02	d ⁻¹
KaacidIC	4.94E-07	k.mole.H.m ⁻³	Kdec_xpr	0.02	d ⁻¹
KaacidIN	1.09E-09	k.mole.H.m ⁻³	Kdecxac	0.02	d ⁻¹
KaacidAC	1.74E-05	k.mole.H.m ⁻³	Kdec_xh2	0.02	d ⁻¹
KaacidPRO	1.32E-05	k.mole.H.m ⁻³	Inhibition constants		
KaacidBU	1.50E-05	k.mole.H.m ⁻³	KI_h2s	0.64	kg.m ⁻³
KaacidVA	1.38E-05	k.mole.H.m ⁻³	KI_h2pro	3.50E-06	kg.m ⁻³
KaacidIP	6.60E-08	k.mole.H.m ⁻³	KI_h2fa	5.00E-06	kg.m ⁻³
KaacidH2S	8.90E-08	k.mole.H.m ⁻³	KI_h2c4	1.00E-05	kg.m ⁻³
Mass rate coefficients			KI_in	1.00E-04	k.mole.m ⁻³
Kla_h2	195	d ⁻¹	KI_nh3	0.0018	k.mole.m ⁻³
Kla_ch4	184	d ⁻¹	pH inhibition limits		
Kla_co2	163	d ⁻¹	pHLLaa	4	–
Kla_h2s	150	d ⁻¹	pHLLaa	5.5	–
Kh_h2	0.000738	k.mole.COD m ⁻³ bar ⁻¹	pHLLxh2	5	–
Kh_ch4	0.00116	k.mole.COD m ⁻³ bar ⁻¹	pHLLxh2	6	–
Kh_co2	0.0271	k.mole.C.m ⁻³ bar ⁻¹	pHLLxac	6	–
Kh_h2s	0.0017	k.mole.S m ⁻³ bar ⁻¹	pHLLxac	7	–

Tableau 40 : Stoichiometric parameters (Galí et al., 2009)

Fractions ($\text{COD}_{\text{product}} \cdot \text{COD}^{-1}_{\text{substrate}}$)		
Soluble inert from initial residue	fsixc1	Variable
Particulate inert from initial residue	fxixc1	Variable
Carbohydrates from initial residue	fchxc1	Variable
Proteins inert from initial residue	fprxc1	Variable
Lipids inert from initial residue	flixc1	Variable
Soluble inert from death biomass	fsixc2	0.1
Particulate inert from death biomass	fxixc2	0.1
Carbohydrates from death biomass	fchxc2	0.1
Proteins inert from death biomass	fprxc2	0.67
Lipids inert from death biomass	flixc2	0.033
LCFA from lipids	ffali	0.95
H ₂ from sugars	fh2su	0.19
Butyric from sugars	fbusu	0.13
Propionic from sugars	fprsu	0.27
Acetic from sugars	facsu	0.41
H ₂ from aminoacids	fh2aa	0.06
Valeric from aminoacids	fvaaa	0.23
Butyric from aminoacids	fbuaa	0.26
Propionic from aminoacids	fpraa	0.05
Acetic from aminoacids	faca	0.4
Yields ($\text{COD} \cdot \text{COD}^{-1}$)		
Yield in sugar degradation	Ysu	0.1
Yield in aminoacid degradation	Yaa	0.08
Yield in LCFA degradation	Yfa	0.06
Yield in valeric and propionic degradation	Yc4	0.06
Yield in propionic degradation	Ypro	0.04
Yield in acetic degradation	Yac	0.05
Yield in H ₂ degradation	Yh2	0.06

LETTRE D'ENGAGEMENT DE NON-PLAGIAT

Je, soussigné(e) **LEBON Édouard Philippe**, en ma qualité de doctorant(e) de l'Université de La Réunion, déclare être conscient(e) que le plagiat est un acte délictueux passible de sanctions disciplinaires. Aussi, dans le respect de la propriété intellectuelle et du droit d'auteur, je m'engage à systématiquement citer mes sources, quelle qu'en soit la forme (textes, images, audiovisuel, internet), dans le cadre de la rédaction de ma thèse et de toute autre production scientifique, sachant que l'établissement est susceptible de soumettre le texte de ma thèse à un logiciel anti-plagiat.

Fait à St Pierre, le (date) 17/12/2019

Signature :



Extrait du Règlement intérieur de l'Université de La Réunion
(validé par le Conseil d'Administration en date du 11 décembre 2014)

Article 9. Protection de la propriété intellectuelle – Faux et usage de faux, contrefaçon, plagiat

L'utilisation des ressources informatiques de l'Université implique le respect de ses droits de propriété intellectuelle ainsi que ceux de ses partenaires et plus généralement, de tous tiers titulaires de tels droits.

En conséquence, chaque utilisateur doit :

- utiliser les logiciels dans les conditions de licences souscrites ;
- ne pas reproduire, copier, diffuser, modifier ou utiliser des logiciels, bases de données, pages Web, textes, images, photographies ou autres créations protégées par le droit d'auteur ou un droit privatif, sans avoir obtenu préalablement l'autorisation des titulaires de ces droits.

La contrefaçon et le faux

Conformément aux dispositions du code de la propriété intellectuelle, toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle d'une œuvre de l'esprit faite sans le consentement de son auteur est illicite et constitue un délit pénal.

L'article 444-1 du code pénal dispose : « Constitue un faux toute altération frauduleuse de la vérité, de nature à causer un préjudice et accomplie par quelque moyen que ce soit, dans un écrit ou tout autre support d'expression de la pensée qui a pour objet ou qui peut avoir pour effet d'établir la preuve d'un droit ou d'un fait ayant des conséquences juridiques ».

L'article L335_3 du code de la propriété intellectuelle précise que : « Est également un délit de contrefaçon toute reproduction, représentation ou diffusion, par quelque moyen que ce soit, d'une œuvre de l'esprit en violation des droits de l'auteur, tels qu'ils sont définis et réglementés par la loi. Est également un délit de contrefaçon la violation de l'un des droits de l'auteur d'un logiciel (...) ».

Le plagiat est constitué par la copie, totale ou partielle d'un travail réalisé par autrui, lorsque la source empruntée n'est pas citée, quel que soit le moyen utilisé. Le plagiat constitue une violation du droit d'auteur (au sens des articles L 335-2 et L 335-3 du code de la propriété intellectuelle). Il peut être assimilé à un délit de contrefaçon. C'est aussi une faute disciplinaire, susceptible d'entraîner une sanction.

Les sources et les références utilisées dans le cadre des travaux (préparations, devoirs, mémoires, thèses, rapports de stage...) doivent être clairement citées. Des citations intégrales peuvent figurer dans les documents rendus, si elles sont assorties de leur référence (nom d'auteur, publication, date, éditeur...) et identifiées comme telles par des guillemets ou des italiques.

Les délits de contrefaçon, de plagiat et d'usage de faux peuvent donner lieu à une sanction disciplinaire indépendante de la mise en œuvre de poursuites pénales.