



HAL
open science

Etude de faisabilité de la micro-méthanisation par co-digestion à l'échelle des quartiers

Jean-Romain Bautista Angeli

► **To cite this version:**

Jean-Romain Bautista Angeli. Etude de faisabilité de la micro-méthanisation par co-digestion à l'échelle des quartiers. Génie des procédés. Ecole nationale supérieure Mines-Télécom Atlantique, 2019. Français. NNT : 2019IMTA0133 . tel-02118401

HAL Id: tel-02118401

<https://theses.hal.science/tel-02118401v1>

Submitted on 3 May 2019

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.

THESE DE DOCTORAT DE

L'ÉCOLE NATIONALE SUPERIEURE MINES-TELECOM ATLANTIQUE
BRETAGNE PAYS DE LA LOIRE - IMT ATLANTIQUE
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N° 602

Sciences pour l'Ingénieur

Spécialité : « *Génie des Procédés et des Bioprocédés* »

Par

« Jean-Romain BAUTISTA ANGELI »

**« Etude de faisabilité de la micro-méthanisation par co-digestion
à l'échelle des quartiers »**

Thèse présentée et soutenue à IMT Atlantique, le 5 mars 2019

Unité de recherche : GEPEA UMR CNRS 6144

Thèse N° : 2019IMTA0133

Rapporteurs :

Rémy GOURDON
Abdellatif BARAKAT

Professeur INSA Lyon
Chargé de Recherche, HDR, INRA Montpellier

Composition du Jury :

Président :	Anne TREMIER	Directrice de Recherche IRSTEA Rennes
Examineurs :	Rémy GOURDON	Professeur INSA Lyon
	Abdellatif BARAKAT	Chargé de Recherche, HDR, INRA Montpellier
	Agnès MONTILLET	Professeur Université de Nantes

Dir. de thèse :	Yves ANDRES	Professeur IMT Atlantique
Co-en. de thèse :	Abdelkader LAKEL	Ingénieur de Recherche CSTB

Invité(s)

Thomas Le FLOC'H	Ingénieur d'étude CSTB
------------------	------------------------

« Pour accomplir une tâche impossible, on la débite en petits bouts de tâches simplement très difficiles, qu'on divise ensuite en tâches horriblement pénibles, qu'on segmente à leur tour en travaux délicats et ainsi de suite... » **Terry Pratchett**

« Quand vous choisissez l'espoir, tout est possible. » **Christopher Reeve**

« L'histoire enseigne aux hommes la difficulté des grandes tâches et la lenteur des accomplissements, mais elle justifie l'invincible espoir. » **Jean Jaurès**

Remerciement

L'écriture de ces quelques lignes à la fin d'une thèse, est l'un de ces moments que, je pense, l'on chérit en tant que doctorant. C'est en effet, les quelques lignes, que l'on a pleinement pour soi. Ce moment où l'on peut remercier et consacrer une pensée, à toutes les personnes qui nous ont aidé à en arriver là. Celles qui ont fait de cette expérience de thèse ce qu'elle est.

Ainsi et en tout premier lieu, je souhaiterai remercier les membres de mon jury.

En tant que rapporteurs, le Pr. Rémy Gourdon de l'INSA de Lyon et le Dr Abdelatif Barakat directeur de recherche à l'INRA Montpellier ; qui m'ont tous les deux, fait l'honneur de s'intéresser à mon travail et de prendre de leurs temps pour le relire et le juger.

En tant qu'examineur, la Pr Agnès Montillet du CRTT de Saint-Nazaire, pour avoir accepté de rejoindre ce jury et de l'enrichir de son expérience et de ses connaissances.

Un remerciement tout particulier pour le Dr Anne Tremier, directrice de recherche à l'INRA de Rennes, pour nos discussions et son soutien, en tant que membre de mon CSI et en tant qu'examinatrice lors de ma soutenance.

Je souhaiterai ensuite, remercier mon directeur de thèse, le Pr. Yves Andres, principalement pour sa patience, pour nos longues discussions mais surtout pour la confiance qu'il m'a accordée au cours de ces trois années. Si cette thèse a été si enrichissante pour moi, je sais que, par beaucoup d'aspects, il n'est pas étranger à cela.

Je remercie le Dr Abdelkader Lakel et Thomas Le Floc'h pour leurs encadrements. Merci de m'avoir recruté et d'avoir cru en ma capacité à mener à bien cette thèse. Merci pour votre soutien et pour nos discussions. Je sais que vous avez émis plusieurs fois le souhait, d'avoir plus de temps à me consacrer ; pour ma part je souhaitais surtout vous remercier pour celui que vous avez pu m'accorder.

Je voudrais également remercier, tout particulièrement, le Pr Bruno Lacarrière, du GEPEA, Nantes, pour avoir fait partie de mon CSI, mais surtout pour son aide. Sa participation et sa pédagogie m'ont ainsi permis de mener à bien le dernier chapitre de ma thèse.

Ce travail de thèse a été réalisé en partie au CSTB et à l'IMT de Nantes. Par conséquent, il y a beaucoup de personnes que je souhaite remercier pour leurs aide et leurs présence.

Je souhaite ainsi remercier mes compagnons d'aventure, que sont les doctorants et post-doctorants de ces deux sites. Un grand merci donc à Jenny, Vanessa, Ana-Maria, Henrietta Lucie, Sylvestre, Alexandre et Rachid. Sachez que je suis très content de vous avoir rencontré et d'avoir partagé tant de rires, de discussions et d'aventures avec vous. Chacun d'entre vous mériterait une mention spéciale, mais je n'ai malheureusement pas assez de place pour cela. Alors pour Prague, pour nos soirées, pour nos restos, nos délires, les larmes des aurevoirs, MERCI. Prenez bien soin de vous !

Ah et pour toi Sylvestre, un remerciement supplémentaire s'impose pour m'avoir supporté et pour avoir accepté ma présence dans la construction de ton travail de thèse. J'espère avoir pu

t'aider ; sache que j'ai pris beaucoup de plaisir à suivre tes travaux, à y participer et à t'aiguiller parfois dans tes réflexions. A ce titre, un grand merci également à Alejandro pour ton aide sur la synthèse des retours d'expérience. Bon courage à vous pour la suite !

Je n'oublie, bien entendu, pas le support de tous les autres. Toutes les équipes du CSTB et de l'IMT dont la présence et leurs appuis sur le terrain m'ont permis d'avancer. Merci. A ce titre, Éric, Katell, Julie, Marina et Anthony, je voudrais profondément vous remercier pour votre implication dans ma thèse. Vous avez su toujours être là pour m'accompagner au grès des caprices de mon réacteur et de mes manips. Votre travail, vos discussions et vos conseils m'ont été très précieux.

Une pensée également pour Romain, Audrey, Graham et les autres chercheurs accomplis qui m'ont accordé de leurs temps. Vos échanges ont pour moi été un plus, très agréable.

Voilà, il me reste encore quelques lignes... et je sais que ce ne sera jamais assez pour ceux qui restent à citer.

En quelques lignes, merci au Dr Thierry Ruiz et au Dr Stéphane Peyron pour leur confiance et leur constance à me soutenir dans la voie de la Recherche. M'avoir accepté dans votre Master, il y a de ça 5 ans, a changé tellement de choses dans ma vie.

Un grand Merci au Dr Graziella Midelet-Bourdin et au Dr Thomas Brauge, pour vos messages tout au long de ma thèse. Chacun de vos mails ont suffis à me remotiver pour des semaines entières ! J'espère vous revoir bientôt.

Et maintenant je voudrais que tous mes amis proches sachent que je pense très fort à eux. Même si j'ai dû m'éloigner du Sud pour cette thèse, ils ont toujours été d'un soutien indéfectible. Alors oui, vous aurez vos noms dans cette thèse et un espace juste pour vous, juste pour vous dire, merci d'être là. Merci d'être là, Gamin, Johanne, Arii, Tuck, Seb, Marion, Jo et tous les autres !

Merci à ma famille tout d'abord les cousins, les cousines, les oncles et les tantes, ma grand-mère et mon grand-père (qui ne pourras pas lire ces lignes mais à qui je pense en les écrivant) et qui se sont toujours démenés pour nous voir quand on rentrait.

Merci maintenant à mes parents, pour toujours croire en moi, bien plus encore que je ne pourrai y croire moi-même. Pour être là et ce malgré la distance et quelque que soit l'heure. Pour nos milliers de discussions qui ont rythmées mes journées et parce que, simplement, derrière ces lignes je veux en profiter pour vous dire que je vous aime fort.

Et enfin, ces dernières lignes, auxquelles je pense depuis le début de ma thèse...mes remerciements pour toi, ma chérie. Car tu es, à chaque seconde de ma vie, à mes côtés et dans mes pensées. Car je t'aime de tout mon cœur. Car tu me supportes malgré que je ne sois qu'un enfant qui rêve de changer le monde... Car grâce à toi je crois toujours que c'est possible. Et surtout, parce que je sais que toi, tu auras eu le courage de lire jusqu'à la dernière ligne, ces remerciements interminables !

Ce travail de thèse a donné lieu à plusieurs productions scientifiques.

Articles dans des revues internationales avec comité de lecture répertoriées :

- Bautista Angeli J. R., Morales A., LeFloc'h T., Lakel A. and Andres Y. Anaerobic digestion and integration at urban scale: feedback and comparative case study. *Energy, Sustainability and Society* (2018) 8:29 <https://doi.org/10.1186/s13705-018-0170-3>
- Ahou Y.S., Bautista Angeli J. R., Awad S., Baba-Moussa L. and Andres Y. Lab-scale anaerobic digestion of cassava peels: A first step of energy recovery from cassava waste and water hyacinth. Soumission au journal: *Biomass and Bioenergy*
- Bautista Angeli J. R., A., LeFloc'h T., Lakel A. and Andres Y. Anaerobic digestion of urban wastes: integration and benefits of small-scale system. En cours de rédaction.

Communications dans des congrès internationaux avec comité de lecture répertoriées :

« Short presentation + poster »

- Bautista Angeli J. R., LeFloc'h T., Lakel A. and Andres Y Feasibility study of small anaerobic-co-digestion at urban district level. International IWA conference on sustainable solutions for small water and wastewater treatment systems (S2small2017), Nantes, 22-26 October 2017

« Oral Presentation »

- Bautista Angeli JR, Villot A, Lakel A, Le Floc'h T, Andres Y. Feasibility study of small anaerobic co-digestion at urban district level. Waste'Eng 2018 2-5 July, Prague Czech Republic

Communications nationales sans comité de lecture répertoriées :

- Journée des doctorants du CSTB, le 04/10/2016 à Champs-sur-Marne.
- Journée des doctorants du GEPEA, le 14/10/2016 à Piriac sur Mer.
- Journée des doctorants du CSTB, le 25/01/2018 à Champs-sur-Marne, Format : « *Ma thèse en 180sec* » + poster.

Sommaire :

○ Figures et Tableaux :	10
○ Abréviations :	12
○ Introduction générale.....	13
Chapitre 1 : Revue Bibliographique.....	17
I / Historique de la méthanisation.....	18
a) Les origines du procédé.....	18
b) La centralisation de la méthanisation.....	19
c) Conception d'un éco quartier.....	21
d) La méthanisation à l'échelle d'un éco quartier	22
II / Définition des ressources.....	23
a) Nature des gisements.....	23
i) Les déchets verts (DV).....	23
ii) La fraction organique des déchets ménagers (FODM) et déchets alimentaires (DA).....	24
iii) Les eaux usées et boues primaires (BP).....	26
b) Caractérisation des gisements	28
i) Approche physique.....	28
ii) Profil Chimique	29
iii) Fraction Biochimique.....	30
III / Principe de la méthanisation.....	33
a) La « niche méthanogène »	33
b) Les voies métaboliques.....	34
i) L'Hydrolyse	37
ii) L'Acidogenèse.....	38
iii) L'Acétogenèse.....	39
iv) La Méthanogenèse.....	40
v) Test du Potentiel Méthane (BMP).....	42
IV /Conduite de la méthanisation :	42
a) Facteurs d'influence.....	42
i) L'enthalpie libre (ΔG°)	43
ii) Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh).....	43

iii) La température	44
iv) Le pH	45
b) Paramètres d'optimisation.....	45
i) La réduction de la taille des particules	45
ii) Le temps de rétention hydraulique et temps (TRH)	46
iii) Le rapport C/N	46
c) Facteurs d'inhibitions	47
i) L'ammoniaque.....	47
ii) Les acides gras volatils (AGV).....	48
iii) Le sulfate	49
iv) Les cations métalliques	49
v) Les métaux lourds	50
V / Les Prétraitements.....	53
a) Prétraitements physiques	53
i) La concentration ou l'épaississement	53
ii) Le broyage.....	53
iii) L'application de force de pression	53
iv) L'utilisation d'ultrasons	54
v) Les procédés thermiques.....	54
b) Prétraitements chimiques et biologiques.....	54
i) Les procédés alcalins	54
ii) L'ozonation	55
iii) L'hydrolyse enzymatique.....	55
VI / Fonctionnement d'un réacteur.....	58
a) Températures de fonctionnement.....	58
b) Co-digestion	61
c) Digestion par voie humide/voie sèche	63
d) Régime d'utilisation.....	66
VII / Typologie des réacteurs (voie humide).....	66
a) Caractéristiques des réacteurs	67
b) Réacteurs à cuve agitée et flux continu	68
VIII / Production de biogaz.....	69
a) Valorisation du biogaz	69

b) Posttraitement	70
IX / Valorisation du digestat.....	73
X / Contexte réglementaire.....	75
o Conclusion.....	78
Chapitre 2 : Retours d'Expérience	79
I / Contexte	80
II / Méthodes	81
III / Résultats	83
a) Projets Internationaux	83
i) Projet 1 : Flintenbreite	104
ii) Projet 2 : EVA-Lanxmeer	105
iii) Projet 3 : BO01 / Fullriggaren	107
b) Profils des gisements de déchets urbains	109
IV / Discussion	114
a) Sélection des déchets	114
b) Collecte des gisements	116
c) Stockages et prétraitements	118
d) Procédé de méthanisation	120
e) Posttraitement, récupération des nutriments	123
f) Conception intégrée au quartier	125
V / Conclusions	127
Notes	128
Chapitre 3 : Analyses Expérimentales	131
I / Introduction.....	132
II / Méthodes	132
a) Collecte des gisements de déchets	132
b) Méthodes de caractérisation des substrats	134
i) Analyses physico-chimiques	134
ii) Analyses élémentaires	134
iii) Analyses par Thermogravimétrie	134
c) Analyses préliminaires en batch sur des réacteurs de 500ml	134
d) Expérimentations en réacteur semi-continu	136
III / Résultats et Discussions	138

a) Caractérisation des ressources organiques disponibles.....	138
i) Profils physico-chimiques	138
ii) Analyse par Thermogravimétrie.....	142
iii) Ensilage des Déchets Verts	143
b) Expérience préliminaire, conditions non renouvelées Flacon 500 ml	146
i) Mono-Digestion et Co-Digestion, à 37°C.....	146
ii) Co-Digestion avec ajout de substrats secondaires	151
c) Expérimentation sur réacteur	156
i) Co-Digestion, semi-continue, à 37°C, charge organique faible.	156
ii) Co-Digestion, semi-continue, à 37°C, charge organique moyenne.....	161
IV / Conclusions.....	168
V / Perspectives.....	169
Chapitre 4 : Intégration de la méthanisation.....	171
I / Introduction.....	172
II / Méthodologies	172
a) Simulation d'un « quartier standard » et des flux de déchets.....	172
b) Système énergétique et variables.....	172
c) Bilans des consommations et des productions énergétiques.....	173
III / Résultats et Discussion.....	173
a) Simulation d'un « quartier standard » et des flux de déchets.....	173
b) Système énergétique et variables.....	176
c) Bilans des consommations et des productions énergétiques.....	177
d) Limites du système	184
IV / Conclusion et Perspective	186
Conclusions Générales	189
Perspectives Générales.....	191
○ Références	193
Annexes	213

○ Figures et Tableaux :

Figure 1: Modèle de préservation des ressources.....	15
Figure 2 : Plan de la thèse	16
Figure 3: Evolution de l'enthalpie libre en fonction de la pression partielle en hydrogène [134,135]	34
Figure 4: Les principales voies métaboliques de la digestion anaérobie, d'après [135–139]	35
Figure 5: Principales voies métaboliques se produisant lors de la phase d'acidogenèse, d'après [146].	39
Figure 6: Potentiel rédox des demi-couples impliqués dans les réactions biochimiques [135]	44
Figure 7: Voies métaboliques de conversion de l'azote, adapté depuis [191].....	48
Figure 8: Thermodynamique des réactions, d'après [205]	49
Figure 9: Typologie des réacteurs pour la digestion anaérobie, d'après [139].....	67
Figure 10: Réacteur type CSTR, d'après [139].....	69
Figure 11: Voies de valorisation du digestat issue de la méthanisation [296].....	74
Figure 12: Schéma du système WTE sur Flintenbreite	105
Figure 13: Schéma du système WTE sur Eva-Lanxmeer.....	107
Figure 14: Schéma du système WTE sur Bo01 et Fullriggaren	109
Figure 15: Prétraitements des déchets urbains collectés	133
Figure 16: Schéma de réalisation des analyses préliminaires, d'après les travaux de [127]	136
Figure 17: Schéma du réacteur, CSTR (Deltalab).....	138
Figure 18 Suivi des déchets verts lors de l'ensilage.....	144
Figure 19: Production de méthane à 37°C, en flacon de 500mL, Batch	147
Figure 20: Composition du biogaz produit à 37°C par MIX 1	147
Figure 21: Production de méthane à 37°C par ajout de substrats secondaires, en flacon de 500mL, Batch	152
Figure 22: Composition du biogaz produit à 37°C par MIX1 et MixServ.1	152
Figure 23: Production de biogaz en fonction du temps, Co-digestion à faible charge organique, Temps de séjour de 30 jours	157
Figure 24: Composition du biogaz produit par Co-digestion à faible charge organique, Temps de séjour de 30 jours.....	157
Figure 25: Production de biogaz en fonction du temps, Co-digestion à charge organique moyenne, Temps de séjour variable.....	162
Figure 26: Composition du biogaz produit par Co-digestion à charge organique moyenne, Temps de séjour compris entre 30 et 35j	162
Figure 27: Ensemble du système étudié et de ses variables massiques.....	176
Figure 28: Ensemble du système étudié et de ses variables énergétiques	176
Figure 29: Production d'énergie en MJ/an pour une CO de 0,5kg MV/m ³ /jour.....	181
Figure 30 : Production d'énergie en MJ/an pour une CO de 1kg MV/m ³ /jour	182
Figure 31: Bilans énergétiques en MJ/an pour une CO de 0,5 et 1 kg MV/m ³ /jour.....	182

Tableau 1: Composition moyenne de la FODM et des DA.....	25
Tableau 2: Exemples d'études portant sur la méthanisation des boues, primaires et secondaires	27
Tableau 3: Caractéristiques de gisements de déchets urbains	28
Tableau 4: Mesures de la DCO sur des gisements de déchets urbains.....	29
Tableau 5: Profils biochimiques des principaux gisements de déchets urbains	32
Tableau 6: Fractions biochimiques moyennes, les différents gisements urbains.....	32
Tableau 7: Fractions en composés peu dégradables, moyennes pour des gisements urbains	33
Tableau 8: Equations et enthalpies libres des réactions de dégradation anaérobie de l'éthanol, du propionate et du butyrate [169]	43
Tableau 9: Principaux facteurs d'optimisation et d'inhibition de la méthanisation	51
Tableau 10: Principaux procédés de prétraitement appliqués à la méthanisation	56
Tableau 11: Impact des différents régimes de température sur la méthanisation.....	60
Tableau 12: Alimentation de réacteur par co-digestion.....	62
Tableau 13: Avantages et inconvénients de la méthanisation par voie sèche et voie humide.....	65
Tableau 14 : Comparaison et caractéristiques des réacteurs	68
Tableau 15: Principaux composés identifiés dans le biogaz issu de la méthanisation [1].....	71
Tableau 16: Posttraitements majoritairement employés pour l'épuration du biogaz issu de la méthanisation [295,296]	72
Tableau 17: Aperçu des projets étudiés.....	98
Tableau 18: Eléments opérationnels des unités de valorisation	100
Tableau 19: Caractérisation des gisements identifiés à l'échelle urbaine	110
Tableau 20: Conditions opératoires de mono et co-digestions urbaines	122
Tableau 21: Synthèse des expérimentations réalisées	133
Tableau 22: Conditions opératoires du réacteur	137
Tableau 23: Analyses physico-chimiques des gisements	139
Tableau 24 : Fractions difficilement dégradables des déchets urbains.....	142
Tableau 25: Vitesse apparentes obtenues en mono et co-digestion.....	148
Tableau 26: Caractérisations après expérimentation à 37°C	149
Tableau 27: Valeurs de C/N mesurées pour chaque substrat testé	151
Tableau 28: Vitesse apparentes obtenues en mono et co-digestion.....	153
Tableau 29: Caractérisations après expérimentation par ajout de substrats secondaires, à 37°C.....	154
Tableau 30 : Caractérisation du MIX et des digestats	158
Tableau 31: Caractérisation des Cycles d'alimentation	158
Tableau 32 : Caractérisation du MIX et des digestats	163
Tableau 33: Caractérisation des Cycles d'alimentation	163
Tableau 34: Valeurs de mixes urbains.....	165
Tableau 35: Caractéristiques des flux de déchets.....	174
Tableau 36: Caractéristiques théoriques du réacteur.....	174
Tableau 37: Flux de déchets consommés par le système	175
Tableau 38: Procédés admis pour le système étudié	177
Tableau 39: Détermination de la production énergétique	178
Tableau 40: Consommation énergétique des ménages.....	183

○ Abréviations :

ACV : Analyse du Cycle de Vie
ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AF : Filtre Anaérobie
AGV : Acide Gras Volatil
ATG : Analyse Thermo-Gravimétrique
BA : Boue Activée
BP : Boue Primaire
BSR : Bactéries Sulfito-Réductrice
CHP : Combined Heat Power
CO : Charge Organique
CSTR : Continuously Stirred Tank Reactor
CTC : Community Toilet Complexes
DA : Déchet Alimentaire
DBO5 : Demande Biologique en Oxygène en 5 jours
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DCOs : Demande Chimique en Oxygène, soluble
DCT : Déchets de Cuisine et de Table
DDecPP : Directions Départementales en charge de la Protection des Populations
DESAR : Concept d'Assainissement Décentralisé et de Réutilisation
DIET : Transfert direct d'électron entre les espèces
DSC : Differential Scanning Calorimetry
DV : Déchet Vert
EGSB : Réacteur à lit granulaire turbulé
FODM : Fraction Organique des Déchets Ménagers
HACCP : Hazard Analysis Critical Control Point
MBR : Bioréacteurs à membranes
MES : Matière En Suspension
MM : Matière Minérale
MO : Matière Organique
MS : Matière Sèche
MSS : Matière Sèche en Suspension
MT : Matière Totale (ou Brute)
MV : Matière Volatile
MVS : Matière Volatile en Suspension
OLHA : Obligate Hydrogen Producing Acetogens
SBR : Sequencing Batch Reactor
SPAn : Sous-Produits Animaux
STEP : STation d'Épuration des eaux usées
TAN : Total Ammonia Nitrogen
TRH : Temps de Rétention Hydraulique
TRS : Temps de Rétention des Solides
USAB : Upflow Anaerobic Sludge Blanket
WTE : Waste-To-Energy
ZRV : Zone de Rejet Végétalisée

○ Introduction générale

Notre société évolue constamment et se positionne vis-à-vis du monde qui l'entoure. Cette évolution apporte avec elle, des réflexions notamment sur le rapport entre notre société et les ressources naturelles de la planète. Ainsi, on constate que notre société s'implique et s'interroge sur nos impacts environnementaux, sur notre consommation énergétique et sur les questions de devenir des déchets que nous générons. Elle se questionne également sur un avenir énergétique à adopter. On entrevoit ainsi dans plusieurs pays, une sortie progressive de l'ère des énergies fossiles, pour se réorganiser autour d'énergies provenant de sources locales et renouvelables. Pour cette raison, il nous semble pertinent de concevoir une évolution possible de la méthanisation, non pas par une augmentation d'échelle allant vers des méthaniseurs plus imposants mais par une micro méthanisation. A savoir, des unités localisées, capables d'accepter un ensemble de déchets et pouvant être installées au cœur d'espaces urbains.

Symbole de nouveaux espaces urbains, les éco constructions voient petit à petit le jour dans plusieurs capitales et grandes villes à travers le monde. Construites sur la base d'une prise en compte accrue de l'environnement, leurs modèles proposent une gestion durable des ressources et offrent une mixité sociale favorable à un dynamisme local tant écologique, qu'économique. Ces approches incluent de plus, le développement de nouvelles zones urbaines, tout autant que la réhabilitation d'anciennes zones industrielles ou résidentielles, tombées en désuétude. Entre raccordement au système traditionnel ou installation de procédés alternatifs, la question de la valorisation des déchets générés par ses nouveaux lieux de vie, demeure toutefois.

En ce sens, un modèle intégré de préservation des ressources à l'échelle urbaine est proposé en [Figure 1](#). La matière organique trouve alors son origine, auprès des habitations du quartier (déchets alimentaires, déchets verts...) ou via la présence d'une station d'épuration locale. La matière organique produite est toutefois assujettie à la saisonnalité, cette irrégularité de fréquence(quantité) et de qualité, va alors nécessiter des prétraitements et son stockage. L'objectif d'un tel modèle est la production délocalisée d'énergie par une valorisation durable de la ressource en déchet organique, impliquant une pluridisciplinarité de techniques à adapter à chaque étape. Ainsi le compostage et la méthanisation sont autant de moyens de traiter cette biomasse tout en permettant la production de composés d'intérêts. Afin de s'assurer de la faisabilité d'un tel modèle et de son intégration dans un véritable quartier, plusieurs connaissances restent toutefois à établir.

La rédaction de cette thèse a ainsi eu pour objectif d'apporter des éléments de réponse quant à la question de la faisabilité de la micro-méthanisation à l'échelle urbaine. Pour cela, suite à un premier chapitre bibliographique, trois axes de réflexion ont été identifiés, puis développés :

- i) Comment est utilisée à l'heure actuelle la méthanisation urbaine et quels sont les verrous déjà identifiés ?
- ii) Quels sont les procédés à employer, pour un processus de méthanisation stable à l'échelle urbaine et quels sont les paramètres conditionnant ces procédés ?
- iii) Quels sont les bénéfices de la méthanisation intégrée dans un quartier, en termes de traitement des déchets et de valorisation énergétique ?

La [Figure 2](#) correspond au plan de la thèse, c'est une représentation schématique de la méthodologie appliquée pour répondre à ces interrogations. Ainsi, afin d'étudier les verrous à l'intégration du procédé, il a été réalisé une analyse et une synthèse des retours d'expérience issus de villes porteuses de projets de méthanisation urbaine. Suite à cette première démarche, une approche expérimentale a été menée dans le but d'obtenir un processus de méthanisation des déchets urbains, stable à l'échelle laboratoire. Afin de déterminer les bénéfices de la méthanisation intégrée à l'échelle urbaine, les résultats obtenus dans les Chapitres précédents, ont enfin, servi de données d'entrée pour l'établissement d'un modèle de valorisation des déchets dans un quartier. L'ensemble de ces données est repris dans la partie Conclusions et Perspectives. Le but étant de définir pour la question « Est-il possible de réaliser une micro-méthanisation intégrée à l'échelle d'un quartier ? », les avancées permises par ces travaux de thèse et les connaissances qui restent à développer.

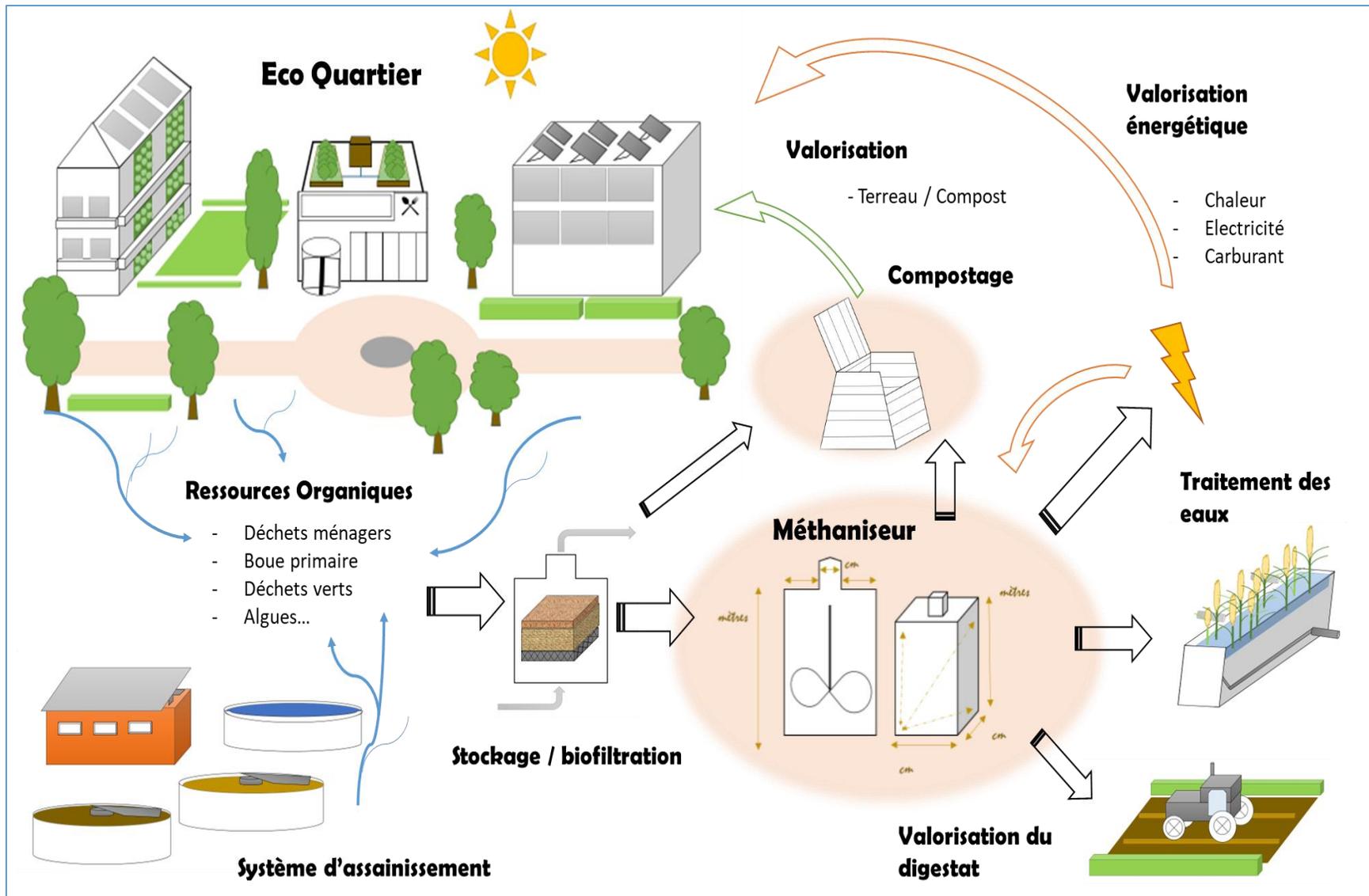


Figure 1: Modèle de préservation des ressources

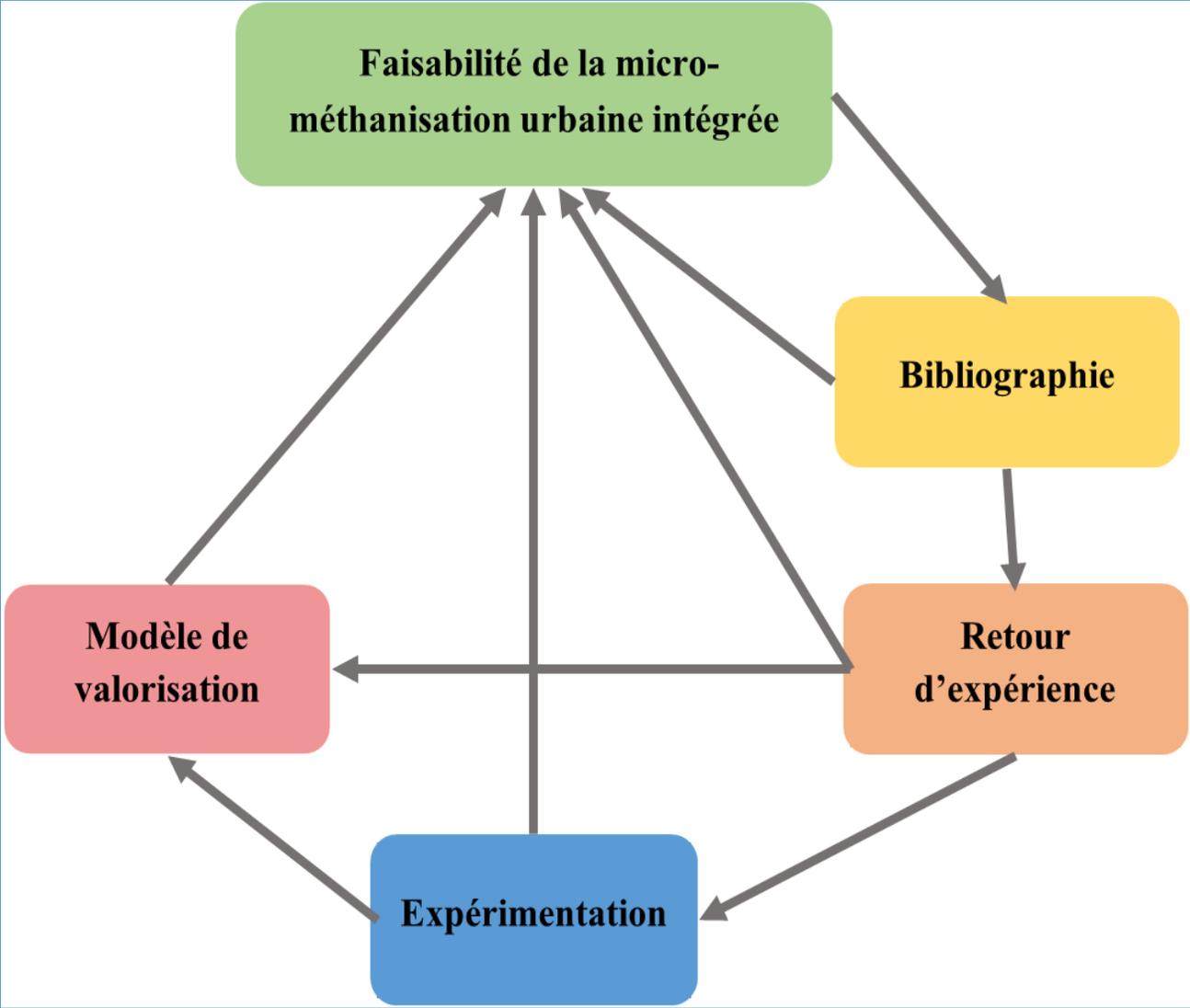


Figure 2 : Plan de la thèse

Chapitre 1 : **Revue Bibliographique**

La digestion anaérobie

I / Historique de la méthanisation

a) Les origines du procédé

La méthanisation est un processus biologique, qui est réalisé naturellement, dans les marais et les intestins des animaux et des insectes. C'est une transformation, qui se réalise en absence d'oxygène et qui convertit la matière organique en méthane et gaz carbonique, par l'intermédiaire d'un consortium microbien [1].

Les premières recherches menant à l'identification du méthane, sont associées à Volta, en 1776. Il identifie le méthane comme étant un gaz à fort potentiel combustible et donc valorisable sous forme d'énergie. Des applications exploitant la digestion anaérobie, apparaissent par la suite en France, en 1881, avec le procédé Mouras, où une chambre hermétique permettait le traitement des eaux domestiques [2]. Le même procédé sera appliqué en fosse septique, quatre années plus tard en Angleterre. Bombay, en Inde, verra, en 1897, l'installation du premier procédé de méthanisation collectant des excréments humains afin de fournir de l'électricité aux lampadaires de la ville [3].

En 1940, les premières installations de méthanisation se développent en Europe, elles s'implantent dans les fermes, afin de fournir de l'énergie à partir des déchets agricoles et des lisiers produits par l'élevage. Elles alimentent ainsi en électricité ces petites exploitations, tout en permettant de traiter une partie de la matière polluante générée. Toutefois, la montée de la pétrochimie et l'utilisation des énergies fossiles, freinent considérablement le développement de ce type de valorisation. Dans les années 70, la première crise pétrolière, relance l'intérêt pour cette solution alternative aux énergies fossiles et de plus en plus de méthaniseurs sont construits dans les fermes et les campagnes. La situation financière en Chine, au Népal et en Inde, entraînant un impact moins fort du cours du pétrole sur les projets de méthanisation, de nombreux programmes de recherche leurs sont dédiés [4]. La forte activité rurale et agraire présente dans ces pays, favorise alors ce mode de valorisation locale [5]. En Europe, l'essor de la digestion anaérobie va être concentré sur le Danemark, la Suisse et l'Allemagne. Cette dernière va compter plus de 1500 unités de méthanisation installées en moins de 30 ans [6].

b) La centralisation de la méthanisation

Petit à petit l'installation de méthaniseur a évolué et ne s'est plus faite uniquement dans les fermes. Les unités de traitement sont alors devenues plus imposantes afin de pouvoir recevoir davantage d'effluents et de déchets d'origine variée. Le procédé s'est, de plus, centralisé [7]. Cette conception de la méthanisation a été particulièrement développée au Danemark et correspond à la mise en commun des matières fermentescibles, afin de réaliser une co-alimentation. Cela, afin d'aboutir à une optimisation du procédé par production de plus grandes quantités de biogaz. Les déchets sont, notamment issus, d'exploitations agricoles, industrielles et pharmaceutiques. Le procédé a depuis, dépassé les frontières du Danemark et se retrouve appliqué dans de nombreux autres pays tels que, la France, l'Espagne, la Belgique ou la Grèce [8,9].

L'évolution des procédés de méthanisation a également abouti au rapprochement entre les installations de digestion anaérobie et les villes, du fait de leurs importants gisements de déchet. Ainsi ont vu le jour en Europe, des centrales de méthanisation tels qu'à Stockholm, Londres, Barcelone, Cadix, Lille, ou Montpellier.

Tous ces centres de méthanisations ont pour point commun de recueillir une partie des déchets de grandes métropoles, afin d'alimenter une portion de la ville en énergie ou en carburant.

A Montpellier, les déchets organiques domestiques alimentent le quartier limitrophe en électricité [10]. A Lille, ces mêmes déchets sont combinés aux déchets verts afin de fournir du gaz directement injecté dans le réseau de la ville [11]. De telles unités traitent ainsi les déchets de milliers d'habitant en co-digestion, comprenant déchets ménagers et eaux usées parfois en addition de déchets industriels ou agricoles. Malheureusement, ces sites ne sont pas exempts de défauts et certaines de ces installations se sont soldées par des incidents et des accidents ayant menés jusqu'à la fermeture des sites, comme à Cadix [12]. Pour conséquence, de nouveaux projets de méthanisation ont ainsi été abandonnés face aux réticences et protestations des habitants. Pour le seul exemple de la France, on peut noter ; en 2012, l'abandon du projet de méthanisation des ordures ménagères dans le Roannais ; en 2013, celui de Romainville ; en 2014, à Honfleur, l'abandon d'un projet traitant le lisier local ou encore ; en 2015, le projet d'Anthon pour la construction d'une unité de méthanisation des déchets agricoles et industriels. Malgré ces échecs, le nombre d'unité de méthanisation implantée, n'a cessé d'augmenter d'année en année, pour atteindre, en France, le nombre de 403 unités de méthanisation, tout type confondu en 2016 [13]. De nos jours la méthanisation est utilisée afin de remplir plusieurs objectifs : (i) pour diminuer des volumes de déchet en consommant en moyenne 50% de la matière sèche d'un substrat, (ii) pour réduire la charge polluante d'un effluent que ce soit, comme procédé à part entière ou couplé à une STEP [14]. Il est à noter que la méthanisation est et reste une technique pionnière dans la production d'énergie durable, servant à valoriser la matière organique issue de déchets ou d'effluents pour fournir de l'électricité, du chauffage, du gaz de ville ou même du carburant [15]. Pour cette raison, elle fait partie des solutions d'avenir, inscrites dans les objectifs de transition énergétique de nombreux pays.

En Europe, le programme Objectif Europe 2020 est un engagement des pays, qui concerne notamment l'environnement et les nouvelles énergies. En Allemagne, le pays fixe ainsi à 20%, pour l'horizon 2020, sa part d'utilisation d'énergie provenant de source renouvelable, notamment par l'utilisation de la méthanisation. Pour ce faire, 30 à 50% des nouvelles installations de traitement biologique, installées en Allemagne sont des unités de méthanisation [7,16]. Pour le Danemark, l'objectif est de remplacer pour 2030, 15 à 20% de son gaz naturel par du biogaz, pour cela, le pays augmente d'années en années sa capacité de traitement. La Suède, elle souhaite, à l'horizon 2020, que son utilisation d'énergie renouvelable représente 49% de son bilan énergétique total. En 2012, la part d'énergie renouvelable représentait alors 37.3% de la consommation en énergie de la Suède. Les pays en développement, tels que la Lituanie, la Roumanie et la Slovénie sont déjà proches de ces 20% et mettent en place des politiques visant à augmenter encore la proportion d'énergie produite par des sources renouvelables [17]. Pour la France, l'ADEME prévoit que le gaz renouvelable issu de la méthanisation représentera plus de 50 % du mix gaz du réseau en 2030 [18]. La modification du mix énergétique est alors la source d'un nouveau dynamisme pour les filières de ces secteurs. Elle entraîne ainsi des modifications propices à une transformation du système économique.

Les grandes résolutions énergétiques internationales, sont ainsi les moteurs de lois et de réformes nationales. En France, on peut noter le Grenelle de l'environnement II avec la « loi biodéchets » et la loi n° 2015-992 du 17 août 2015, relative à la transition énergétique pour la croissance verte. La première, en plus, de donner une définition réglementaire aux biodéchets, rend obligatoire leurs tris pour des producteurs dépassant, en janvier 2016, les 10 tonnes/an. A celle-ci s'ajoute la circulaire du 10 Janvier 2012, qui détermine notamment des règles quant aux dispositions à prendre pour leurs valorisations [19]. Ainsi, de nombreuses entreprises (notamment agro-alimentaire) mais également des grandes surfaces et des restaurateurs se positionnent sur la question de la gestion de leurs déchets et sur l'emploi de la méthanisation. L'application de la loi relative à la transition énergétique, à travers ses décrets et arrêtés, permet aujourd'hui de donner un contexte favorable à l'intégration de la méthanisation dans les espaces urbains. En effet, cette dernière apporte de nombreuses modifications et dresse le cadre d'une nouvelle forme d'urbanisme. A la demande des collectivités, des standards de construction peuvent ainsi être imposés pour définir des zones à circulation restreintes ou des espaces verts [20]. Les véhicules propres sont aussi valorisés avec l'obligation, de pré-équiper les nouvelles constructions pour permettre l'installation de borne de recharge. La loi française prévoit également d'ici 2025, le tri à la source des biodéchets générés par les ménages et favorise leur élimination, au plus proche de leurs lieux de production. Enfin, elle appelle explicitement les villes sur des projets de « zéro déchets, zéro gaspillage » ainsi qu'à investir dans les énergies renouvelables, à travers des subventions pour l'innovation ou par la hausse du prix de rachat des énergies dites « vertes » (fond de financement spécifique, pour par exemple, l'éolien et la méthanisation [21, 22, 23]). Preuves de ces changements, apparaissent désormais des initiatives, telles que la ville de Paris souhaitant élever son taux de recyclage des déchets à 50% (au lieu des 16% actuels) [24] ou son expérimentation d'une troisième poubelle à dispositions des ménages pour la collecte des biodéchets [25]. Les programmes d'accompagnement pour un compostage local et citoyen, entrepris par Brest Métropole ou encore Lorient Agglomération, sont eux aussi, de parfaits exemples des mouvements induits par ses résolutions internationales [26, 27].

L'application des lois pour la transition énergétique et économique des pays, tend ainsi à impliquer une dimension « urbaine et sociale ». Progressivement, la conception des zones urbaines est modifiée par une vision plus durable de l'avenir. Les solutions énergétiques sont alors disposées au plus près des habitants et ces nouvelles résidences se veulent accessibles à l'ensemble des classes sociales. Basés sur les trois piliers du développement durable que sont, l'Economie, l'Environnement et le Social, les éco quartiers commencent alors à apparaître [28].

c) Conception d'un éco quartier

La construction d'éco quartier offre des réponses locales, aux résolutions internationales en termes d'environnement et de durabilité. Comme tout projet de développement durable, sa conception s'inscrit dans un raisonnement, environnemental, social et économique [29]. Un éco quartier a donc pour objectif d'offrir un projet d'habitation sûr et sain en concertation avec les acteurs publics comme privés. Il doit contribuer à un dynamisme local, accueillir une diversité sociale et ethnique et un élan économique à sa zone d'implantation [30–32]. Un éco quartier doit de plus, proposer une gestion durable de ses ressources, comprenant des solutions innovantes et tournées vers l'avenir. Ces projets concernent tout aussi bien la construction de nouveaux quartiers (majoritaire dans les pays du Nord) que la rénovation de zones urbaines déjà existantes [33].

Le quartier Vauban, à Freiburg, en Allemagne est ainsi un exemple d'éco quartier faisant référence dans ce domaine. 41ha accueillent, près de 5 500 habitants, une densité de 134,9 habitants par hectare (à titre d'information Paris – La Sorbonne à une densité de 223,63 hab./ha pour une surface similaire), comprenant un centre commercial, une école, 2 restaurants et 3 bars/café. Il fait toujours figure de modèle de développement depuis sa construction, débutée en 1993 et sera repris par de nombreux autres pays lors d'aménagements similaires [34].

La conception d'un éco quartier va généralement inclure plusieurs paramètres afin d'accéder aux objectifs fixés :

Les éco quartiers sont des lieux d'habitations, ils sont néanmoins compacts afin de limiter les distances entre les habitants et les pôles d'intérêt économiques et culturels. Les habitations sont étagées (2-3 étages) et la densité est étudiée pour respecter les concepts de « seuil de viabilité », l'espace non habité devant être suffisant pour permettre l'établissement d'interactions sociales [35]. Ces espaces sont alors valorisés sous la forme d'espaces verts, intégrés à l'environnement urbain.

L'aménagement d'un éco quartier implique la création d'emploi, de magasins et l'implantation d'une économie de proximité. L'économie circulaire qui se met en place permet de créer une connexion entre le producteur, le produit et le consommateur final, occasionnant un dynamisme économique mais également un regain de confiance et de liens sociaux [36].

La gestion durable des ressources est au cœur des problématiques environnementales d'un éco quartier. Les espaces verts, en plus de leurs rôles sociologiques et environnementaux

(écosystème, pollution), permettent ainsi une valorisation énergétique lors des élagages [37]. L'aménagement de voies piétonnes et cyclables est également favorisé, entraînant la réduction des gaz à effets de serre dû à l'utilisation de l'automobile, tout en renforçant les synergies de proximité [38]. La diminution des consommations et la réutilisation des ressources, notamment en eau pluviale, sont très étudiées, au même titre que les méthodes de traitements des eaux usées [39]. L'échelle du quartier a également son importance dans le succès des démarches de gestion durable. En effet la proximité sociale tend naturellement à encourager et récompenser les bonnes initiatives et diminuer les comportements individualistes [38]. Ainsi ces habitants sont généralement plus sensibilisés à la préservation des ressources et le tissu social établi, favorise l'émergence d'actions citoyennes.

D'un point de vue énergétique, les éco quartiers sont généralement conçus avec des matériaux à fort indice d'isolation et limitant ainsi les déperditions de chaleur. La hauteur des habitations et des infrastructures est également étudiée, pour maximiser l'efficacité de panneaux solaires. L'énergie ainsi produite, sera par la suite redistribuée aux habitations. Les déchets générés y sont, dans la mesure du possible recyclés ou valorisés. L'utilisation de la méthanisation en zone urbaine s'inscrit donc dans cette démarche de valorisation. Elle s'ancre également dans les réflexions sociétales et politiques menées autour de l'avenir des filières énergétiques et des modes de consommation qui y sont liés. Apparaissent ainsi des projets de méthanisation basés sur des réhabilitations de quartier dans une volonté de gestion durable des ressources.

d) La méthanisation à l'échelle d'un éco quartier

Le début des années 2000 a vu la création des premiers éco quartier intégrant la micro-méthanisation comme traitement de leurs déchets. Deux des plus notables sont Hammarby Sjöstad à Stockholm et Bo01, à Malmö, tous deux situés en Suède. Le premier, débuté en 1990, est une ancienne zone industrielle réhabilitée désormais en un quartier servant de référence pour l'application de solutions durables dans un environnement urbain [40]. Construit en 2000, le quartier Bo01 a, lui, été réalisé dans le cadre d'une exposition qui lui donna son nom et ayant pour thème les villes de demain et leurs liens avec leurs ressources [41]. Le site était une zone portuaire, d'anciens quais, entièrement reconstruits et développés sur un modèle de gestion durable. Il aboutit 10 ans après à la création d'un éco quartier, mondialement connu. La méthanisation est réalisée à l'extérieur du quartier, sans prétraitement et malgré des débuts difficiles dû à une qualité du substrat faible, le quartier présente désormais des résultats très encourageants [42]. Depuis, plusieurs autres projets ont suivi au fil des années, on notera entre autres le quartier Flintenbreite, à Lübeck en Allemagne, pouvant accueillir près de 400 personnes ou Noorderhoek un lotissement de Sneek, construit en 2007, au Pays-Bas présentant tous deux ; un méthaniseur intégré à l'espace urbain. Le choix d'un procédé de méthanisation, le fonctionnement, le succès ou l'abandon de ces projets sont alors de précieuses sources d'information quant aux limites et aux recommandations concernant la méthanisation urbaine. La compréhension de leurs contextes d'implantation offre également une meilleure appréciation des facteurs économiques, politiques ou sociaux, impactant in fine leurs intégrations.

La complexité du choix d'un procédé de gestion des déchets est notamment illustrée par la possibilité pour une ville d'opter pour un système de réseaux de petites unités de compostage ou l'implantation d'une importante unité de méthanisation. Les travaux de Wulf et de son équipe [43] ainsi que ceux de Kampelmann [44] présentent cet exemple où les vertus économiques, environnementales et sociales de chacune des voies de valorisation, y sont comparées. Il est alors mis en avant les conséquences sociales positives (cohésion, participation, éducation...) du compostage au détriment de la méthanisation. Pour autant la méthanisation y apparaît avantageuse sous un plan économique et environnemental avec de véritables dynamiques, basées sur une économie circulaire. Les travaux de Pan et al., présentent également une synthèse des différentes barrières à l'établissement d'un procédé de valorisation dans un modèle d'économie circulaire [45]. Ils mènent à identifier les aspects technologiques, financiers, institutionnels et réglementaires comme les principaux obstacles à l'intégration de ce type de procédé.

II / Définition des ressources

L'un des principaux facteurs limitant la méthanisation à l'échelle d'un quartier est la fluctuation du gisement de la matière tant en quantité qu'en composition. Elle est due notamment aux saisons, aux fréquences des collectes, aux nombres habitants et aux périodes d'occupations des logements. Si la fluctuation peut être moyennée dans le cadre d'importante installation comme à l'échelle d'une ville ou d'une région, elle est une contrainte qui doit être traitée dans le cas de plus petite installation. Chaque gisement est ainsi caractérisé par une quantité, une qualité et une fréquence qui lui est propre. La détermination de ces trois éléments permet alors de juger de la voie de valorisation la plus adaptée pour chaque déchet.

a) Nature des gisements

i) Les déchets verts (DV)

Ils comprennent entre autres, les tontes de gazon, l'ébranchage et la taille des haies, provenant de parcs ou de jardins. Les quantités générées par cette catégorie de déchet sont estimées par FranceAgrimer [46] et l'ADEME [47,48], à une moyenne de 0,18 kg/hab/j, variant en fonction de l'urbanisation des zones ciblées. Cette valeur comprend le flux géré par les services publics, soit la fraction comprise dans les déchets des ménages et les volumes pris en charge par les déchèteries. Cette première va varier en fonction des pays, pour représenter entre 0,8% pour le Portugal, 3,86% pour la France et 7,2% du poids total des déchets ménagers en Finlande [49]. Les déchets municipaux vont quant à eux représenter la majeure partie des DV, en volume, soit environ 0,16 kg/hab./j (hors déchèterie) [50, 51]. Ces chiffres sont, toutefois, assujettis à la saisonnalité et la quantité moyennée par jour n'est alors que peu représentative. Les déchets des tontes sont par exemple, en France, concentrés sur 7 à 8 mois dans l'année. De plus même en considérant des valeurs moyennes entre 65kg/hab/an et 68kg/hab/an, il est difficile de statuer sur

la quantité et la qualité de ce gisement [52]. La littérature scientifique démontre le potentiel des DV pour la production de méthane, toutefois leur emploi va dépendre des caractéristiques physico-chimiques du gisement [53,54]. Dans les déchets verts fréquents dans les zones urbaines, le gazon est par exemple, facilement biodégradable. A l'inverse les branches et les feuilles sont généralement moins intéressantes pour un procédé de méthanisation, due à une plus importante concentration en ligno-cellulose, composé difficilement dégradé par voie anaérobie [55]. Des études ont toutefois réalisé avec succès la digestion anaérobie des DV après un prétraitement et/ou en co-digestion avec, entre autres, des déchets alimentaires, des graisses et des eaux noires. Les prétraitements employés sont alors des procédés alcalins (ozonation), mécaniques (broyage, presse) ou biologiques. Ils sont employés afin d'améliorer la disponibilité des composés organiques ou pour permettre la stabilité du gisement dans le temps et ainsi palier à sa saisonnalité [56]. Les DV présentent donc des contraintes à l'échelle de la méthanisation de quartier mais restent un déchet abondant et valorisable.

ii) La fraction organique des déchets ménagers (FODM) et déchets alimentaires (DA)

La FODM correspond à la matière organique fermentescible des déchets produits par les ménages. Elle représente près de 42% de la fraction organique des déchets municipaux [57,58]. Ces derniers sont, en France, estimés par l'ADEME à 20,2 millions de tonnes pour l'année 2013, en excluant les déchets issus de l'agriculture [51]. Les FODM sont produits quotidiennement, ils comprennent, notamment, des restes de viandes, des fruits, des végétaux et des graines. La fraction de déchet de cuisine représente environ 35% de leurs compositions et la fraction de papier sous forme de journaux, mouchoirs ou papiers absorbants, 36% [59]. En fonction des méthodes de collecte du déchet, qui diffèrent entre les pays, une part plus ou moins importante de contaminant est, de plus, présente. Il est ainsi retrouvé < 2% du poids total des déchets ménagers sous forme de plastique en Finlande et jusqu'à 6% au Portugal [49]. La collecte de ce type de déchets présente également de grande disparité en fonction des pays et de leurs politiques environnementales, seule une fraction plus ou moins grande de ces déchets est donc traitée [60]. Il est en effet démontré que la nature des FODM va varier en fonction de la région géographique, du nombre d'habitant, de leurs conditions sociales, de l'activité économique de la zone traitée, des habitudes et coutumes alimentaires, de la saison et du système de collecte [61,62].

De par sa nature complexe, sa caractérisation à des fins d'étude est généralement, réalisée par l'analyse de l'ensemble des déchets le composant. Les résultats sont présentés de différentes manières, en fonction des fractions glucidiques, protéiques et lipidiques, en fonction de la MS et du rapport C/N [50] ou directement par sa composition élémentaire C, H, O, N, S [63]. La biodégradabilité du déchet va principalement être estimée en fonction de cette caractérisation. Les viandes, riches en protéines sont fortement biodégradables, produisant entre 250 et 500 L de méthane par kg de matière volatile. Toutefois en trop grande quantité elles peuvent entraîner une inhibition par les concentrations en ammoniacque qu'elles génèrent [64, 65]. La production de méthane des fruits et légumes va dépendre de la nature de leurs glucides, variant de 180 à 732 et de 190 à 410 l de CH₄/kgMV, pour respectivement les fruits et les légumes [66]. Les papiers représentent également une fraction de matière organique, mais sont majoritairement constitués

d'hémicellulose, composé difficilement dégradables entraînant, donc un faible rendement en biogaz [65]. Les lipides sont une source d'énergie facilement disponible pour la biomasse microbienne. Toutefois, comme les protéines, leur dégradation peut entraîner une inhibition de la méthanisation par accumulation d'acide gras volatil (AGV). La FODM est donc un gisement pertinent pour la production de biogaz, elle nécessite toutefois une attention particulière lors de la collecte [67, 68, 69, 70].

La fraction des FODM, comprenant des déchets de cuisine est assimilable aux Déchets Alimentaires (DA). L'extension de la définition des déchets de cuisines en déchets alimentaires s'accompagne d'un élargissement de leurs sources de collecte et des quantités impliquées. Cela comprend alors les restes de nourritures issus entre autres, des restaurants, hôtels, hôpitaux ou cantines. Les DA sont assujettis aux mêmes facteurs de variabilités que les FODM. La production de DA est estimée à environ 500g/repas pour les hôtels/restaurants et traiteurs et 315g/repas pour les cantines scolaires (tous niveaux confondus) [52,60]. Le [Tableau 1](#) présente la composition de FODM et DA issue de la littérature, en fonction de leurs pays d'origine. Il comprend toutefois des déchets simulés, créés à des fins d'études qui ne permettent qu'une représentation des composants majeurs, estimés en fonction des pays.

Tableau 1: Composition moyenne de la FODM et des DA

Déchet	Matières	Pourcentages du poids total	Pays	Publications
FODM standard	Viande Fruits et Légumes Pain Pates et riz	10% 65% 10% 15%	Italie	[71]
Fraction recrée de fruits et légumes dans les déchets municipaux	Banane Pomme Orange Chou Pomme de terre Pain Papier	10% 10% 10% 35% 25% 8% 2%	Espagne	[72]
Déchet alimentaire	Riz Pates Pain Déchet de thé Légumes Fruits Poisson Viande Coquille d'œuf	4,0% 2,5% 1,7% 8% 53,6% 24,8% 2,7% 2,2% 0,5%	Japon	[73]
FODM simulée	Déchets alimentaires Légumes /Fruits Déchets verts Papiers	40-42% 27-45% 5-20% 5-8% 3-5%	Thaïlande	[74]

iii) Les eaux usées et boues primaires (BP)

Les eaux usées sont composées de l'ensemble des eaux d'évacuation d'une habitation et vont être classées selon leurs provenances. Leur production est estimée par l'Agence de l'eau à 150-500 l/cap/j, en fonction du nombre d'usagers [75]. L'intégralité des eaux usées n'est toutefois, généralement pas méthanisée. Les eaux grises (ou eaux ménagères) représentent 70% du volume total d'eau usées, elles sont la fraction d'eaux usées générées par les cuisines et salles de bain comprenant entre autres les éviers, douches, lave-linges et lave-vaisselles [76]. Ces eaux présentent des taux de composés chimiques élevés notamment due à la présence de savons, de parfums et de détergents. Elles se composent également de cheveux, de restes alimentaires et de fibres (lave-linge), constituant la majeure partie de la fraction solide. Leurs concentrations en matière organique restent cependant faibles, en proportion des volumes considérés, par conséquent elles sont rarement valorisées par méthanisation [77]. L'emploi de Zones de Rejet Végétalisées (ZRV) est toutefois une solution alternative efficace pour traiter ce gisement [77]. Les eaux noires, ou eaux-vannes proviennent elles, exclusivement des sanitaires et comprennent donc les fèces, l'urine, le papier toilette et une fraction d'eau. Elles concentrent ainsi la majeure partie des germes pathogènes et de la fraction organique des eaux usées [78]. La matière organique qui les compose est fortement dégradable. Les fèces sont composées pour un tiers de nourriture consommée non assimilée, principalement des fibres, un tiers de bactéries intestinales et un tiers d'intestin lui-même (un être humain en produit en moyenne 50kg/an [79]). Le papier toilette est, généralement, présent sous forme dissoute dans l'eau, il représente une source de matière organique, une personne en utilise environ 15kg par an. La fraction de ce dernier dépendra toutefois du système de toilette employé, sèche, aspirante, conventionnelle [56]. L'urine est également une source de MV, l'urée présente et provenant de la dégradation des protéines, y est une source importante d'azote. L'urine est estimée à 500l/an pour un être humain. Les eaux noires représentent un gisement intéressant pour la valorisation par méthanisation [80]. Pour conséquences elles sont le sujet de plusieurs publications visant à les caractériser et à étudier leurs rendements de méthane en alimentation seule ou par co-alimentation [80, 81, 79, 56, 78].

Les boues primaires (BP) sont issues des STEP ou de système de traitement autonome ne traitant que les eaux noires. A l'instar des autres types de boues leurs dénominations ont pour origine le procédé permettant leurs obtentions, à savoir un traitement primaire comprenant dégrillage, dessablage, dégraisage et décantation des eaux usées [82].

L'utilisation de boue primaire, à la place d'eaux usées brutes dans les procédés de méthanisation est justifiée par un profil de matière plus adapté. La décantation réalisée ayant pour effet d'augmenter le taux de matière sèche (siccité) sans modifier la qualité de la matière organique. Le ratio de matière organique y est donc plus élevé, ce qui induit un meilleur pouvoir méthanogène. Les volumes de matière à traiter sont également plus faibles et demandent donc des installations de taille plus réduite [83]. Il est considéré que les boues primaires concentrent entre 70 et 80% de la fraction organique initiale des eaux usées [84].

Les boues primaires sont toutefois à différencier des boues dites activées ou secondaires, pour lesquelles plusieurs traitements biologiques ont été appliqués. Les boues activées sont alors composées d'une plus grande concentration en cellules mortes dues aux développements de

micro-organismes ainsi que d'une importante fraction minérale provenant du traitement du N et du P [85]. Cette fraction minérale présente un faible intérêt pour la production de méthane [86]. De façon similaire les boues d'aération prolongée, non concentrées et issues d'un traitement biologique et les boues résiduelles après clarification, présentent des caractéristiques moins intéressantes que les boues primaires [1].

Au-delà des caractéristiques des différents gisements de boue, c'est l'abondance de ces derniers qui joue un rôle prédominant dans leurs emplois en méthanisation. En effet, le gisement d'eaux usées et de boues est généré quotidiennement, il ne varie que peu en fonction des saisons, ni en quantité, ni en composition. La production de boue résiduelle moyenne par jour est évaluée à 30 g MS/hab/j, en France [87, 88]. La littérature estime que la concentration en MS des eaux usées est de 0,07% et celle des boues primaires de 6% [82]. On en déduit que la production moyenne de boues primaires doit représenter entre 0,5 et 1 l/hab/j. La quantité de boue générée va toutefois dépendre, entre autres, du type et de l'efficacité des dispositifs de traitement des eaux ainsi que de la zone géographique.

La méthanisation des boues urbaines permet de consommer la matière organique et de la valoriser par une production de biogaz. La transformation de la part organique va ainsi permettre une diminution des volumes de boues à traiter. Elle permet, de plus, une réduction de la flore pathogène initiale, une réduction des nuisances olfactives et une diminution de la nocivité des métaux lourds [89]. Ainsi, de nombreuses études ont également été menées sur les boues primaires, boues activées et boues mixtes (primaire et secondaire) par mono-digestion ou co-digestion. Le [Tableau 2](#) présente quelques-unes d'entre elles, les applications et les productions en biogaz qui leurs sont associées.

Tableau 2: Exemples d'études portant sur la méthanisation des boues, primaires et secondaires

Substrat(s)	Application	Production de biogaz	Publication
Boue résiduelle	Comparaison condition mésophile/thermophile	424–468ml CH ₄ /g MV _{consommée}	[90]
Boue résiduelle	Optimisation de l'hydrodynamique dans un réacteur à recirculation interne	Production théorique de 0,8 m ³ /kg MV _{en suspension}	[91]
Boue activée	Prétraitements par ultrasons	0,23-0,26 l CH ₄ /g DCO	[92]
Boue activée	Prétraitements mécaniques	790-850 l/kg MV _{consommée}	[93]
Boue mixte	Effet du temps de rétention sur un pilote, en condition thermophile	0,02-0,4 m ³ CH ₄ /m ³ /j	[94]
Boue mixte	Effet du temps de rétention	≈ 350 l CH ₄ /g DCO _{consommée}	[95]
Boue primaire	Influence de l'inoculum	114 ml CH ₄ /g DCO	[96]
Boue primaire	Effet de l'agitation	0,4-0,8 l/g MV _{consommée}	[97]

b) Caractérisation des gisements

i) Approche physique

La MS, Matière Sèche, est la fraction résultante après l'élimination de l'eau présente dans le substrat brut. Elle est déterminée en g/l de substrat ou en pourcentage de la Matière Totale (MT). La MS est elle-même composée de deux fractions, la matière minérale et volatile, MM et MV. La première traduit des composés présents sous forme minérale dans le substrat et ne réagissant que peu lors de la méthanisation. La seconde correspond à la proportion de matière assimilable, par la biomasse microbienne [98]. L'un des buts premiers de la méthanisation est de convertir cette fraction volatile sous forme de biogaz. Le **Tableau 3**, rend compte des valeurs de MS, MV et MM présentes dans la littérature, en fonction des différents types de substrats urbains et de leurs pays de provenance.

Tableau 3: Caractéristiques de gisements de déchets urbains

Déchets	Valeurs	Pays	Publications
Déchet vert (séché à 60°C pendant 24h)	MS : 96,27 ± 0,04 % (m/m) MV : 68,09 ± 0,14% (m/m)	Etats-Unis	[99]
Déchet vert (tonte de pelouse)	MS : 27 % MV : 21 % MV/MS : 78 %	Etats-Unis	[100]
Déchet vert (tonte de pelouse)	MS : 30,59 % +/- 13,46 MV : 82,53 % de MS +/- 7,54	Allemagne	[56]
FODM	MS : 35,6 +/- 0,10 % MS : 33,6 +/- 0,49 % MV : 30,7 +/- 0,17% MV : 30,7 +/- 0,16 %	Danemark	[68]
Déchet alimentaire	MS : 24% MV : 21% MV/MS : 87 %	Etats-Unis	[100]
Déchet alimentaire	MS : 22% +/- 10,0 MV(%MS) : 88,2% +/- 8,2	Variés	[62]
Déchet alimentaire	MS : 20,45% +/- 1,32 (m/m) MV : 18,47% +/- 1,12 (m/m) MM : 2,11% +/- 0,27 (m/m)	Chine	[101]
Déchet alimentaire	MS : 18,1% +/- 0,6 MV : 17,1% +/- 0,6 MV(%MS) : 94% +/- 0,01	Corée	[63]
Eau noire	MS : 6530 ± 2110 mg/l MV : 4090 ± 1,830 mg/l	Allemagne	[80]
Boue primaire	MS : 60000 mg/l MV : 39000 mg/l	Etats-Unis	[82]
Boue primaire	MV : 15529 +/- 252 mg/l soit 81,8% de la MS	Pays-Bas	[83]

Ces études permettent de constater que les déchets urbains présentent tous des pourcentages de MV élevés, allant de 70-94% (MS), les rendant favorables à une valorisation par méthanisation. Il est également à noter que la fraction de MS ne dépasse pas les 31% de la masse totale des déchets allant jusqu'à, environ 0,07% pour les BP. Cela indique une proportion d'eau importante à considérer lors de la gestion de ces gisements.

ii) Profil Chimique

La Demande Chimique en Oxygène (DCO), est généralement mesurée sur un substrat liquide, elle correspond à l'oxydation de la MV d'un échantillon et va être représentative de sa charge polluante. On parle alors de DCO totale. Elle est souvent cruciale pour l'évaluation de la biodégradabilité d'un substrat (DCO/DBO5) [102]. La DCO peut également être déterminée sur différentes fractions d'un gisement tel que la fraction récalcitrante ou soluble, on donne alors le nom de cette fraction à la DCO (*ex : DCO_{récalcitrante}*)

La Demande Biologique en Oxygène en 5 jours (DBO5), est réalisée pour déterminer la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder en 5 jours, la MV d'un échantillon, par voie biologique. Elle est réalisée à 20°C, en absence de lumière. Le rapport DCO/DBO5 est une estimation courante de la biodégradabilité d'un substrat. Il est généralement admis que :

- DCO/DBO5 < 2 : le substrat est facilement biodégradable.
- DCO/DBO5 > 3 : le substrat est difficilement biodégradable, il est considéré comme récalcitrant.

Le [Tableau 4](#), regroupe des valeurs de DCO issues de la littérature, pour les principaux substrats urbains. Ces valeurs sont également associées à leurs pays de provenance.

Tableau 4: Mesures de la DCO sur des gisements de déchets urbains

Déchets	Valeurs	Pays	Publications
Boue primaire	DCO Total : 21,22 g/l	Afrique du sud	[84]
Boue primaire	DCO Total : 30851 +/- 210 mg/l	Pays-Bas	[83]
Déchet vert (tonte de gazon)	DCO Total : 275 +/- 81.1 g/kg	Allemagne	[56]
Déchet vert (coupe d'herbe)	DCO Total : 1,40 g/g MS	Irlande	[53]
Eau noire	DCO Total : 8060 ± 2950 mg/l DCO Soluble : 2440 ± 670 mg/l DCO AGV : 1640 ± 470 mg/l DCO Récalcitrante : 6010 ± 2790 mg/l	Allemagne	[80]
Eau noire	DCO Total : 9,5-12,3 g.l ⁻¹	Pays-Bas	[103]

Eau noire + Déchet de cuisine	DCO Total : 13,3-22,9 g.l ⁻¹	Pays-Bas	[103]
Déchet alimentaire	DCO Total : 238,5 g/l DCO Soluble : 106,6 g/l	Corée	[63]
Déchet alimentaire	DCO Total : 198 g/kg poids total DCO Soluble : 99 g/kg poids total	Variés	[62]
FODM	DCO Total : 431 +/-9,3 g/kg	Danemark	[68]
FODM	DCO Total : 140 - 575 g/kg	Variés	[61]

La DCO totale étant représentative de la charge organique des déchets, elle est assujettie à la même variabilité que les mesures de MS et MV en fonction des provenances des gisements. Les DCO des DA et DV sont toutefois proches et comprises entre 198 et 275 g/kg de substrat. Les valeurs de DCO retrouvées pour les eaux usées sont de l'ordre de 10 g/l de substrat et s'expliquent par la quantité de MV faible en proportion du volume totale du gisement.

Le Potentiel Hydrogène (pH), va influencer sur l'ensemble des processus de la méthanisation. Sa fluctuation peut également entraîner des effets inhibiteurs voir de toxicité pour certaines des espèces microbiennes présentes dans le digesteur [104]. L'optimum de pH pour la digestion anaérobie est proche de 7. Le pH du milieu est toutefois susceptible d'être modifié, en fonction de la composition de la fraction organique du gisement, de la rapidité de formation/conversion des métabolites et des conditions environnantes régnant dans le réacteur [1]. L'équilibre du pH lors des étapes de méthanisation est complexe, il nécessite généralement de recourir à des mesures régulières durant le processus de transformation. Ces mesures permettent d'anticiper de possible ajout de bicarbonate de sodium ou d'autres sources de solution tampon.

Le Titre Alcalimétrique Complet est une mesure qui indique le pouvoir tampon d'un substrat et ainsi sa capacité à stabiliser les variations de pH, proches de la neutralité [1]. Il est principalement défini par la concentration en CO₂ dissous dans la phase liquide (HCO₃⁻) et en ions carbonates et hydroxyles. Dans le cas d'une micro-méthanisation, le digesteur, étant particulièrement sensible aux modifications de pH, plus le titre alcalimétrique est élevé, plus le réacteur sera stable. Le résultat est classiquement donné en mg par litre de CaCO₃. Les valeurs comprises entre 2000 et 4000 mg/l de CaCO₃, permettent habituellement d'assurer la neutralité de la digestion anaérobie [82].

iii) Fraction Biochimique

La composition biochimique d'un substrat ou des fractions composants un substrat, permet de définir l'intérêt biologique d'un gisement de déchet en fonction du procédé de valorisation souhaité. Elle peut être déterminée par une analyse élémentaire, les résultats sont alors exprimés par des quantités de carbone (C), hydrogène (H), oxygène (O), azote (N) et de soufre (S). Elle peut également être exprimée en pourcentage ou en masse de protéine, lipide ou glucide par

masse de matière sèche [105]. De plus, elle peut être affinée par la détermination des fractions en lignine, hémicellulose et cellulose. Straka et al., 2007 proposent dans leur étude, une équivalence simplifiée, entre l'analyse élémentaire et les fractions biochimiques. L'emploi de modèle mathématique peut également permettre de déterminer, à partir de ces compositions biochimiques, la biodégradabilité d'une ressource ; le déroulement de l'hydrolyse [106] ; la production d'AGV ou encore ; les valeurs de potentiel méthanogène théorique [103, 105].

En plus de son rôle pour l'établissement de modèle théorique, l'analyse élémentaire permet aussi une optimisation dans la conduite du réacteur. A ces fins, le rapport C/N du substrat entrant est recommandé, pour la méthanisation, entre 20 et 30. La connaissance de la proportion de S permet elle, d'anticiper des risques d'inhibition du réacteur et posttraitements nécessaires sur le biogaz. En effet, une forte concentration en sulfate va favoriser la croissance des bactéries sulfato-réductrices (BSR) et la production d'H₂S. L'analyse élémentaire d'un substrat est généralement déterminée par des méthodes physico-chimiques (chromatographie, spectrométrie) ou par dosages chimiques. Le [Tableau 5](#) présente des valeurs issues de la littérature et relatives aux fractions de CHONS des différents substrats. Le rapport C/N apparait comme faible pour les boues, entre 15 et 20 pour les DA et supérieur à 30 pour les DV.

Les protéines apportées par un substrat sont une ressource énergétique pour la biomasse microbienne mais également la source principale de soufre et d'azote dans le digesteur. L'azote provenant de la dégradation des groupes aminés après rupture des liaisons peptidiques. Le soufre provient, lui, de la dégradation des amino-acides soufrés réalisant des ponts disulfures structurants les protéines [110]. Les glucides représentent une autre source d'énergie pour le développement des micro-organismes, toutefois leurs structures vont jouer un rôle clef dans la biodégradabilité d'un substrat. Si les glucides simples sont facilement biodégradables par les enzymes microbiennes, les polysaccharides, tels que la cellulose et la lignine, sont admis comme difficilement dégradables en anaérobiose. Le choix d'un gisement à des fins de valorisation par méthanisation doit ainsi tenir compte de sa concentration en composés difficilement dégradables. Ces derniers éléments ne participant peu voire pas à la production de biogaz [111,112]. Les lipides, sont une ressource énergétique importante pour la biomasse, elles libèrent toutefois lors de leurs dégradations, des acides gras à longue chaîne. En grande concentration ces derniers peuvent être sources d'inhibition pour la méthanisation. Une importante concentration en lipides va également entraîner la formation de colloïdes. Ces derniers peuvent former une barrière physique, empêchant l'accès des enzymes microbiennes (répulsions hydrophobes, hydrophiles), à certains nutriments [109]. Les fractions glucidiques, protéiniques et lipidiques sont, elles, mesurées par des analyses chimiques [113,114]. Les protocoles vont toutefois différer en fonction de la littérature [115–117].

La proportion de protéines, lipides et glucides, est notamment employée comme indicateur de la quantité de carbone disponible pour le développement des micro-organismes et ainsi la formation du biogaz [105]. Le [Tableau 6](#) indique les valeurs présentes dans la bibliographie pour les principaux déchets de la méthanisation.

Afin de tenir compte des fractions moins dégradables, voir non biodégradables, composant un substrat, il peut être déterminé les fractions de cellulose, hémicellulose et lignine. Cette

détermination est menée selon plusieurs protocoles, en utilisant l'analyse chimique et enzymatique [118–120] ou en utilisant la détermination par ATG [121,122]. Le [Tableau 7](#) présente les valeurs retrouvées dans la littérature, par type de substrat. Il apparaît que plus de 20% de la MS des BP et des DV est composé de lignine. Cette fraction est plus faible pour les DA, qui sont donc davantage dégradables.

Tableau 5: Profils biochimiques des principaux gisements de déchets urbains

Type de substrat	C (% MS)	H (% MS)	O (% MS)	N (% MS)	S (% MS)	Publications
Déchet Alimentaire	46,3 ± 0,7	-	-	2,1 ± 0,2	-	[123]
Déchet alimentaire	45,5 ± 7,5	7,0 ± 3,3	33,2 ± 6,7	2,8 ± 1,1	0,4 ± 0,2	[62]
FODM	37,7	5,7	14,9	3,3	0,1	[115]
FODM + Boue mixte	36	5,0	-	3,9	0,5	[124]
Eau Marron (sans urine) + Déchet alimentaire	45 ± 0,6	9,7 ± 0,8	39,5 ± 0,9	3,9 ± 0,1	-	[125]
Boue primaire	36,7	5,5	14,4	3,2	0,6	[126]
Boue primaire	39,90 ± 0,44	5,40 ± 0,09	28,30 ± 0,19	6,70 ± 0,25		[127]
Boue secondaire	37,6	5,7	21,5	6,9	0,6	[126]
Boue secondaire + Déchet vert	47,9	6,9	37,6	6,8	0,8	[128]
Paille de déchet vert	457,7 (g.kg ⁻¹)	59,4 (g.kg ⁻¹)	479,7 (g.kg ⁻¹)	0,7 (g.kg ⁻¹)	-	[129]
Déchet Vert	45,3 ± 0,3	-	-	1,1 ± 0,1	-	[123]

- : non renseigné

Tableau 6: Fractions biochimiques moyennes, les différents gisements urbains

Type de substrat	Protéine	Lipide	Glucide	Publications
Boue d'épuration déshydratée	21,2 % (MV)	11,8 % (MV)	62,7 % (MV)	[83]
Boue primaire	21,0 % (MV)	17,0 % (MV)	57,0 % (MV)	[114]
FODM	10-18 % (MS)	10-18 % (MS)	-	[115]
FODM	7,7-30 % (MV)	6,9-35 % (MV)	35,0-63,2 % (MV)	[61]
Déchet Alimentaire	21 % (MV)	15 % (MV)	36 % (MV)	[62]
Déchet de fruits et légumes	0,175-0,464 g/g MV	-	0,122-0,515 g/g MV	[108]

- : non renseigné

Tableau 7: Fractions en composés peu dégradables, moyennes pour des gisements urbains

Type de substrat	Hémicellulose (% MS)	Cellulose (% MS)	Lignine (% MS)	Publications
Boue primaire	-	10	26	[130]
Boue primaire déshydratée	1,5	19,3	8,2	[131]
Déchets verts	23,7 ± 0,7	32,1 ± 0,9	14,1 ± 0,7	[123]
Déchets verts	-	18,0	21,9	[132]
Déchets Alimentaires	9 ± 5	9 ± 8	7 ± 6	[62]
FODM	-	42,05 ± 2.12 (g.kg ⁻¹ MS)	13,50 ± 0,85 (g.kg ⁻¹ MS)	[133]

- : non renseigné

III / Principe de la méthanisation

a) La « niche méthanogène »

L'évolution des paramètres physiques au cours du procédé de méthanisation va permettre une succession de réactions biologiques conduisant au développement d'un consortium bactérien. Elle aboutit également à la transformation de la matière organique, majoritairement en méthane et dioxyde de carbone.

La [Figure 3](#), présente les variations de l'enthalpie libre lors de la variation de la pression partielle en H₂. Elle permet d'observer une plage de valeurs, propice à la formation de l'ensemble des sous-produits de la méthanisation. Cette « niche méthanogène » n'est possible que pour une pression partielle en H₂ faible permettant des conditions thermodynamiques précises (négatives pour toutes les réactions).

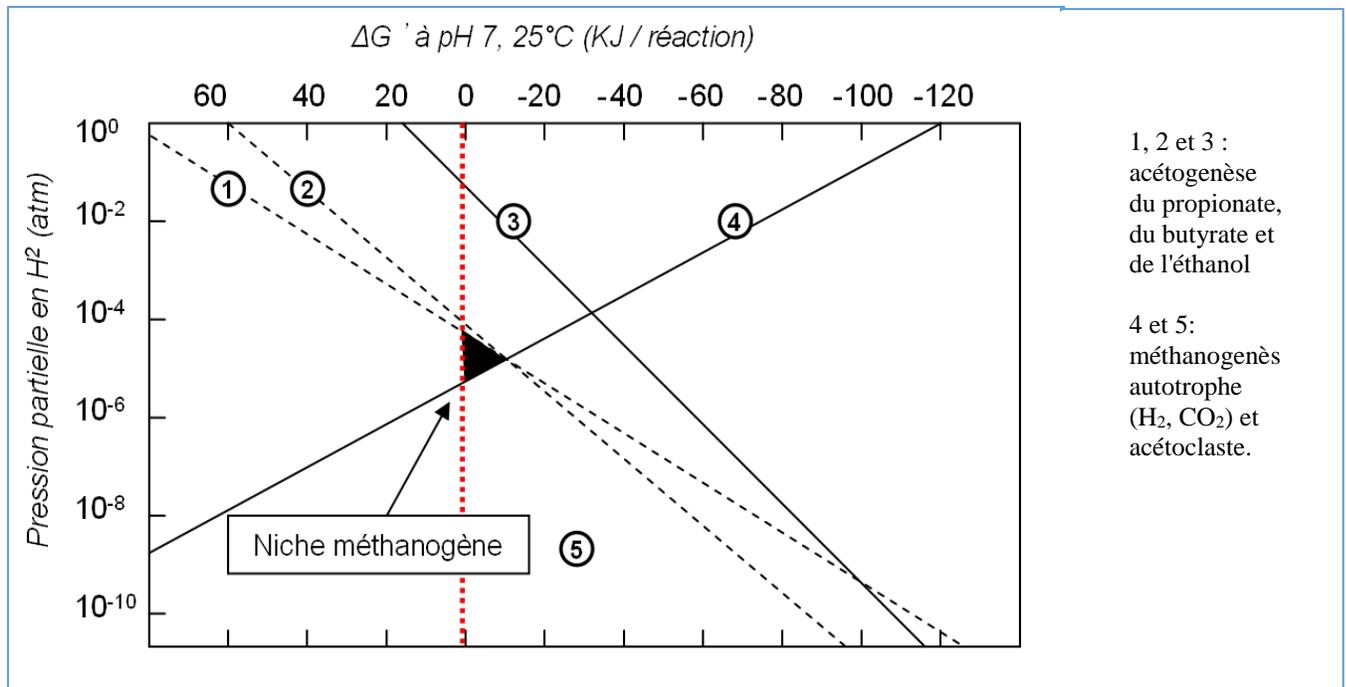


Figure 3: Evolution de l'enthalpie libre en fonction de la pression partielle en hydrogène [134,135]

b) Les voies métaboliques

La transformation du carbone organique en méthane et gaz carbonique va ainsi demander une alchimie entre paramètres physiques, chimiques et biologiques. La digestion anaérobie est communément définie à travers 4 grandes étapes, l'hydrolyse, l'acidogenèse, l'acétogenèse et la méthanogenèse. Chacune de ses étapes ne peut avoir lieu que par la présence de micro-organismes spécifiques, associée à des paramètres physiques précis (pH, température...) [104]. L'ensemble, des étapes composant cette transformation, est présentée dans la Figure 4.

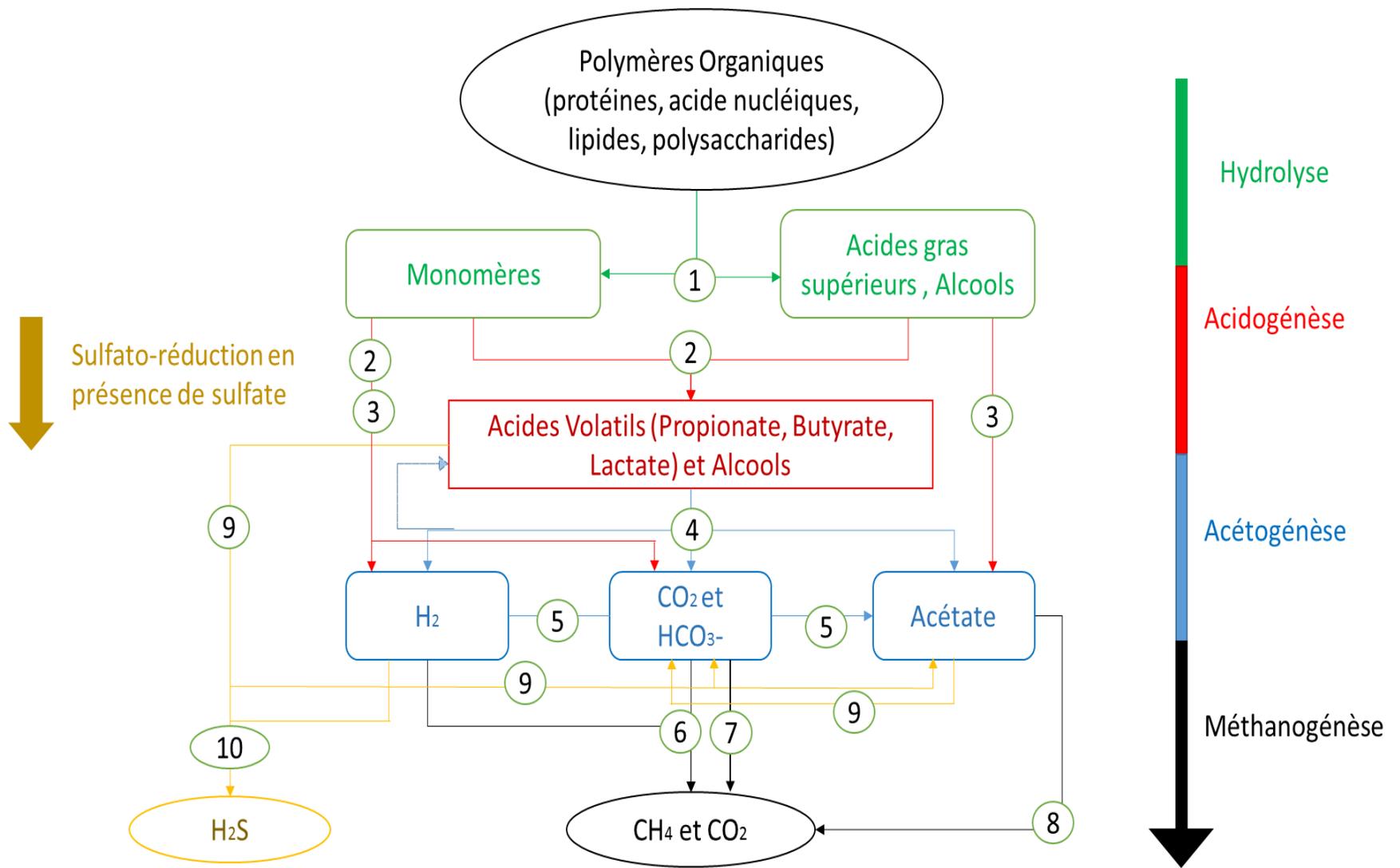


Figure 4: Les principales voies métaboliques de la digestion anaérobie, d'après [135–139]

1. Production de monomères, d'acides gras supérieurs et alcools à partir des polymères contenus dans le substrat. Ces processus se déroulent durant la phase d'Hydrolyse.
2. Consommation, durant l'Acidogenèse, des composés issus de l'Hydrolyse et production d'acides organiques, dont des acides gras volatils (propionate, butyrate). Production également, de composés neutres (alcools, glycérol...) et formation d' H_2 et de CO_2 .
3. Réaction minoritaire durant l'Acidogenèse, produisant à partir de monomères, d'acides gras supérieurs et d'alcools, de l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'acide acétique [137].
4. L'Acétogenèse hétérofermentaire, utilise les composés formés lors de l'Acidogenèse pour produire de l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'acétate. Une faible quantité d'acide volatil y est également produit [135].
5. L'Homoacétogenèse, produit de l'acétate par consommation de l'hydrogène et du dioxyde de carbone.
6. La méthanogenèse hydrogénotrophe, produit, elle, du méthane à partir d'hydrogène et de dioxyde de carbone.
7. Le transfert direct d'électrons entre les espèces (DIET) permet de convertir le CO_2 en méthane [138].
8. La méthanogenèse acétoclastique, transforme l'acétate en méthane. Cette voie peut toutefois consommer d'autres métabolites tels que le méthanol et méthylamine [136].
9. Les bactéries sulfato-réductrices (BSR) se séparent en deux groupes, (i) les premiers oxydent partiellement les acides volatils en acétate. (ii) Les seconds consomment les substrats organiques tels que l'acétate pour former du dioxyde de carbone.
10. L'utilisation du sulfate comme source d'énergie par les BSR, entraîne la formation de sulfure qui va se combiner avec l'hydrogène pour former de l' H_2S . Les BSR ont de plus la capacité de décomposer l'hydrogène pour en faire une source d'énergie [139].

i) L'Hydrolyse

La matière brute traitée dans un digesteur est complexe, elle est composée de macromolécules à haut poids moléculaire (polymère type cellulose, lipide, protéine...), sous cette forme ces composants ne sont pas assimilables par les micro-organismes de la méthanisation. L'hydrolyse consiste en une dégradation de ces macromolécules en monomères tel que du glucose, des acides gras et des bases azotées. Elle est réalisée au moyen d'exo-enzymes secrétées par les micro-organismes fermentaires [139]. L'hydrolyse est une étape essentielle à la méthanisation puisqu'elle permet de rendre disponible, la matière organique non solubilisée.

L'hydrolyse des glucides, comprend la dégradation des glucides simples et complexes. Les premiers représentent une source d'énergie facilement accessible pour la biomasse. Les seconds dont font partie la cellulose, l'amidon, l'hémicellulose et la lignine, sont plus ou moins difficiles à dégrader. Ces composés sont toutefois très abondants, ils servent en effet d'éléments structuraux ou de réserves d'énergies. La cellulose est par exemple, le polymère le plus présent sur Terre, de plus elle forme avec l'amidon, les polysides les plus fréquemment rencontrés dans la nature.

La biodégradabilité de ces composés va dépendre de leurs structures internes (accessibilité des enzymes) et des enzymes disponibles en fonction des conditions opératoires (anaérobie). Lorsqu'ils sont présents dans la nature, les polysaccharides composent des matrices denses, constituées d'oses simples liés entre eux selon différentes structures [140]. Une structure cristalline est une organisation ordonnée des molécules, elles sont alors reliées entre elles par des liaisons hydrogènes et l'accès aux enzymes y est difficile. Une structure amorphe possède une cohésion moins forte entre ses molécules, uniquement assurée par des liaisons osidiques, elles constituent des zones plus facilement accessibles. La biodégradabilité d'un polysaccharide correspond ainsi à la prédominance de structures cristallines ou amorphes liant les oses le composant [141].

Une proportion des glucides est donc soluble, insoluble ou inerte. Celle rendue soluble suite à l'hydrolyse, forme alors des monosaccharides et disaccharides, dont le glucose, qui seront ensuite utilisés au cours de l'acidogénèse.

L'hydrolyse des composés azotés, qu'elle soit d'origine protéique ou non (urée, créatinine), permet aux micro-organismes de synthétiser leurs protéines, éléments structuraux et acides nucléiques. Les protéines sont hydrolysées en polypeptides, oligopeptides et acides aminés, qui vont à leurs tours être assimilés par les micro-organismes et catabolisés. Les protéines proviennent généralement des déchets alimentaires. Les acides nucléiques présents, sont dus à la lyse des micro-organismes et vont également être une source de substrat pour la biomasse microbienne [104]. Les composés azotés non protéiques sont une des sources d'ammoniaque dans le réacteur et une source majeure d'azote cellulaire.

L'hydrolyse des lipides, conduit à la formation d'acides gras à longue chaîne et d'alcool (glycérol), ces éléments seront par la suite utilisés lors de l'acidogénèse pour composer la biomasse microbienne et former du propionate et divers acides. L'hydrolyse peut toutefois engendrer une très forte concentration en acides gras à longue chaîne, ces derniers vont alors entraîner une inhibition de leurs propres voies de dégradation. Leurs accumulations dans un

réacteur est donc une cause courante de diminution du rendement en méthane, ce qui nécessite de surveiller leurs concentrations [142]. Les lipides sont présents dans les déchets alimentaires sous forme d'huile et de graisse.

L'hydrolyse est toutefois dépendante de nombreux facteurs physiques, notamment dû au rôle prépondérant des enzymes. Ces dernières sont en effet des molécules protéiques, dont le comportement général est décrit par les équations de Michaelis-Menten. D'autres facteurs physiques, interviennent dans l'activité enzymatique, tel que le temps de rétention hydraulique (TRH), qui définit un temps de contact entre le matériel enzymatique et un substrat (notamment dans les réacteurs à plusieurs compartiments) [143]. La nature protéique des enzymes est également dépendante de leurs conformations et donc de l'influence de paramètres tel que la température ou le pH. Pour toutes ces raisons, l'étape d'hydrolyse est souvent considérée comme limitante. Elle est ainsi la source de nombreux prétraitements visant à optimiser et maximiser les paramètres influant son rendement [104,144].

ii) L'Acidogenèse

Suite à l'hydrolyse, la matière organique sous forme de monomères, est désormais disponible et accessible à la biomasse microbienne. Les composés vont alors, être transformés à l'intérieur des cellules des micro-organismes fermentaires afin de former des acides organiques (tel que le lactate) dont une importante fraction est représentée par les acides gras volatils (AGV, tels les acides acétiques, propioniques et butyriques). La flore acidogène va également conduire à la formation de composés neutres (alcool, glycérol), d'hydrogène et de dioxyde de carbone [104].

La [Figure 5](#), présente les voies métaboliques relatives à la dégradation des protéines, polysaccharides et lipides. Les proportions de ces composés dans le substrat à traiter vont influencer sur les produits de l'acidogenèse. En effet lors de cette étape, une importante quantité d'acide organique va être formée, par fermentation. L'acidogenèse permet ainsi d'obtenir les conditions d'anaérobiose et de pH, propices au développement de la flore acétogène, dont les acides organiques formés seront les substrats. A ce titre, il est intéressant de constater que les acides formés durant l'acidogenèse sont comparables à ceux produits dans d'autres fermentations telles que la fermentation lactique lors de l'ensilage des déchets verts, ce qui peut justifier l'emploi de ce procédé pour des traitements de type pré-méthanisation [145].

L'accumulation d'AGV, due aux métabolismes rapides de la flore acidogène, peut entraîner une forte diminution du pH et causer l'inhibition des étapes suivantes de la méthanisation. Des dosages des AGV peuvent ainsi être réalisés pour permettre un suivi de la réaction dans le réacteur. La composition et la croissance du consortium microbien, va également influencer sur la thermodynamique des réactions et sur l'équilibre du milieu. Il existe ainsi un lien entre les bactéries productrices d' H_2 (acidogenèse) et celles consommatrices d' H_2 (acétogène, méthanogène, BSR). Il permet ainsi la régulation de la pression partielle en H_2 et l'établissement de la niche méthanogène [137]. En présence de sulfate, cette régulation peut toutefois favoriser le développement de BSR, et avoir un effet inhibiteur sur le procédé (Chen et al., 2008).

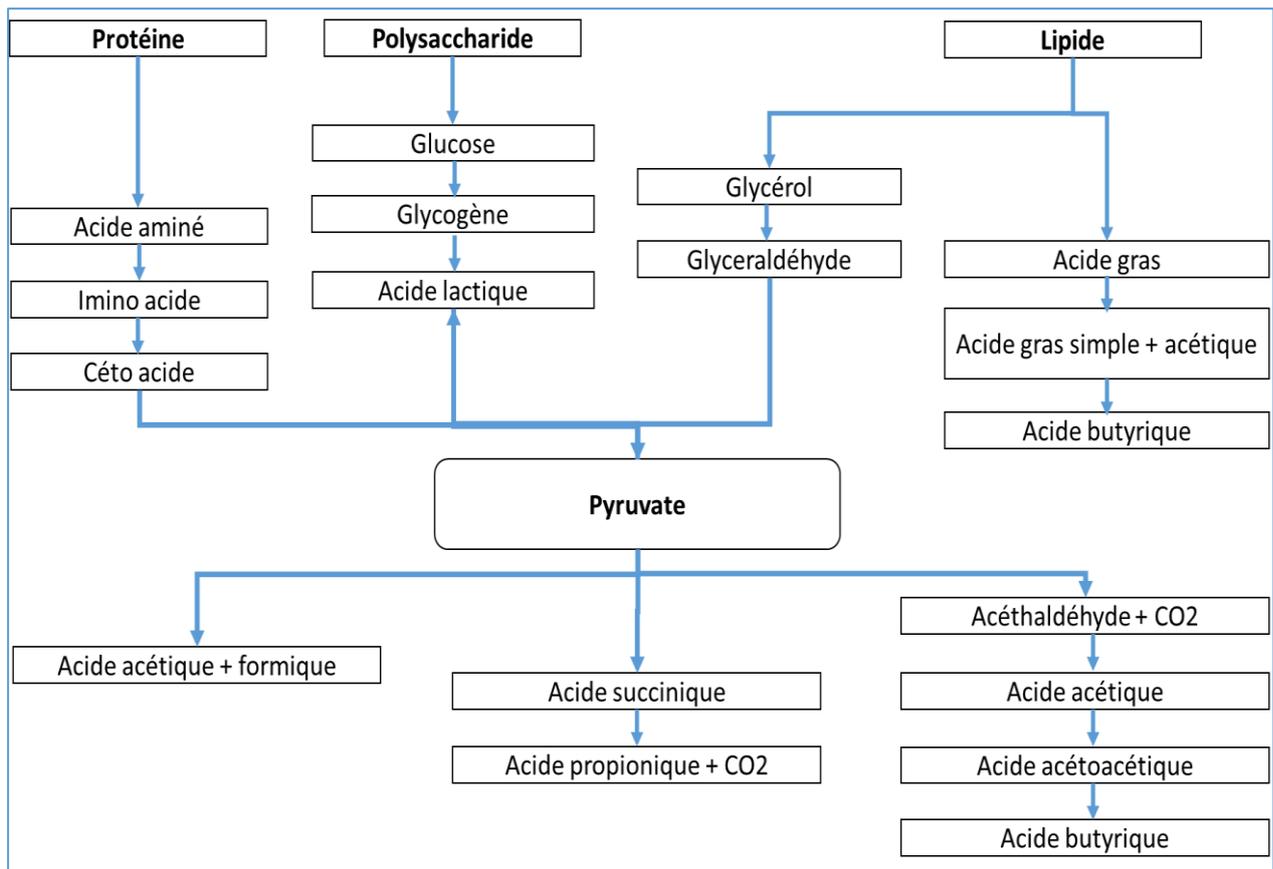


Figure 5: Principales voies métaboliques se produisant lors de la phase d'acidogénèse, d'après [146].

iii) L'Acétogénèse

Lors de cette troisième étape, les composés issus de l'acidogénèse vont être oxydés en substrats appropriés pour la formation du méthane soit, de l'acétate, du dioxyde de carbone et du dihydrogène. Les acides organiques formés précédemment, vont ainsi être oxydés par des bactéries acétogènes hétérofermentaires [147]. Cette conversion engendre la formation d'acétate mais libère également une importante proportion de H₂ et de CO₂. La réaction est toutefois thermodynamiquement défavorable et la quantité d'hydrogène produit peut également causer une baisse significative du pH dans le milieu et une inhibition de la méthanisation [139,148]. Il a ainsi été observé que la dégradation du butyrate (ΔG° positif) n'est possible qu'en présence de CO₂, qui, en réagissant avec l'H₂, forme alors de l'acetyl-CoA. Ce dernier, par l'intermédiaire de l'ADP, donnera par la suite, de l'ATP et de l'acétate (ΔG° négatif) [149]. L'équilibre généré permet de rendre la réaction globale, exergonique et cela grâce à deux autres types de bactéries, les homoacétogènes et les méthanogènes hydrogénéophiles [150]. L'acétate produit est également, en partie impliqué dans la réaction inverse, formant alors du H₂ et du CO₂ par oxydation. La réversibilité de cette production est, elle aussi, conditionnée par la consommation de l'H₂ formé.

Trois groupes de bactéries sont identifiés comme permettant l'acétogénèse :

- Les bactéries « Obligate Hydrogen Producing Acetogens » ou OHPA. Elles utilisent la voie hétérofermentaire et produisent de l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'acétate à partir des acides organiques issus de l'acidogénèse. Les conditions thermodynamiques de ces réactions sont défavorables. La pression partielle en H_2 devient donc limitante pour la réaction et nécessite que le H_2 soit rapidement consommé par des micro-organismes homoacétogènes, hydrogénotrophes (méthanogénèse) ou par des BSR [151]. Cela induit en outre, une simultanéité des étapes de dégradation ainsi qu'une syntrophie entre les espèces du consortium microbien.

- Les bactéries homo-acétogènes, sont divisées en deux groupes produisant, elles, l'acétate à partir des molécules organiques (bactéries non syntrophes (sous-groupe 1)), ou à partir de l'hydrogène et du dioxyde de carbone (les homoacétogènes (sous-groupe 2)). Ce second mécanisme est primordial pour l'obtention d'une pression partielle en H_2 comprise entre 10^{-4} et 10^{-6} . Cette dernière étant nécessaire à la thermodynamique des réactions, tout comme à l'établissement des conditions de méthanogénèse [152].

- Les bactéries sulfato-réductrices (BSR), se composent de deux groupes distincts. Un premier groupe, oxyde partiellement le lactate en acétate. Un second groupe convertit, lui, l'acétate et certains acides gras à longue chaîne en CO_2 . Les BSR peuvent être une importante source d'inhibition si le sulfate, est présent dans le digesteur en concentration non limitante. En effet leurs affinités avec l'hydrogène, le dioxyde de carbone et l'acétate, ainsi que leur vitesse de croissance élevée, peuvent leur permettre de dévier le processus de transformation vers la sulfite-réduction au détriment de la méthanogénèse [104]. C'est durant l'acétogénèse que le risque de développement des BSR est le plus important. Il peut alors être critique au développement du consortium microbien et empêcher la bonne croissance des archées responsables de la production de méthane. Il se produit alors une inhibition par compétition pour le substrat [153].

iv) La Méthanogénèse

La méthanogénèse est souvent considérée comme l'étape critique de la méthanisation. Essentielle à la formation du biogaz, elle comprend la conversion de l'acétate en méthane et CO_2 , ainsi que la formation de méthane et d' H_2O par la consommation de dioxyde de carbone et du dihydrogène présent [154].

La première conversion, représente généralement 70% de la production de méthane, ce qui en fait la voie majoritaire pour l'obtention de ce composé. Elle est généralement réalisée par des archées acétoclastiques [137]. Il est à noter que d'autres types de micro-organismes acétoclastiques peuvent également exister dans des conditions thermophiles [155]. La seconde réaction productrice de méthane, est possible par la présence de bactéries hydrogénotrophes, ces dernières produisent environ 30% du CH_4 et permettent la consommation du dihydrogène et sa régulation. Il existe donc un lien syntrophique entre elles et les OHPA de l'acétogénèse [156].

La criticité de la méthanogénèse provient principalement de la sensibilité des micro-organismes impliqués dans sa réalisation. Ainsi, pour des raisons de thermodynamique des réactions et d'affinité pour les substrats, des compétitions entre les méthanogènes et les hydrogénotrophes ou les BSR sont identifiées. Le risque d'inhibition va alors dépendre du ratio DCO/SO_4^{2-} , si ce dernier est élevé, la concentration en sulfate est le facteur limitant au

développement des BSR [157]. La température influe, elle aussi, sur le risque d'inhibition, il est ainsi établi qu'à 37°C, la compétition est en faveur des BSR. Des études présentent cependant un inversement des tendances avec une dominance des méthanogènes pour des températures de 55°C et ceux malgré des concentrations importantes en sulfate [158]. L'effet identifié est une compétition pour les donneurs d'électrons entraînant l'arrêt de la réduction du sulfate tout comme celui de la méthanogenèse [159]. La nature du substrat peut ainsi grandement impacter la méthanogenèse. Elle peut en effet favoriser le développement de micro-organismes compétiteurs, par une concentration notamment en sulfate ou libérer des composés inhibiteurs lors de sa dégradation.

Ainsi la présence d'ammoniac, libre (NH_3) ou sous forme d'ion ammonium (NH_4^+) peut entraîner une toxicité directe ou indirecte de la méthanogenèse. Cette toxicité sera fonction de la température, du pH et du temps de séjour. Dans cet exemple, l'inhibition provient alors d'une baisse importante du pH ou d'une inactivation des pompes à protons (transport du K^+) entraînant l'arrêt de la méthanogenèse [160].

Il a également été démontré une sensibilité des micro-organismes de la méthanogenèse aux AGV produit lors de l'acidogenèse, notamment à l'acide butyrique. Cela s'explique par les baisses de pH qu'ils opèrent. En effet, les AGV se diffusent aisément à travers la membrane des micro-organismes et causent une chute du pH intracellulaire. De plus les interférences, créées par leurs chaînes apolaires, augmentent la perméabilité des membranes renforçant les effets de chute du pH et de toxicité pour les méthanogènes [161,162].

Les Archées proviennent d'un domaine phylogénétique différent des bactéries et des eucaryotes. Ces micro-organismes sont primitifs (pas d'organites, ni de noyaux) et facilement inhibés, leur croissance est également la plus lente du processus de méthanisation [135]. L'ensemble du consortium microbien et les étapes biologiques successives doivent donc être surveillés pour permettre d'obtenir les conditions favorables à leur développement.

Sur l'ensemble des métabolites produites par les bactéries fermentaires et acétogènes, seul l'acétate et l'hydrogène seront employés directement par les micro-organismes méthanogènes. Au final, il est estimé que, uniquement 50% de la DCO biodégradable sera décomposée en acide acétique et hydrogène, permettant par la suite la formation du méthane et du CO_2 [139].

v) Test du Potentiel Méthane (BMP)

Afin de déterminer la pertinence d'une co-alimentation ou en tant qu'analyse préliminaire au dimensionnement d'une installation, il est souvent réalisé un test du Potentiel Méthane ou BMP (pour Biochemical Methane Potential). L'objectif est alors d'évaluer la production maximale de biogaz possible pour un échantillon traité par méthanisation. Les cinétiques obtenues permettent également d'évaluer la vitesse de dégradation du substrat et ainsi aider au dimensionnement d'un réacteur.

Le test de BMP présente toutefois plusieurs inconvénients. Il est réalisé dans de faibles volumes, parfois sans agitation, ce qui peut entraîner la rapide accumulation d'éléments inhibiteurs selon la nature des substrats. Sa composition en glucides difficilement dégradables tels que la lignine ou la cellulose, va également être impactante [163]. Le ratio I/S utilisé doit également être optimisé afin de garantir une stabilité de la réaction, il en est de même pour le choix des nutriments et de leurs concentrations [96]. En cas de ratio I/S faible, les micro-organismes seront en trop faible quantité par rapport au substrat. Le risque d'inhibition de la réaction par accumulation d'AGV va alors, grandement croître [164]. Il existe ainsi un nombre élevé de publications scientifiques traitant de la réalisation de ces tests, en tenant compte en outre, du rapport I/S, de l'apport en nutriment ou de l'agitation. Sur l'ensemble du panel de techniques utilisables pour réaliser le test de BMP, aucune ne se veut exhaustive et toutes présentent des avantages, des inconvénients et des biais dans les résultats. La matière première peut également y être traitée seule ou par co-alimentation. Elle est alors modifiée par le mélange d'un ou plusieurs déchets organiques. La co-alimentation est ainsi étudiée, afin d'apporter une optimisation du procédé. En fonction des proportions et de la nature des déchets mélangés, elle offre un substrat plus ou moins stable et riche en nutriment. Elle peut être utilisée pour traiter l'ensemble des gisements de matières organiques d'un environnement donné ou pour appliquer des effets de dilution à une matière initialement trop toxique. Cela permet également d'augmenter ou d'abaisser sa siccité [165]. La co-digestion, est ainsi, généralement, employée pour produire une plus grande quantité de biogaz, ou un biogaz plus riche en méthane [161, 162, 163, 164].

IV /Conduite de la méthanisation :

De manière générale les facteurs influençant le processus de méthanisation sont classés selon deux catégories : ceux favorisant et accélérant les cinétiques et ceux dits « inhibiteurs », dont la présence en plus ou moins forte concentration va être préjudiciable au procédé. La gestion des premiers, permet l'optimisation du processus de méthanisation et celle des seconds, assure le bon déroulement de chaque étape du procédé. Certains facteurs vont toutefois présenter ces deux rôles, en fonction notamment de leurs concentrations et des conditions opératoires fixées. Le [Tableau 9](#), fait état des données issues de la littérature concernant les principaux facteurs d'influence de la méthanisation.

a) Facteurs d'influence

i) L'enthalpie libre (ΔG°)

Elle est l'expression de la thermodynamique des réactions de méthanisation. L'enthalpie libre est ainsi fonction de la température et de la pression. Les réactions qui ont lieu durant l'acétogenèse présentent, dans des conditions standards, des ΔG° positifs. Un apport énergétique est donc nécessaire à leurs réalisations [170]. Afin d'assurer cet apport d'énergie tout en maintenant la température du milieu, le recours à un chauffage des réacteurs de méthanisation est couramment employé. Ces réactions nécessitent également, pour être réalisées, des conditions de pression partielle en H_2 très faible, entre 10^{-4} et 10^{-6} atm [171]. Pour cette raison, l' H_2 produit par les OHPA doit être consommés rapidement par les micro-organismes de la méthanogenèse [172]. Une température supérieure dans le digesteur diminue également la solubilité de l' H_2 dans le milieu et favorise ainsi ces réactions. Le **Tableau 8**, présente les valeurs de ΔG° nécessaire à la dégradation de l'éthanol, du propionate et du butyrate durant l'acétogenèse [135]. Les phases de fermentation et de méthanogenèse ont, elles, un ΔG° négatif, mais les voies respiratoires anaérobies étant bien plus courtes que celles aérobies, la production d'ATP est moindre et l'énergie générée reste faible [173].

Tableau 8: Equations et enthalpies libres des réactions de dégradation anaérobie de l'éthanol, du propionate et du butyrate, d'après [135,170,174]

Substrats	Produit de la réaction	ΔG° (kJ)	ppH ₂ pour $\Delta G'^* < 0$
$CH_3CH_2OH + H_2O$	$CH_3COO^- + 2H_2 + H^+$	+ 9,65	$< 10^{-1}$
$CH_3CH_2COO^- + 2H_2O$	$CH_3COO^- + 3H_2 + CO_2$	+ 71,67	$< 3 \cdot 10^{-5}$
$CH_3(CH_2)_2COO^- + 2H_2O$	$2CH_3COO^- + 2H_2 + H^+$	+ 48,10	$< 6 \cdot 10^{-5}$

* $\Delta G'$ est calculée en modifiant seulement la pression partielle en H_2 par rapport à ΔG° ; les valeurs de ΔG° sont calculées à partir des enthalpies libres de formation des composés donnés.

ii) Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh)

Ce paramètre permet d'appréhender les voies métaboliques qui peuvent être rencontrées lors du processus de méthanisation. La **Figure 6**, présente les demi-couples des principaux accepteurs d'électron impliqués dans les réactions biochimiques, en fonction du potentiel redox et de l'enthalpie libre. L'échelle des potentiels rédox Eh (mV) est donnée pour un pH de 7 et une P_{CO_2} de 10^{-2} atm [134]. L'étape d'hydrolyse se déroule avec un Eh, positif mais proche de l'anoxie. Les bactéries aéro-anaérobie facultative, tel *Bacillus spp.* vont donc utiliser l'oxygène encore présent dans le milieu comme accepteur final d'électron. Par la suite,

l'Eh décroissant, les micro-organismes vont recourir à la respiration anaérobie. L'accepteur final d'électron privilégié est alors l'ion nitrate, puis à mesure que l'Eh diminue, le sulfate, le manganèse et le fer (non majoritaire dans le cas du fer et du manganèse car ils sont très peu solubles) [134]. La méthanogenèse se produit uniquement dans des conditions d'anaérobiose stricte (Eh entre -300 et -500 mV), les bactéries du genre *Methanobacter*, utilisent alors le dioxyde de carbone comme accepteur final d'électron. Lors de la méthanogenèse les deux principaux donneurs d'électron sont l'hydrogène, formé notamment lors de l'acétogenèse par les OHPA, et l'acétate. Lors de la méthanisation, la compétition entre les archées et les BSR, en présence de sulfate, est possible car les demi-couples impliqués, interviennent pour des plages de valeurs proches. Ces micro-organismes possèdent de plus, la capacité d'utiliser des substrats similaires (principalement le H₂) [135]. Toutefois l'affinité avec ces substrats (K_m faible) est meilleure chez les BSR que chez les archées, il en est de même pour leur vitesse de croissance [175]. Dans le cas où l'accepteur final d'électron des BSR, le sulfate, est fortement présent dans le milieu, leur multiplication peut donc être suffisante pour inhiber la méthanogenèse [159]. Un mécanisme d'inhibition similaire a été rapporté dans le cas d'une forte concentration en Fe³⁺, par les micro-organismes réducteurs des ions ferriques [176].

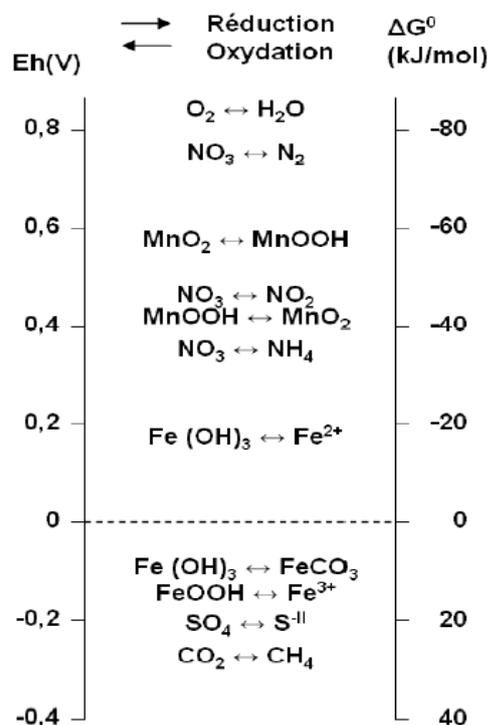


Figure 6: Potentiel rédox des demi-couples impliqués dans les réactions biochimiques [135]

iii) La température

Elle agit sur toutes les cinétiques enzymatiques en suivant les lois d'Arrhenius, la bonne maîtrise de la température permet donc une optimisation fine des procédés biologiques. Cette optimisation comprend les barrières énergétiques propres aux réactions de transformation des substrats, la croissance de la biomasse microbienne mais également la viscosité du milieu ou les paramètres de transfert et de solubilité entre les phases gaz/liquide. Tel que vu

précédemment, la méthanisation n'est possible que pour des pressions partielles en H₂ très faibles, mais supérieures à 10⁻⁶ atm [135]. Une température de réaction élevée à un effet significatif, sur la pression partielle en H₂ dans le méthaniseur [104]. Les réactions endergoniques vont être favorisées, notamment la transformation du propionate en acétate, CO₂ et H₂, alors que les réactions exergoniques, comme celle de consommation de l'H₂ par les bactéries hydrogénotrophes, vont être limitées [139]. La température influe également sur le consortium microbien en fonction des affinités de température des différentes flores [155]. L'importance de la température peut aussi être un enjeu économique et sanitaire (destruction de germes pour une valorisation du digestat) [177,178]. Enfin, elle peut également augmenter la biodégradabilité d'un substrat en fonction de sa nature. Toutefois, le bénéfice alors réalisé est à comparer aux coûts liés au chauffage nécessaire [179]. La conduite de réacteur en fonction de la température de consigne sera détaillée ultérieurement [Températures de fonctionnement].

iv) Le pH

Tout comme la température, le pH agit sur les cinétiques biologiques, en modifiant notamment les structures protéiques et donc les sites d'accroches entre enzymes et substrats. De plus, il va conditionner le développement du consortium microbien en fonction des optimums de pH de chaque espèce en présence. Les micro-organismes permettant la méthanogenèse, ont un pH favorable situé entre 6,5 et 7,2. Ceux réalisant les étapes fermentaires, sont moins sensibles aux variations et acceptent des pH, allant de 4,0 à 8,5 [104]. Le pH optimal pour réaliser la digestion anaérobie est généralement fixé entre 7,0 et 7,5 [180]. Des variations de ce paramètre vont être présentes tout au long du processus de méthanisation par acidification ou alcalinisation du milieu, dues aux substrats intermédiaires formés lors des réactions. Ces modifications sont sources de déséquilibre pour le procédé, par exemple par une accumulation des AGV, pouvant acidifier le milieu jusqu'à des valeurs de pH proche de 4,5 [146]. Le pH va de plus, influencer sur la présence de l'ammoniaque sous la forme NH₃ ou NH₄⁺, composés plus ou moins inhibiteurs de la méthanisation [151]. Afin d'affiner la conduite du processus, le pouvoir tampon du milieu peut ainsi être calculé et des correcteurs d'acidité peuvent être ajoutés [15]. L'acidification du milieu peut également être causée par solubilisation du CO₂, contenue dans le biogaz. La loi d'Henry permet ainsi de définir la proportion de CO₂ dissous et celle présente en phase gazeuse [82]. Dans le cas de la méthanisation d'un substrat riche en ammoniaque (dégradation des protéines), ce dernier va réagir avec la fraction de CO₂ dissous pour former une solution tampon.

b) Paramètres d'optimisation

i) La réduction de la taille des particules

Elle est réalisée lors de l'hydrolyse du substrat ou par l'emploi de prétraitement spécifique. Elle permet d'augmenter les surfaces d'échanges ainsi que l'accessibilité des enzymes, entraînant alors une accélération de leurs cinétiques de dégradation. Comme présenté dans le [Tableau 9](#), cela a également un effet positif sur la production de biogaz, tout en permettant une diminution du volume des installations [15]. Ces bénéfices vont toutefois dépendre du temps de traitement, de son intensité, mais également de deux paramètres intrinsèques au substrat, sa teneur en fibre et sa biodégradabilité. En effet, même si la réduction de la taille des particules est toujours profitable à la méthanisation, elle ne sera optimale que lors de

l'emploi d'un substrat lentement dégradable et riche en fibre [181]. Des contraintes économiques, apparaissent également entre les coûts nécessaires au prétraitement et les bénéfices de rendement obtenus (Principe de Pareto). A titre d'exemple, la méthanisation de peaux de bananes pour des tailles de particules de 0,40mm ou de 0,088mm, produit une quantité de biogaz presque similaire. [98]

ii) **Le temps de rétention hydraulique et temps (TRH)**

Ce paramètre correspond au temps moyen passé par le substrat dans le digesteur, pour un fonctionnement continu ou semi-continu. Le TRH correspond au rapport de volume du réacteur sur le débit de l'effluent [152]. La détermination de ce paramètre permet le dimensionnement d'un réacteur, en fonction de la vitesse de dégradation du substrat et de la durée de séjour souhaitée. Ce choix conditionne, de plus, les caractéristiques du digestat produit, de par son impact sur le rendement épuratoire du procédé [104]. Ainsi, l'augmentation du TRH induit généralement une meilleure dégradation du substrat due à un temps d'hydrolyse plus long, une production de méthane supérieure mais des coûts de fonctionnement et de dimensionnement également plus importants. A l'inverse, un TRH court, est économiquement préférable, mais peut toutefois favoriser l'accumulation d'AGV, inhibiteur de la méthanisation et nécessiter un posttraitement plus important du digestat. Un équilibre est donc nécessaire entre le temps de dégradation, la production de biogaz et le dimensionnement des installations. L'optimisation de la valeur du TRH peut être déterminée en fonction des cinétiques de dégradation de la matière et donc du renouvellement en nutriment nécessaire au milieu [94]. Il peut également être fixé en fonction des temps nécessaires au bon développement des communautés microbiennes, soit pour favoriser celles souhaitées ou limiter l'établissement de souches compétitrices [95, 177]. En effet, comme indiqué dans la [Tableau 9](#), sous certaines conditions, une augmentation du TRH peut avoir un effet néfaste sur la production de biogaz et l'équilibre de la réaction. Une détermination précise de ce paramètre entraîne sensiblement une optimisation du procédé [178, 179].

iii) **Le rapport C/N**

Il est un indicateur couramment utilisé dans le dimensionnement et le suivi de la méthanisation. Il rend compte des éléments nécessaires à la croissance microbienne et ainsi de l'équilibre métabolique du ou des substrats employés. Le carbone (C) est un composant essentiel à la croissance des micro-organismes, il est présent dans toutes les structures organiques [185]. Sa disponibilité est l'un des facteurs limitant le développement du consortium microbien. L'autre facteur limitant, étant la concentration en azote (N) dans le milieu. Tout comme le C, l'azote provient de la dégradation de la matière, en faible quantité il est indispensable et bénéfique à la méthanisation. Sa dégradation en azote ammoniacal est source de stabilité pour le réacteur (pouvoir tampon). Il est, de plus, un élément structural nécessaire à la synthèse des protéines [126]. Un déséquilibre entre ces deux composés peut toutefois être préjudiciable à la méthanisation. En effet une importante concentration de C peut engendrer une acidification rapide du milieu, qui en absence d'azote ammoniacal, inhibera la méthanogénèse. A l'inverse la croissance microbienne sera lente, voire stoppée si la concentration azotée est trop faible [186]. Enfin, l'azote en forte concentration est un des

acteurs fréquents d'inhibition de la méthanisation, sous les formes d' NH_3 et d' NH_4^+ . Afin de satisfaire les besoins des micro-organismes, un ratio C/N optimal entre 20 et 30 a été défini par Parkin et Owen (1986) [187]. Dans le but d'obtenir ce ratio, la co-digestion est une des voies les plus fréquemment employées. L'alimentation d'un méthaniseur avec plusieurs déchets a, alors, pour but de compenser le déséquilibre de l'un des substrats ou de disposer de substrats qui s'équilibrent entre eux. A titre d'exemple, Sosnowski et al. (2003) indique que lors de la digestion de boue d'épuration, l'adjonction de 25 % d'FODM permet d'augmenter le ratio C/N de 9:1 à 14:1 [124].

c) Facteurs d'inhibitions

i) L'ammoniaque

Il fait partie des nutriments essentiels à la survie du consortium bactérien. Toutefois à des concentrations élevées il peut s'avérer toxique et inhibiteur pour la réaction de méthanisation. L'ammoniaque provient de la décomposition de matières organiques riches en azote telles que les protéines ou l'urée. Sa concentration va donc dépendre, de leurs concentrations mais également de conditions opératoires, tels que le TRH ou la température [157]. L'azote total est présent dans un digesteur, sous formes d'azote organique, de nitrate, de nitrite, d'ion ammonium (NH_4^+) et d'ammoniac libre (NH_3). La quantification de l'azote d'un échantillon se fait généralement par détermination du Kjeldahl (NTK) après minéralisation de la matière organique ou de la concentration en TAN, pour Total Ammonia Nitrogen [188]. La [Figure 7](#) présente les voies métaboliques régissant les transformations des nitrates, nitrites et de l'azote organique. L'équilibre entre NH_4^+ et NH_3 va être fonction des valeurs de pH présentes dans le réacteur. Ainsi, pour des concentrations en H^+ élevées (pH acide), la présence d'ions ammoniums sera majoritaire. A pH donné, le rapport entre la concentration de ces ions et le NTK permet de déterminer, le pourcentage de matière organique minéralisable et traduire de sa biodégradabilité [189]. Si les deux formes de l'ammoniaque sont inhibitrices de la méthanisation c'est toutefois à pH basique, sous la forme NH_3 , que le composé sera le plus toxique [151]. L'ammoniac libre est en effet particulièrement toxique de par sa capacité à pénétrer facilement la membrane cellulaire et une fois à l'intérieur des cellules, causer des déséquilibres dans les pompes à proton et potassium, (homéostasie). Ainsi, il a été montré qu'une concentration en NH_3 dans le milieu, de 150-200 mg/l suffisait pour être toxique pour les micro-organismes méthanogènes. Pour obtenir les mêmes effets, une concentration de 3000 à 5000 mg/l est nécessaire pour l'ion ammonium [104,190]. Comme précisé dans le [Tableau 9](#), l'inhibition causée par de trop fortes concentrations en azote est généralement basée sur des effets de seuils. Une fois un certain seuil passé, la méthanisation est alors stoppée due à l'inhibition des archées méthanogènes et plus particulièrement des acétoclastiques, davantage sensibles à la présence de l'ammoniaque que les autres micro-organismes du consortium [139,157].

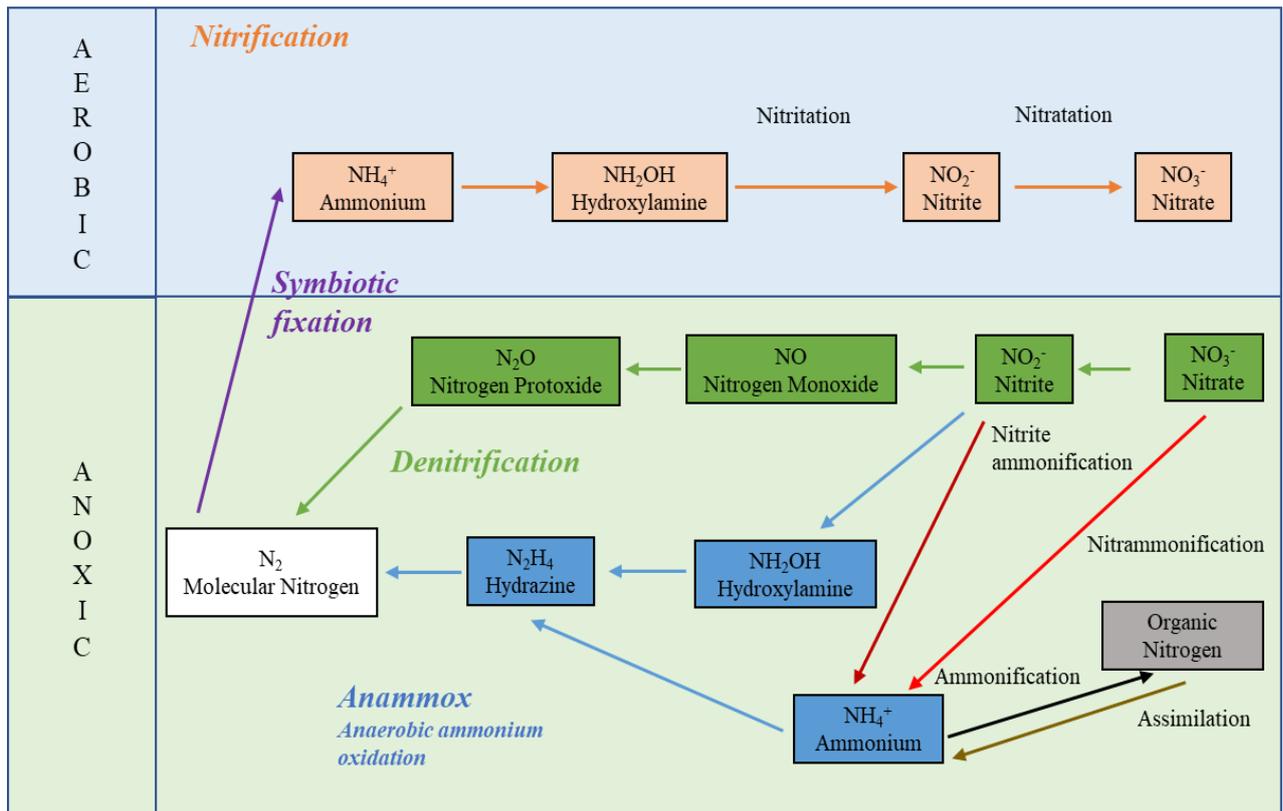


Figure 7: Voies métaboliques de conversion de l'azote, adapté depuis [191]

En plus de la toxicité des sous-composés ammoniacaux, à partir d'une base azotée, plusieurs voies métaboliques peuvent être préjudiciables à la méthanisation. La Figure 7 présente ces voies et la formation de composés qui en résultent. Le développement des flores liées à ces réactions est également la source d'une compétition pour le substrat, dans un digesteur [192,193]. Ainsi la dénitrification a notamment été identifiée dans des cas d'inhibition partielle ou totale de la méthanisation des eaux usées, après des traitements aérobies [194–197].

Le rapport donneur d'électrons/accepteur d'électrons du milieu (DCO/N-NO_x) est un des paramètres mis en évidence comme impactant la voie de réduction du nitrate choisie [196]. Si la réaction est menée avec une forte charge organique, la réduction dissimulatrice en azote ammoniacal puis l'anammox seront favorisés par rapport à la dénitrification et inversement pour des charges organiques faibles [198].

ii) Les acides gras volatils (AGV)

Ils sont produits lors de l'acidogénèse, de la matière organique. Une hausse rapide de leur concentration dans un réacteur peut entraîner un changement brutal du pH [151]. Les AGV sont toutefois des intermédiaires essentiels à la digestion anaérobie. En effet l'acide acétique va être converti directement en méthane. Les acides butyriques et propioniques le seront eux, après transformation en acétate et en hydrogène [199]. L'accumulation d'AGV apparaît lorsque leur vitesse de formation est bien supérieure à leur vitesse de conversion, en précurseur de la méthanogénèse [152]. Le risque est alors d'entraîner une inhibition des micro-organismes permettant la méthanogénèse, causée par leur sensibilité aux baisses de pH. La littérature révèle également que des inhibitions peuvent survenir entre les différentes voies métaboliques de dégradation des AGV [200,201]. A titre d'exemple, une concentration élevée

en acide acétique va inhiber partiellement la dégradation du propionate, sans toutefois affecter celle, du butyrate [202,203].

iii) Le sulfate

Le sulfate est présent principalement dans les effluents, il est utilisé comme accepteur d'électron et dégradé par les micro-organismes sulfato-réducteurs, en sulfite. Une inhibition de la méthanisation peut toutefois être consécutive à la production de ces sulfites. Ces composés sont en effet toxiques pour la flore méthanogène à des concentrations de 120-140 mg/l et de 160-200 mg/l pour la flore sulfato-réductrice. Comme présenté dans le [Tableau 9](#), l'inhibition va donc dépendre de la concentration en composés toxiques mais également du TRH. Plus ce dernier va être élevé et plus l'effet inhibiteur sera important [204]. La présence de sulfate va également être impactante dans les phénomènes de compétition entre les micro-organismes. La [Figure 8](#) présente les réactions, respectivement de méthanogénèse et de réduction du sulfate ainsi que les valeurs des enthalpies libres associées à ces réactions. Le développement compétitif des BSR vis-à-vis de la méthanogénèse, en présence de sulfate, s'explique notamment par cet avantage énergétique. La réduction du sulfate ayant en effet, une enthalpie plus négative que les deux voies métaboliques possibles pour les flores méthanogènes.

Méthanogénèse	ΔG°	Réduction du sulfate	ΔG°
$\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \Rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-135 kJ	$\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}_2 \Rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{OH}^-$	-154 kJ
$\text{CH}_3\text{COOH} \Rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	-28,5 kJ		

Figure 8: Thermodynamique des réactions, d'après [205]

Un développement majoritaire des BSR, va ainsi entraîner, une compétition pour les substrats nécessaires à la méthanogénèse [151]. Choi et Rim, ont étudié en 1991, le ratio $\text{DCO}/[\text{SO}_4^{2-}]$, afin d'anticiper une potentielle inhibition par compétition entre les flores microbiennes. Ils en concluent que le risque se situe à des ratios entre 1,7 et 2,7. Un ratio plus élevé assure en revanche la prédominance des micro-organismes méthanogènes [204].

iv) Les cations métalliques

Le potassium et le sodium se retrouvent en concentrations plus ou moins fortes dans les substrats de la digestion anaérobie. En faible concentration, des études montrent, qu'ils contribuent à une augmentation de la production de biogaz [206]. Toutefois lors de concentrations plus importantes, ils peuvent entraîner un effet inhibiteur important, sur les micro-organismes de la méthanisation. Ils agissent alors directement sur le potentiel membranaire des cellules et sur les pompes à protons [151]. Van Lier et al, en 1998 démontre que lors de la méthanisation d'eaux usées riches en lipides et en sulfates, une concentration de

5g/l en sodium ne cause pas d'effet inhibiteur, alors que 50% de l'activité méthanogène acétotrophique est inhibée par une concentration de 10g/l [207]. Une inhibition totale des méthanogènes acétotrophiques étant observée à des concentrations en sodium de 14 g/l. Fang et al., 2011 rapporte respectivement, des seuils de sodium et potassium de 11 g/l et 28 g/l causant une inhibition de 50% du biogaz produit [208]. Les études menées sur les seuils d'inhibition du potassium et/ou du sodium indiquent qu'ils vont dépendre du TRH, de la température mais également de la capacité d'acclimatation du consortium microbien. Cette dernière donnée, rend compte de la capacité des micro-organismes, à s'adapter à une source initialement toxique, en fonction du temps. De plus, la sensibilité vis-à-vis de ces éléments ne va pas être similaire pour l'ensemble des flores microbiennes [201,146].

v) **Les métaux lourds**

Ils vont être présents sous la forme de chrome, de cobalt, de fer, de zinc, de cadmium ou encore de nickel. Ce sont des microéléments qui, présents en faible concentration, permettent une amélioration de la production de biogaz. Si les métaux lourds sont, de par leurs natures, essentiels à la méthanisation, ils peuvent présenter, en forte concentration, un effet inhibiteur pour les différentes flores microbiennes et la production des précurseurs de la méthanisation [210]. Ils sont parfois identifiés comme des causes majeures d'échecs ou de troubles dans la conduite de méthaniseurs ([211] Hickey citant Swanwick et al., 1969). Sous leurs formes solubles, ils entraînent la précipitation des sulfures, carbonates et hydroxydes et la formation de complexes par précipitation avec des intermédiaires de la méthanisation [151]. La toxicité des métaux lourds va impacter différemment les réactions de la méthanisation. Ainsi, la production d'acide acétique est plus impactée, par ordre décroissant de toxicité, par le $Cu > Zn > Cr > Pb > Ni$ [204, 202].

L'effet des métaux lourds est couramment attribué à leurs capacités à rompre les fonctions et structures enzymatiques, par liaisons avec les groupements thiol de certaines protéines. Ils peuvent également remplacer les métaux initialement présents dans les groupements prosthétiques et ainsi inhiber le fonctionnement des enzymes [151]. Sur les micro-organismes, leurs formes solubles entraînent majoritairement des effets bactériostatiques [213].

Les différences entre les concentrations engendrant des effets bénéfiques pour la méthanisation et celles provoquant des effets inhibiteurs sont cependant difficiles à trouver dans la littérature.

Tableau 9: Principaux facteurs d'optimisation et d'inhibition de la méthanisation

Facteurs d'influences	Substrat(s) majoritaire(s)	Optimisation	Inhibition	Publication(s)
Température	Déchets alimentaires	Meilleures performances obtenues entre 45 et 50°C	Performances moins élevées obtenues entre 40 et 55°C	[183]
	Déchets de fruit et légume	Température = 55°C + 144% et + 41% de production de biogaz comparée respectivement à une température de 20°C et 35°C	Température = 20 et 35 Perte de stabilité due à une forte baisse du pH Arrêt du réacteur au bout de 10j	[214]
	Boue primaire synthétique	Température = 55°C Jusqu'à + 29% de la production de gaz obtenue à 35°C	Instabilité du procédé à 55°C nécessitant une supplémentation en nutriment	[215]
pH	Déchets de cuisine	pH optimal = 7 Solubilisation de 86% du COT et de 82% de la DCO	Résultat plus faible, à des pH de 5, 9 et 11	[54]
	FODM	pH optimal entre 7,10-7,21 Production cumulée de méthane jusqu'à +100%, comparée à un pH de 5.5	Inhibition partielle à pH inférieur (jusqu'à pH = 5.5) Inhibition forte à pH supérieur (jusqu'à pH = 8)	[216]
	Boue d'épuration	Meilleur taux de production de méthane avec pH compris entre 6,6 et 7,8	Inhibition partielle à partir de pH inférieur à 6.1 ou supérieur à 8.3	[217]
Taille des particules	Déchets alimentaires	Réduction de 0,843 à 0,391 mm + 25-30 % de la production de biogaz	Pas d'inhibition mais une limite de rentabilité	[73]
	Eau usée	Hausse biodégradabilité et production de biogaz Diminution des temps de digestion. Pertinent pour substrats peu biodégradables.		[181]
Temps de séjour/ de rétention	Déchets alimentaires	TRH = 15j Rendement en méthane maximal (223 l de CH ₄ /kg de DCO dégradée)	TRH = 8 Baisse de la stabilité du réacteur	[183]
	Boue activée	TRH = 8j (0.18 m ³ de CH ₄ / kg de MS consommée)	TRH = 35j -39% de production de méthane (0,07 m ³ de CH ₄ / kg de MS consommée)	[184]
Rapport C/N	Boue	Ratio optimal compris entre 20 et 30		[187]
	FODM synthétique	-30% d'ammoniaque total dans le digesteur avec un ratio de 32 comparé à un ratio de 27 Meilleure production de méthane à un ratio de 27, que pour un ratio de 32		[74]
	Déchets de fruits et légumes + déchets d'industrie	Ratio optimal compris entre 22 et 25	Inhibition partielle pour ratio C/N trop élevé -8.1% de la production de biogaz pour un ratio de 34.2 comparé à un ratio de 27,6	[218]
	Boue mixte +	Meilleure production de méthane atteinte avec un ratio de 15		[126]

	Déchet alimentaire d'industrie	93% de réduction de la MS obtenue avec un ratio de 20		
Ammoniaque	Eau usée synthétique		Inhibition partielle de la production de méthane pour des concentrations de 1,5 à 5,5 g/l d'azote ammoniacal total	[188]
	FODM synthétique	Augmentation de la production de biogaz pour des concentrations entre 600 et 800 mg/l d'azote ammoniacal total	Inhibition partielle pour des concentrations supérieures à 1000 mg/l Inhibition de la méthanisation par une concentration de 2500 mg/l	[219]
Sulfate	Solution de glucose supplémentée	Pas d'inhibition en dessous du seuil de toxicité	Inhibition partielle à partir de 1400 mg de $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$	[220]

V / Les Prétraitements

Les prétraitements sont des procédés visant à modifier le substrat avant sa méthanisation et cela afin d'améliorer les rendements de production de biogaz. Ils incluent des mécanismes d'hydrolyse thermique, physique, chimique et biochimique ainsi que des procédés de concentration. Ils permettent également d'accélérer la vitesse des réactions métaboliques, de diminuer la taille des réacteurs ou les volumes de digestat [213, 214]. Le [Tableau 10](#), présente les principaux procédés de prétraitements employés en fonction des différents substrats.

a) Prétraitements physiques

i) La concentration ou l'épaississement

Ces procédés sont employés principalement dans le traitement des eaux usées. Ils ont pour but de diminuer la présence d'eau et de maximiser la MV dans l'effluent. Pour cela, le procédé peut être gravitaire, être réalisée mécaniquement par centrifugation et déshydratation, ou thermiquement par séchage. Cette étape a également un intérêt dans la réduction des volumes des digesteurs [1]. La phase liquide, extraite lors du procédé peut, par la suite, être réintroduite, partiellement ou totalement dans le réacteur. Cette fraction d'eau est employée pour orienter le procédé vers une méthanisation par voie sèche ou par voie humide [68].

ii) Le broyage

Le broyage est principalement utilisé pour la valorisation de déchets présentant une forte MS. Il permet de « casser » la matière, de la rendre plus soluble et ainsi d'augmenter la surface d'échange entre les enzymes et le substrat. Comme présenté dans le [Tableau 10](#), il va ainsi permettre une augmentation de la production de biogaz et une diminution du temps nécessaire aux étapes biologiques. Le procédé est notamment utile dans le cas d'une MS riche en composés difficilement dégradables [223]. Pour certains substrats, la réduction de la taille des particules peut, toutefois entraîner, une accumulation excessive d'AGV préjudiciables au procédé de méthanisation [73].

iii) L'application de force de pression

L'application de force de pression est réalisée, en fonction de l'intensité du traitement désirée. De nombreux brevets et applications industrielles permettent d'opérer des pressions entre 1bar et 900bar, le substrat est ensuite, brutalement dépressurisé, provoquant la lyse des cellules, la réduction des chaînes moléculaires et une diminution forte de la matière en suspension [93]. Cette étape peut être couplée par la projection du substrat sur une plaque de collision afin d'intensifier le traitement [221]. Le [Tableau 10](#) permet de constater une augmentation de la solubilité du substrat et de la production de biogaz après traitement.

iv) L'utilisation d'ultrasons

Elle permet de déstructurer les membranes des cellules et les floccs de matière en suspension par phénomène de cavitation acoustique générée à faible fréquence. Cela aboutit à l'abaissement de la pression en phase aqueuse en dessous de la pression de vapeur saturante, entraînant une formation de microbulles [221]. L'implosion du gaz emplissant les bulles, conduit à libérer une importante force de cisaillement capable de lyser les membranes cellulaires et désagréger les particules présentes dans la matière [224]. Le [Tableau 10](#) indique les bénéfices obtenus dans la littérature, pour des fréquences et des intensités de traitement de la biomasse, différentes.

v) Les procédés thermiques

Ces procédés sont généralement de trois types, mésophiles, s'ils sont appliqués à des températures comprises entre 35 et 45° C. Ils sont thermophiles, aux alentours de 55°C et hyper-thermophiles vers 70°C et au-delà. La littérature comprend de nombreuses études concernant ce type de prétraitement [217, 218, 219, 220]. Le procédé d'hydrolyse thermique a pour objectifs de solubiliser les MV par le fractionnement des chaînes moléculaires et de diminuer ainsi la durée de la phase d'hydrolyse. Cette solubilisation est supérieure, pour une température comprise entre 170°C et 190°C, à des procédés par ultrason et ozonation [227]. Au-delà de 70°C, une augmentation de la biodégradabilité est également observée par dégradation de la matière organique dite « récalcitrante » [221]. Ces procédés offrent de plus, un caractère hygiénisant non négligeable, aboutissant à une réduction des micro-organismes pathogènes [229]. Les procédés thermiques présentent également l'avantage d'abaisser la viscosité du substrat à traiter. La viscosité d'un effluent diminue lors de l'application de nombreux types de prétraitement, c'est toutefois lors de l'utilisation de températures comprises entre 170°C et 190°C, que l'on constate les plus fortes baisses [227]. L'optimum temps/température de ce prétraitement est situé, d'après la littérature, entre 160°C et 180°C pour une durée de traitement de 30 à 60 min [221].

b) Prétraitements chimiques et biologiques

i) Les procédés alcalins

Ils agissent notamment par rupture des liaisons hydrogènes (saturation en OH⁻) et déstructuration de la matière composant le substrat. Les réactions chimiques qu'ils engendrent, permettent ainsi une augmentation de la solubilité. En parallèle, l'addition de composés alcalins augmente la fraction minérale du substrat, ce qui peut être un inconvénient pour la réduction des volumes des installations. L'augmentation de la MM peut possiblement présenter un avantage pour des posttraitements type Zone de Rejets Végétalisées. Les prétraitements alcalins sont simples à mettre en œuvre [230], mais ils s'avèrent plus lents et généralement moins performants que des procédés thermiques [221]. De plus, l'ajout de

composés chimiques représente un coût supplémentaire non négligeable. Il peut également nécessiter une étape de neutralisation avant son emploi en méthanisation. Afin d'accroître ses performances, le procédé d'hydrolyse alcaline est généralement couplé à une augmentation de la température. Les résultats sont alors significativement meilleurs [223, 217, 224, 225].

ii) L'ozonation

L'ozonation est le procédé de prétraitement chimique, le plus souvent employé pour la méthanisation des boues activées [234]. Durant l'ozonation, l'oxygène se transforme en ozone qui en contact avec l'eau se décompose sous la forme de radicaux, capables de réagir avec une large gamme de composés organiques et inorganiques [221]. Ces réactions vont engendrer une réduction de la taille des particules, une libération de matière organique par lyse des cellules et ainsi une meilleure solubilisation du substrat [235]. Il est à noter que cela correspond à l'action indirecte du procédé. En effet l'ozone, par action directe, oxyderait la MO libérée au détriment du consortium microbien, pouvant conduire jusqu'à la lyse des biofilms microbiens [227]. Pour ces raisons et comme indiqué dans le [Tableau 10](#), la quantité d'ozone ajoutée, doit être précisément étudiée pour éviter une baisse de la production de biogaz. Concernant le traitement des boues activées, l'ozonation est décrite en trois phases, fonction de sa concentration dans le milieu. La première correspond à une faible concentration entraînant la décomposition des floes. La seconde, plus concentrée, engendre, la solubilisation du substrat. La troisième, à éviter, provoque la minéralisation d'une fraction de la matière organique [236].

iii) L'hydrolyse enzymatique

Elle constitue une des principales voies biologiques pour le prétraitement du substrat. Elle se réalise par l'ajout d'enzymes extraites de micro-organismes ou par l'inoculation de micro-algues. La littérature sur ce type de procédé est moins riche que celle concernant les procédés plus conventionnels tel que l'hydrolyse thermique, toutefois les résultats présentés semblent prometteurs [237]. Les enzymes permettent alors une forte augmentation de la solubilité de la matière, ainsi que de la qualité et de la quantité de biogaz produit [238]. Le recours aux prétraitements biologiques est particulièrement étudié pour les effluents présentant de forte concentration en composés difficilement dégradables. Le but est de réaliser l'hydrolyse de ces constituants par l'emploi d'enzymes normalement absentes de la flore anaérobie. Leur emploi a également été mené avec succès pour le prétraitement de substrats riches en graisse et de diverses eaux industrielles [231, 232, 233].

Tableau 10: Principaux procédés de prétraitement appliqués à la méthanisation

Procédés	Substrat(s) majoritaires(s)	Conditions	Résultats	Publication
Concentration	Boue activée	- Par épaissement des boues - Par déshydratation des boues (centrifugation ou filtration) - Par séchage des boues	+ 4-6 % de siccité + 15-40 % de siccité + 35-95 % de siccité en comparaison aux boues non traitées	[242]
	Boue activée	Centrifugation/concentration	En moyenne, + 31,8 % de production de méthane en comparaison aux boues sans prétraitement	[92]
Broyage	Déchet alimentaire	-Réduction de la taille des particules de 0,843 à 0,391 mm	+ 28 % de la production de biogaz	[73]
	FODM	- Presse à vis - Broyage + aimant - Lit de disque	Meilleure production de biogaz obtenue par broyage puis aimantation	[243]
	Lisier	- Réduction taille fibre de 5mm à d'1-2 mm -Réduction taille fibre à 0,35 mm	+ 16% de la production de biogaz + 20% de la production de biogaz	[244]
Force de Pression	Boue activée	A 30 bar	Augmentation de la solubilité du substrat, diminution du TRH	[93]
	Boue activée + Boue primaire (60%-40%)	A plus de 600 bar	- Meilleure dégradation du substrat + 15-22% de la production de méthane en comparaison aux boues non traitées	[245]
Ultrason	Boue primaire	Haute intensité (3,6 kW), faible fréquence (31 kHz)	- Augmentation de la DCO, réduction taille des particules + 4,5 % d'abattement des MV - Augmentation de la production de biogaz en comparaison aux boues non traitées	[224]
	FODM	15 000 kJ/kg MT	+ 16 % de la production de biogaz + 9 % de DCO soluble	[236]
	FODM + Boue	750 Watt, faible fréquence (20kHz)	+ 24 % de la production de biogaz + 60 % de DCO soluble en comparaison au substrat non traité	[246]
Procédé thermique	Boue activée	170°C, 60 min	+ 61% de dégradation de la DCO + 54 % de production de biogaz en comparaison aux boues non traitées	[225]
	Boue activée	170°C, 30 min	+ 80 % d'élimination de de la matière organique + 77 % de production de biogaz en comparaison au substrat non traité	[227]

	FODM	70°C, 60 min	Pas d'augmentation de la production de biogaz car substrat très biodégradable	[233]
	Boue d'épuration Déchet de fruits et légumes Déchet alimentaire	170°C, 60 min	+ 16,1-65,5 % de la production de méthane pour les fruits et légumes et les boues en comparaison aux déchets non traitées Baisse de la production en méthane pour les déchets alimentaires	[179]
Procédé alcalin	Déchet vert	28-30% (m/m) NH ₄ OH pendant 24h à 50°C	+19.5 % de production de biogaz en comparaison au substrat non traité 86.7 % des sucres présents sous formes solubles et accessibles	[99]
	FODM	62.0 mEq Ca(OH) ₂ /l pendant 6h	+ 172 % de la production de méthane en comparaison au substrat non traité Augmentation de la DCO soluble	[247]
	Boue activée	- 1,68 g KOH dm ⁻³ (pH 10) pendant 1h - 3,65 g KOH dm ⁻³ (pH 12) pendant 1h	+ 9,3 % de la DCO soluble + 30,7 % de la DCO soluble	[225]
Ozonation	Boue activée	0,03 to 0,05 g O ₃ /g MS	60-65 % du Carbone Organique Total, disponible	[234]
	FODM	0,16 g O ₃ /g MS	+ 55 % de la DCO soluble + 37 % de la production de biogaz en comparaison au substrat non traité	[236]
	Déchet vert	0,79 g O ₃ /g MS pendant 10min	48.5% de sucres solubilisés Seuil d'inhibition dépassé Réduction de la production de biogaz	[99]
Hydrolyse enzymatique	Boue primaire	Cellulase et Pronase E	+ 34 % de la DCO, consommée en comparaison au substrat non traité Réduction de 80 % des MES Réduction de la formation d'AGV Stabilisation du pH	[84]

VI / Fonctionnement d'un réacteur

a) Températures de fonctionnement

La température est un paramètre important dans la conduite d'un digesteur, ainsi les procédés sont généralement classés en fonction de trois plages de température distinctes. Le choix de la température de conduite du réacteur implique notamment le déroulement de la méthanisation et son coût énergétique. Dans la littérature, des recherches ont ainsi, été menées, afin de comparer les résultats obtenus par méthanisation d'un substrat, en fonction de ces trois plages de températures. Le [Tableau 11](#) présente certains de ces résultats, appliqués à des gisements urbains et industriels.

Les procédés psychrophiles, fonctionnent à des températures comprises entre 5 et 20 °C, ils sont en deçà des plages thermiques optimales pour les micro-organismes de la méthanisation, majoritairement mésophiles [248]. Il a été démontré qu'il ne s'établit pas dans le digesteur de flore spécifique à ces températures. Le processus s'apparente à une acclimatation des micro-organismes et à l'émergence de certaines bactéries au sein du consortium [249,250]. La flore de la méthanogenèse y est par exemple, composée de micro-organismes sous forme filamenteuses, dont la prédominance favorise l'établissement de biofilm granulaire, dans le digesteur [249]. A ces températures, il est également difficile pour les bactéries de fournir l'énergie nécessaire aux réactions de dégradation de la matière première. A ces fins, certaines voies métaboliques moins coûteuses sont favorisées, notamment les réactions de réduction du sulfate par les BSR et la voie hydrogénotrophe de production du méthane [248]. Les réactions d'acétogenèse et la voie acétoclastique de la méthanogenèse sont, elles, limitées en condition de basse température. Cela peut alors engendrer des inhibitions, principalement par baisse du pH. La faible température du milieu va également influencer sur les cinétiques de transfert et d'état même, des substrats. Ainsi, en condition psychrophile, la solubilité des gaz est plus élevée, le méthane est donc davantage piégé sous forme soluble dans la phase liquide. Il est de plus, observé une accumulation dans le milieu, du CO₂ et du dihydrogène, tous deux, responsables d'inhibitions. Les procédés psychrophiles répondent cependant à un challenge économique de la méthanisation, où la réduction des coûts financiers et la facilité d'implantation dans des pays chauds (condition ambiante égale à des conditions psychrophiles), serait un avantage au développement de la filière [178].

Les procédés mésophiles, sont les plus couramment employés, leur plage de température est comprise entre 25°C et 40°C. La stabilité du processus biologique est alors optimisée pour permettre l'établissement des réactions biologiques et du consensus microbien nécessaire à la méthanisation [215]. Des températures plus élevées entraînent une accélération des voies métaboliques (lois d'Arrhenius), conduisant généralement à une hausse du rendement en biogaz. Cette augmentation de la production est liée, notamment à l'amélioration de la phase d'hydrolyse. Comme présenté dans le [Tableau 11](#), l'inhibition dans ce type de procédé est moins présente que lors de fonctionnement en condition psychrophile ou thermophile. Il est également rapporté que le digesteur peut alors supporter des chocs de température compris entre 30 et 35°C sans que cela n'impacte de façon importante et permanente la production de méthane. Cette dernière se stabilisant rapidement après une légère baisse [251].

Les procédés thermophiles, permettent d'améliorer l'ensemble des cinétiques du digesteur, leur plage de température est comprise entre 50°C et 60°C. Une température plus élevée est

généralement favorable à une solubilisation de la MO. Le procédé est ainsi principalement employé afin d'augmenter la production de biogaz, de réduire les temps de séjour ou la taille des installations. Au-delà de ces valeurs de température, la littérature indique que l'accélération des voies métaboliques est particulièrement nuisible aux procédés de méthanisation. Cela est notamment due au phénomène de lyse des bactéries permettant la dégradation de l'acétate et à l'accumulation d'AGV dans le milieu [252]. Sur le plan microbiologique, ces conditions vont toutefois nécessiter un temps supplémentaire pour l'établissement d'un consortium microbien stable. Des conditions thermophiles ayant en effet pour conséquence de réduire le nombre de groupes microbiens présents. Cette sélection des flores du réacteur va également permettre, en plus de la chaleur appliquée, une meilleure hygiénisation du digestat par destruction de certains germes pathogènes et des œufs d'helminthes [253]. Afin de compenser la diminution du nombre d'espèces bactériennes, les procédés thermophiles sont généralement appliqués dans des systèmes immobilisés (biomasses fixées) [252]. Les températures thermophiles permettent également, de diminuer la viscosité du milieu, ce qui est favorable à la conduite de procédé en voie sèche. Comme ce procédé est dépendant d'un apport extérieur d'énergie, il est majoritairement étudié et appliqué pour le traitement de substrats riches en matière organique (45000 mg MS/l) ou en composés récalcitrants (ligno-cellulose) [98]. Sur le plan économique, le procédé présente toutefois des inconvénients qui doivent être mis au regard du gain réalisé sur ses performances énergétiques. Ainsi les applications en condition thermophile sont souvent restreintes à un premier digesteur réalisant les étapes d'hydrolyse et d'acidogenèse. Ce type de procédé permet alors de limiter l'apport extérieur en énergie, de limiter l'inhibition des étapes les plus sensibles de la méthanisation, le tout, en préservant une production de méthane conséquente [251,254].

Tableau 11: Impact des différents régimes de température sur la méthanisation

Température	Conditions	Substrats	Réacteur/Alimentation	Résultats	Références
Psychrophile	T°: 10-12°C CO: 12 g DCO/l/j. TRH: 1,6-2,5 h	Eau Usée	EGSB, continue	90% de la DCO consommée Faible production de méthane	[250]
Psychrophile	T°C : 14-22°C TRH : 4-4,5 j.	FODM	Batch	Faible taux de conversion de la MV en DCO utilisable Faible taux de conversion de la DCO utile en AGV	[184]
Psychrophile	T° : 13°C TRH variables	Eau Usée	Filtre anaérobie et réacteur hybride, semi-continue	71% de la DCO consommée 60% de cette DCO, convertie en méthane	[255]
Psychro. / Méso.	T°: 15°C/37°C CO: de 1,62 à 4,47 kg DCO/m ³ /j. TRH : 18-48 h	Effluent industriel	EGSB-AF	Aucune différence significative dans la consommation de la DCO - 50% de production de biogaz en condition psychrophile Performances améliorées par l'augmentation des paramètres hydrauliques	[256]
Méso. / Thermo.	T°C : 37°C/55°C TRH : 30 j. / 19 j. CO : 3 g MS /l/ j. et 5 g MS /l/ j.	FODM, hygiénisée	UASB, Semi-continue	Plus grande diversité microbienne à 37°C Volume de biogaz produit, identique Consommation de la DCO, identique	[69]
Méso. / Thermo.	T°C : 37°C/55°C CO : variables TRH : 30 j.	Boue primaire synthétique	CSTR, Batch et continue	Augmentation des performances du digesteur en condition thermophile Sensibilité du réacteur aux AGV Inhibition des réacteurs à un pH de 5,5	[215]
Méso. / Thermo.	T°C : 37°C/55°C TRH : 8-10-12 j.	Déchet Alimentaire	Digesteur étagé, Semi-continue	Meilleures performances en condition thermophile 83% de la DCO consommée	[183]
Thermophile	T°C : 55°C CO : 2 à 4 g MS/l/j. TRH : 58-115 j.	Déchet Alimentaire	CSTR, semi continue	Nécessite l'ajout de nutriments Forte inhibition par l'accumulation d'AGV et par la présence de NH ₃	[257]
Psychro. / Méso. / Thermo.	T°C : 20°C/35°C/55°C TRH : 10-20 j CO : 4, 6, 8 et 10% de la MS	Déchet de Fruits et Végétaux	Digesteur tubulaire, Semi-continue	Production d'énergie supérieure en condition thermophile en comparaison aux conditions psychrophile et mésophile Production de gaz quotidienne augmentée, diminution du TRH et du dimensionnement du digesteur thermophile Digestat de meilleure qualité	[214]

b) Co-digestion

La co-digestion est à opposer à la mono-digestion, elle correspond à l'alimentation d'un réacteur par au moins deux substrats différents. Le mélange se fait généralement, par une répartition en fonction de l'apport de MV des substrats respectifs, il peut toutefois être réalisé en fonction d'autres paramètres, tels que le rapport C/N ou la MS. Le [Tableau 12](#) présente des exemples de co-digestions, basées sur au moins un déchet urbain. La co-digestion apparaît comme un moyen de produire une réaction de méthanisation souvent plus stable ou avec de meilleurs rendements. Elle permet également, de traiter plusieurs gisements par un procédé unique, facilitant ainsi une gestion globale des déchets. La co-digestion offre la possibilité de valoriser certains substrats impossibles à méthaniser en mono-digestion. En effet, dus à des profils inhibiteurs tels que la présence de composés toxiques, ou de composés en trop fortes concentrations, un substrat peut, ne pas être favorable à la méthanisation malgré une présence importante de MO disponible. L'ajout d'au moins un substrat peut alors permettre, un phénomène de compensation (ex : pouvoir tampon) ou de dilution. La co-digestion est ainsi un moyen d'éviter un apport en nutriment durant un procédé de méthanisation en continu. En effet, une des limites sur le long terme des procédés continus, est la carence en un ou plusieurs nutriments nécessitant alors un apport en additifs plus ou moins fréquents. En cela, l'apport de substrat de sources différentes offre généralement un panel de nutriments et de minéraux plus larges et donc une réaction plus stable.

Tableau 12: Alimentation de réacteur par co-digestion

Substrats	Régime	Fraction	Charge organique	TRH	Température	Résultats	Sources
FODM + lisier (vache)	Voie humide	50% (MV/MV)	3,3–4,0 g-MV/l/j.	14-18 jours	Thermophile	Réaction stable, accroît le potentiel de la méthanisation du lisier	[68]
FODM + déchet agricole	Batch ; Réacteur 2 étapes ; Voie sèche	91% - 9% (MT FODM + lisier)	200 kg (MT) de MIX	141 jours	-	Meilleure dégradabilité, méthanisation plus performante	[258]
BP + BA	Batch ; Voie humide	1:1	0,4 g MVS/dm ³ par jour	35 jours	Thermophile	Méthanisation stable et performante	[124]
DA + BP/BA	Batch et Semi-continue ; Réacteur 2 étapes (UASB et CSTR) ; Voie humide	DA 25% Boues (1:1) 75% (vol.)	1,5-3 MVS/dm ³ par jour	38 jours ou séparé en 11j et 17j	Mésophile et Thermophile	Méthanisation stable et performance	[124]
FODM + sang de volaille	Semi-continue ; CSTR ; Voie humide	1:2 et 1:2.3 (sang/FODM)	1,5 kg MVS/m ³ /j	36 jours	Mésophile	Méthanisation stable Inhibition pour une charge supérieure	[122]
Papier et algue (sous forme de boue)	Semi-continue ; Voie humide	50% (MV/MV)	4 g MV/l/j	10 jours	Mésophile	Méthanisation stable ; rapport C/N proche de 20-25 ; Meilleure production de biogaz	[259]
DA + divers déchets industriels et agricoles	Batch	Variable	55-96 kg MV/m ³	25 semaines	Mésophile	Meilleure production de biogaz et meilleur pourcentage de méthane ; baisse de la siccité du substrat	[260]

Le [Tableau 12](#) permet de constater que la co-digestion met en commun un nombre varié de substrats. La proximité entre leurs différents gisements est généralement, le point clef à l'établissement de ce type de projet. Il présente également, des cas où la co-digestion est un moyen de diluer une concentration en composés potentiellement inhibiteurs. Cela permet alors d'augmenter la charge organique acceptable par le réacteur et la fraction du gisement traitée. D'un point de vue énergétique, la co-digestion est généralement un moyen de produire des quantités de biogaz supérieures grâce à des réactions plus stables ou des charges organiques plus élevées. Pour ces raisons, elle est un levier permettant, tout comme les paramètres de température, de CO ou de TRH, d'affiner les cinétiques des réactions de méthanisation.

c) Digestion par voie humide/voie sèche

La digestion anaérobie peut se réaliser en voie humide ou en voie sèche en fonction de la MS comprise dans le substrat. La voie humide se réalise avec des concentrations en MS inférieure ou égale à 10%, à l'inverse, la voie sèche se caractérise par des teneurs en MS au moins supérieures à 15%. Une concentration en MS intermédiaire est parfois nommée sous le terme de « semi-liquide ». Dans les conditions de méthanisation par voie sèche le substrat utilisé a une texture, dite « pâteuse ». L'eau présente est majoritairement sous forme liée et la quantité d'eau libre est faible [261,262].

Le nombre d'installations ayant recours à la méthanisation par voie sèche est en constante augmentation, notamment auprès des industriels. Le procédé présente en effet, certains avantages mais n'est toutefois pas exempte de défauts. Les différences qui opposent les procédés de digestion humide et sèche, se font sur la proportion d'eau disponible dans le milieu. Ainsi, comme décrit par Bollon et al., en 2012, la problématique revient à s'interroger sur le rôle de l'eau dans la digestion anaérobie [263]. Le [Tableau 13](#), présente, d'après la littérature, les avantages et inconvénients des deux types de procédé.

L'eau libre dans un réacteur influe sur le dimensionnement de ce dernier. La digestion anaérobie par voie humide a recours à des réacteurs plus gros sans toutefois traiter des quantités de déchets plus importantes. La diminution du volume d'eau va néanmoins influencer sur l'effet de dilution régnant dans le méthaniseur. L'eau libre étant moins présente, les composés toxiques apportés par le(s) substrat(s) impactent alors davantage la conduite du procédé. De manière générale, l'eau libre dans un digesteur influence également la motilité des molécules et des micro-organismes. De cette dernière, dépend les interactions enzymes-substrats, et donc l'ensemble des étapes de la méthanisation, de l'hydrolyse à la consommation des AGV et la formation du méthane. La motilité impacte ainsi, la croissance des micro-organismes et le temps nécessaire à la formation du consortium microbien. Afin donc, de limiter ces phénomènes et d'éviter la formation de zones d'accumulation, la méthanisation en voie sèche doit s'équiper de systèmes d'agitation conséquents. Il est toutefois, généralement admis, que cette baisse de la motilité, due à de faibles concentrations en eau, a pour conséquence des productions en méthane réduite et des temps de séjour plus longs.

Pour compenser cela, sur l'ensemble des unités de méthanisation sèche installées en 2005, 96% d'entre elles étaient réalisées en conditions thermophiles [16]. Ces conditions semblent, en effet, permettre une augmentation des cinétiques et de la production de biogaz, s'approchant alors des rendements de la méthanisation mésophile en voie humide [264]. La

meilleure résistance aux variations de pH, de la méthanisation en voie sèche, favorise également l'emploi de température thermophile. Cette résistance est due à une prédominance de *Methanosarcina* sp., archae méthanogène, dont les tolérances en pH sont situées entre 5-8 [265]. Ainsi, si la voie sèche admet des réductions de coûts, dus à des installations moins volumineuses, l'emploi de temps de séjour plus long, d'une agitation spécifique et de température thermophile, sont toutefois à considérer.

Tableau 13: Avantages et inconvénients de la méthanisation par voie sèche et voie humide

Avantages	Publications	Inconvénients	Publications
Voie Sèche			
Dimension réduite	[266] [267]	Substrat hétérogène	[268] [269]
Charges applicables importantes	[16]	Conduite et suivi du procédé, difficiles	[263] [268]
Posttraitement facilité	[270] [263]	Importantes sources d'inhibitions	[261] [271] [272] [217]
Meilleure efficacité des apports en chaleurs	[264] [273] [274]	Manque de connaissance scientifique	[263] [275] [276]
Peu ou pas d'ajout d'eau (en fonction du substrat)	[270] [217]	Besoin important d'agitation	[277] [278] [15]
Prétraitement faible	[279]	Temps de séjour long	[280]
Tolérance aux variations de pH, plus importante	[265]		
Avantages	Publications	Inconvénients	Publications
Voie Humide			
Substrat homogène	[104] [281] [68]	Dimension importante	[266] [267]
Temps de séjour réduit	[64] [70]	Posttraitement plus couteux	[139]
Meilleure conduite de procédé	[139] [1] [267]	Prétraitement plus couteux	[104] [227] [221] [269]
Dilution du milieu (inhibitions moindres)	[151] [282]	Une partie des apports de chaleur est perdue	[266] [274]
Bonne connaissance des cinétiques	[283] [136]		

d) Régime d'utilisation

Avant d'évoquer la typologie des réacteurs, il est également important de considérer les différents régimes d'alimentation, communs à ces derniers. Il est généralement considéré quatre modèles, le régime discontinu (batch), le régime semi-discontinu (sequencing batch reactor ou SBR), le régime continu et le régime semi-continu.

Le fonctionnement discontinu ou batch, est un régime où la réaction de méthanisation se fait sans échange avec l'extérieur. Ainsi une fois le cycle commencé, il n'y aura aucun apport de matière, ni sortie du digestat ou du lixiviat. Le réacteur est alorsensemencé avant le début d'un cycle et entièrement vidé à la fin de celui-ci. Le temps de séjour de la matière organique est généralement assez long pour opérer une dégradation complète du substrat [284].

Le fonctionnement semi-discontinu, correspond à un régime d'alimentation où sont réalisées des séquences successives d'alimentation, suivies d'une décantation et d'une vidange partielle du réacteur. Le volume du milieu réactionnel change donc au fur et à mesure des séquences de remplissage. Le temps de séjour doit être suffisant long pour permettre d'opérer l'ensemble des réactions biologiques. Le surnageant est ensuite éliminé et il y a conservation uniquement de la fraction de biomasse microbienne [1].

Le fonctionnement en continu, correspond à un régime nominal où le flux de matière entrant est constant et égal à la quantité de résidu évacuée du digesteur. Le volume réactionnel est donc stable tout au long du procédé. La conduite de ce dernier, va se faire notamment par la maîtrise des conditions hydrodynamiques [284].

Le fonctionnement d'un régime d'alimentation semi-continu, correspond à un intermédiaire au fonctionnement continu. Le volume de milieu dans le réacteur, reste le même tout au long du procédé. Les flux d'alimentation et de vidange se font donc sur des volumes similaires. Toutefois, ces derniers ne sont pas constants dans le temps, mais vont être réalisés à des pas de temps définis.

Le choix du mode d'alimentation n'est pas sans conséquence puisque le renouvellement du milieu nécessite que le substrat soit équilibré en nutriment pour ne pas créer des carences dans le temps. Un mode d'alimentation en continu, crée également des cinétiques nouvelles qui peuvent être favorables à des effets d'inhibition. Ce choix est également impactant en termes de collecte et de stockage des gisements de déchets à traiter. Park et al., 2018 montrent de plus, que pour la méthanisation des déchets alimentaires, il semble préférable d'alimenter un réacteur en continu malgré une biomasse diluée dans de l'eau, que par une alimentation fractionnée avec une matière brute et non diluée.

VII / Typologie des réacteurs (voie humide)

En plus des paramètres influençant la tenue de la réaction de méthanisation, le type de réacteur va également jouer un rôle important dans son déroulement. Pour cela, le choix du procédé va prendre en compte la nature des gisements, leurs caractéristiques et le volume du flux à traiter. D'autres paramètres sont également importants, tels que la place disponible, le coût du procédé, sa maintenance, le niveau de maîtrise nécessaire, ou encore les performances

souhaitées. La littérature présente ainsi un grand nombre de types de réacteurs différents en fonction de l'application envisagée. Considérant l'emploi d'eaux usées ou de boues lors de la méthanisation urbaine, il a été choisi de limiter cette étude des réacteurs, aux procédés en voie humide.

a) Caractéristiques des réacteurs

La Figure 9, donne un aperçu des procédés couramment utilisés pour la méthanisation en voie humide.

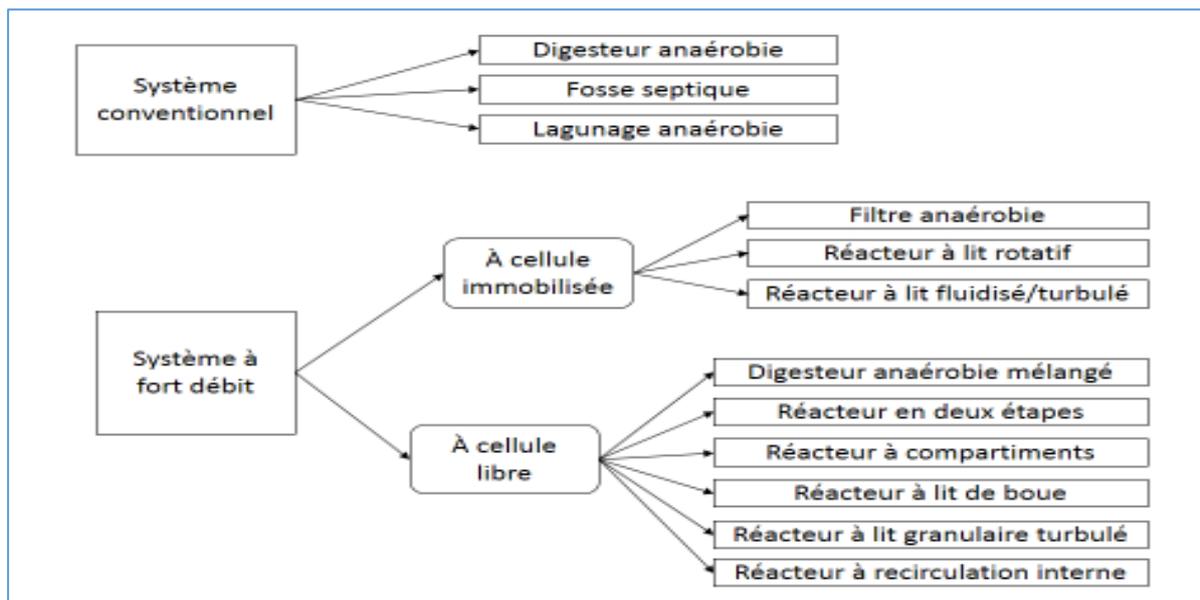


Figure 9: Typologie des réacteurs pour la digestion anaérobie, d'après [139]

Les systèmes conventionnels regroupent ainsi les premiers réacteurs de méthanisation. Ce sont des procédés rustiques, simples d'utilisation mais ne permettant pas un contrôle précis des réactions biologiques.

Les systèmes dits « à fort débit » comprennent les réacteurs étudiés pour des applications spécifiques et dont le but est une optimisation des conditions opératoires. Ils se divisent en deux catégories. La première « à cellule immobilisée » induit l'utilisation de support pour le développement de la biomasse microbienne, permettant une concentration importante de micro-organismes dans le réacteur. La seconde, soit des réacteurs « à cellule libre », correspond à des procédés où la biomasse n'est liée à aucun élément, permettant un gain de place et de flexibilité mais exposant à des risques de lessivage. Le Tableau 14 prend la forme d'une synthèse des principaux avantages et inconvénients de ces réacteurs.

Tableau 14 : Comparaison et caractéristiques des réacteurs

Typologie	Avantages	Inconvénients	Références
Fosse septique	Simple d'utilisation, flexibilité d'alimentation si bonne connaissance du procédé, simple d'installation, peu de maintenance	Très faibles rendements de biogaz, peu de maîtrise du procédé	[139] [194]
Lagunage anaérobie	Simple d'utilisation, flexibilité d'alimentation si bonne connaissance du procédé, possible adjonction d'un brassage séquentiel, peu de maintenance	Influence de la température majoritairement sur le procédé, temps de rétention élevé, dimensionnement important, peut entraîner des nuisances si non recouvert	[139] [285] [194]
Digester à cuve agitée et flux continu (CSTR)	Particulièrement efficace pour traiter les effluents riches en MES, investissement faible, simple d'utilisation, flexibilité d'alimentation si bonne connaissance du procédé, bonne homogénéité	Agitation mécanique intermittente, pouvant être accompagné par la recirculation du lixiviat, forte corrélation entre le temps de rétention et la température, pouvant demander l'ajout d'un module de chaleur, aucun mécanisme pour le maintien de la biomasse, risque de lessivage	[139] [285] [194] [98]
Filtre anaérobie	Simple de construction, ne demande pas d'agitation mécanique, bonne stabilité, résistance aux chocs d'alimentation en MO et composés toxiques (propriété des biofilms), réactivation rapide après période de non alimentation, forte concentration microbienne, temps de traitement court, risque de lessivage diminué	Risque de colmatage en fonction de la solubilité de la MO, engendrant souvent des chemins préférentiels, nécessite de la maintenance, volume réacteur important dû au support, coût supplémentaire dû au média immobilisé, homogénéité réduite	[286] [285] [194] [98]
Réacteur à lit fluidisé/turbulé	Bonne stabilité et homogénéité, forte concentration microbienne, résistance augmentée aux composés inhibiteurs (propriété biofilm), surface spécifique importante, accepte des CO basses ou élevées, temps de séjour court, ne présente pas de risque de colmatage	Particulièrement sensible au changement de pH, demande une importante recirculation du lixiviat pour assurer les hautes pressions hydrodynamiques nécessaire à la fluidisation des supports colonisés, coût de l'ouvrage et des supports	[139] [194]
Réacteur en deux étapes	Permet l'optimisation de chaque réacteur en fonction de l'état de la matière le composant, augmentation de la production de biogaz et diminution du temps total de traitement. Traitement de la biomasse floculée et de la MO non-digérée. Forte réduction du risque d'inhibition de la méthanisation	Coût d'installation élevé, demande une bonne connaissance et une bonne maîtrise du procédé	[139] [194] [98] [284]
Réacteur à compartiments	Permet d'augmenter les contacts entre le substrat et les micro-organismes, formation spontanée d'un lit microbien et de granules (biofilm autoporté)	Difficulté à conserver des conditions optimales dans chacun des compartiments, absence de système de rétention de la biomasse, coût et dimensionnement important	[139] [194]
Réacteur à lit de boue (UASB)	Robuste, forte concentration microbienne, augmentation de la densité des micro-organismes (granules), peu sensible au risque de lessivage, augmentation des contacts entre le substrat et la biomasse microbienne, accepte une large gamme de concentration en MO, bonne performance avec des charges en MO élevée, coût d'investissement réduit	Performance fortement impactée par le temps de rétention appliqué, 10-11% d'espace mort dans le réacteur, période de la montée en charge longue, risque de lessivage précoce (le lit microbien n'étant pas encore assez dense), risque de colmatage ou de création de chemin préférentiel si le substrat est riche en MES ou composé non dégradable.	[286] [287] [288] [289]
Réacteur à lit granulaire turbulé (EGSB)	Procédé proche des UASB, stable et performant, turbulence et homogénéité augmentés, pas de risque de colmatage, amélioration du contact entre la biomasse et le substrat, concentration en micro-organismes supérieures à l'intérieur des granules microbiennes, peut traiter une large gamme de concentration en MO et de température	Nécessite une forte vélocité superficielle pour maintenir le lit microbien en expansion, taux de recirculation élevé, demandant un flux de substrat entrant conséquent, une forte concentration en MES peut impacter les performances du réacteur, structure plus imposante pour meilleur ratio hauteur/diamètre, coût plus élevé	[286] [287] [288] [289]
Réacteur à recirculation interne	Conçu pour garantir de haute performance lors de flux en substrat riche en MO	Nécessite de fortes conditions hydrodynamiques pour fonctionner, coût important	[139] [194]

La connaissance des avantages et des inconvénients des différents types de réacteur est une première étape dans le choix du procédé à employer. Il est ensuite nécessaire de tenir compte de la nature des substrats et des performances souhaitées. Dans une optique de valorisation des déchets à l'échelle du quartier, la nécessité de réduire la taille des installations et d'optimiser le procédé, pousse à exclure les systèmes conventionnels. La composition d'un mix des gisements de déchets urbains nécessite également de considérer un substrat riche en matière en suspension et donc à exclure les procédés présentant des risques de colmatage. L'emploi de réacteur en lit fluidisé ou à recirculation interne, de par la complexité à maintenir des conditions hydrodynamiques suffisantes, semblent également peu adaptés. Enfin, le coût du procédé et la maîtrise que nécessite son utilisation, sont des éléments à évaluer au cas par cas en fonction du contexte d'intégration. La littérature scientifique permet, elle, de conclure qu'à titre d'étude, la méthanisation des déchets alimentaires, boues primaires, FODM, déchets verts, ou la co-digestion de ces substrats, est réalisé le plus souvent par des CSTR, en régime semi-continu ou des réacteurs étagés, type réacteur en deux étapes [15,56,63,72,83,96,257,258,282,290,291].

b) Réacteurs à cuve agitée et flux continu

Un CSTR (Continuous Stirred-Tank Reactor) est un réacteur à cellule libre, équipé d'une cuve principale et d'un système d'agitation. Il doit son nom à son régime d'alimentation en continu, bien que certaines études utilisent ce type de réacteur avec des régimes semi-continu [292,293]. La charge organique employée dans un CSTR est habituellement comprise entre 0,25 et 3 kg DCO/m³/j. La [Figure 10](#) présente un exemple de CSTR issu de la littérature. L'alimentation est généralement réalisée par le côté ou le haut du réacteur, tandis que la sortie du digestat se fait par le fond de la cuve. L'homogénéité de la cuve est assurée par une hélice centrale, pouvant s'accompagner d'une recirculation du biogaz ou du digestat [294]. L'inconvénient de type de réacteur est qu'en absence de recirculation du lixiviat, la concentration en micro-organisme dans le réacteur est uniquement liée à leurs taux de croissance et au débit fixé. Par conséquent l'établissement d'un consortium microbien stable nécessite des débits d'entrée réduits et des temps de séjour longs, généralement compris entre 10-60 j [286]. Le réacteur ne disposant pas de support de la biomasse il est donc, également sensible au risque de lessivage. Afin d'augmenter la concentration de la biomasse dans le réacteur et d'éviter ces risques, un décanteur peut être employé pour récupérer les boues du digestat [295]. Si ce type de réacteur est très employé pour l'étude de la méthanisation c'est pour sa facilité d'emploi et sa flexibilité d'alimentation. En effet son mode de fonctionnement le rend peu sensible aux risques de colmatages ou de chemin préférentiels. Il n'est, de plus, pas sensible aux matières en suspensions dans l'effluent. Il peut être utilisé pour des substrats allant de 3% de MS à des procédés en voie sèche [98,184,268,285].

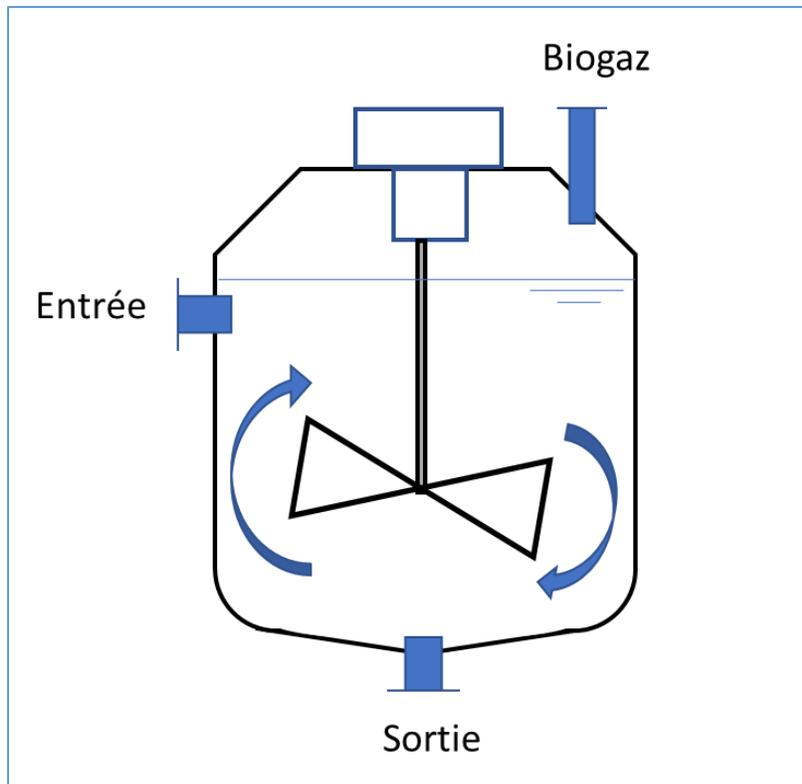


Figure 10: Réacteur type CSTR, d'après [139]

VIII / Production de biogaz

Lors de la méthanisation, la matière organique composant un substrat va être majoritairement converti en méthane et dioxyde de carbone. Néanmoins des contaminants tels que l' H_2S peuvent être présents et être préjudiciables à l'emploi du biogaz ainsi produit. Une fois le biogaz épuré, il est alors utilisable à des fins énergétiques, généralement en fonction de la quantité produite et de sa pureté en CH_4 .

a) Valorisation du biogaz

3 voies de valorisation sont principalement présentées dans la littérature soit, la production de chaleur et d'électricité, la production de carburant et la production de gaz de ville.

Production de chaleur et d'électricité

La production de chaleur à partir du biogaz peut être réalisée au moyen de différents procédés, généralement via une chaudière, un moteur à combustion ou une turbine. Pour ces deux derniers en plus de la chaleur, de l'électricité sera également produite, on parle alors de cogénération

(CHP). Ces trois procédés permettent de valoriser de faibles, comme de fortes productions de biogaz et ne nécessitent que peu de traitement. La production de chaleur et d'électricité est communément admise comme étant le moyen de valorisation du biogaz le moins coûteux. Concernant le biogaz à employer, le pourcentage de méthane ne doit pas être inférieur à 35%, permettant ainsi un fonctionnement avec des biogaz riches en CO₂. Les seuls composés limitants sont l'H₂S et les siloxanes, pouvant causer des détériorations importantes aux chaudières et aux moteurs. À noter que le fonctionnement des turbines implique une compression et un séchage du gaz, les rendant moins sensibles à ces composés. Point négatif toutefois, la chaleur produite (majoritaire) nécessite un réseau d'utilisateurs proche afin de ne pas être perdue. Une partie de cette chaleur est donc généralement employée afin d'assurer les besoins énergétiques du processus de valorisation (prétraitement, procédé et production de compost, par exemple).

Production de bio-carburant

La production de bio-carburant sous forme de gaz pour alimenter les véhicules est possible à partir du biogaz produit par la méthanisation. Cela nécessite toutefois des étapes préalables de séparation, de purification et de concentration du biogaz. Le but est alors d'épurer le biogaz de plusieurs composés préjudiciables au procédé, ce qui entraîne ainsi des coûts de posttraitement, devant être pris en compte. Lors de ces posttraitements, une perte du volume de méthane est fréquente et doit également être considérée. Le bio-carburant ainsi généré peut, par la suite, être transporté jusqu'à des utilisateurs parfois très éloignés du lieu de valorisation, permettant ainsi la mise en place d'un réseau d'utilisateurs. Cette alimentation est, de plus, compatible avec de nombreux véhicules du parc automobile, de la voiture jusqu'au bus. Le parc automobile adéquat est alors primordial pour la viabilité du processus de valorisation mais n'est toutefois pas implanté dans tous les pays. A l'heure actuelle, la Suède est le premier pays en termes de consommation de bio-carburant.

Production de gaz de ville

Afin de valoriser le biogaz sous forme d'un gaz de ville injectable dans le réseau, une épuration est nécessaire pour atteindre une pureté en CH₄ d'environ 96%. Cette valorisation est en effet très sensible à la présence d'impureté, ainsi d'importants posttraitements sont généralement déployés pour traiter en continu la production de biogaz. Les posttraitements incluent également l'ajout de composés olfactifs permettant de détecter toute fuite éventuelle sur le réseau. La valorisation en gaz de ville permet la production d'une source d'énergie facilement transportable et stockable, profitant d'un réseau d'utilisateur préexistant dans un grand nombre de pays. Les coûts énergétiques et économiques que nécessite l'épuration du biogaz, ainsi que les volumes nécessaires à la viabilité du processus sont toutefois les principales raisons, limitant son installation.

b) Posttraitement

Afin de s'assurer que le biogaz pourra être valorisé sous la forme souhaitée il convient au préalable de réaliser un posttraitement. Ce dernier a pour objectifs d'éliminer du biogaz les composés non désirés. Le [Tableau 15](#) regroupe les différents composés qui peuvent être retrouvés dans la composition du biogaz et leurs acceptabilités en fonction des voies de valorisation envisagées.

Tableau 15: Principaux composés identifiés dans le biogaz issu de la méthanisation [1]

Composés	Production de chaleur et électricité	Bio-Carburant	Gaz de ville
CH ₄	+++	+++	+++
CO ₂	+	-	-
N ₂	-	-	-
O ₂	-	-	-
Halogènes	-/x	x	x
NH ₃	-/x	x	x
H ₂ S	-/x	x	x
H ₂ O	X	x	x
Siloxanes	-/x	x	x

+++ : nécessaire au procédé

+ : apport positif au procédé

- : dommageable au procédé qu'en cas de forte concentration

x : dommageable au procédé

La composition du biogaz varie intrinsèquement aux conditions opératoires qui ont permis sa production. Ainsi chaque unité de méthanisation présente des profils de biogaz différents. Chaque composé présenté dans le [Tableau 15](#) trouve donc son origine dans les substrats ayant servi à la méthanisation. L'H₂S provient par exemple, de la décomposition de déchets soufrés. Certains composés sont également dépendants du type de méthanisation, ainsi les siloxanes, issus généralement des plastiques, ne se retrouvent en grande quantité que lors de méthanisation en centre d'enfouissement.

Le [Tableau 15](#) indique également que certains composés sont préjudiciables à l'ensemble des procédés et doivent être retirés avant toute forme de valorisation. Les critères d'épuration varient cependant en fonction des législations propres à chaque pays. Ainsi la fraction d'O₂ acceptable dans le gaz de ville n'est pas la même en Suède et en Suisse. De même les posttraitements doivent être adaptés aux procédés de valorisation. Ainsi pour une valorisation par cogénération, l'épuration nécessaire sera moins contraignante si l'emploi d'une turbine est réalisé en comparaison avec l'emploi d'un moteur à combustion.

Tableau 16: Posttraitements majoritairement employés pour l'épuration du biogaz issu de la méthanisation [296,297]

Composés	Posttraitement	Principe
CO ₂	Procédé membranaire	Fonction de la perméation des molécules
	Procédé thermique	Utilisation de procédé cryogénique en fonction des températures de congélation
	Procédé d'adsorption	Tamis moléculaire, souvent en combinaison avec une baisse de la température et une mise en pression du biogaz (Pressure Swing Adsorption)
	Procédé d'absorption	Lavage par utilisation d'eau, de solvant organique ou inorganique ou chimique (potasse, amine...)
N ₂	Procédé thermique	En couplage avec les procédés de cryogénies ou de tamis moléculaire utilisé pour le CO ₂
	Procédé d'adsorption	Emploi de charbon actif
O ₂	Procédé thermique	En couplage avec les procédés de cryogénies ou de tamis moléculaire utilisé pour le CO ₂
	Procédé d'adsorption	Emploi de charbon actif
	Procédé membranaire	Fonction de la perméation des molécules
Halogènes	Procédé membranaire	Fonction de la perméation des molécules
	Procédé d'adsorption	Emploi de charbon actif
NH ₃	Procédé membranaire	Fonction de la perméation des molécules
	Procédé thermique	Si dissous dans l'eau, alors retiré lors des procédés de séchage
H ₂ S	Procédé thermique	Baisse de la température pour extraction en même temps que le CO ₂
	Procédé d'adsorption	Emploi de charbon actif, généralement après imprégnation
	Procédé d'absorption	Lavage par utilisation d'eau, de solvant organique ou chimique (base de Fe notamment)
	Procédé biologique	Filtre biologique en présence d'O ₂ (thiobacilles)
	Procédé chimique	Oxydation par injection d'air/oxygène dans le réacteur ou emploi d'ion ferrique ou ferreux (colonne, support...)
H ₂ O	Procédé thermique	Refroidissement (souvent couplé avec une mise sous pression) ; séchage (apport chaleur) ; couplage des deux procédés
	Procédé d'adsorption	Tamis moléculaire
	Procédé d'absorption	Emploi de solvant organique (base de glycol)
Siloxanes	Procédé d'adsorption	Emploi de charbon actif
	Procédé d'absorption	Lavage avec des solvants organiques
	Procédé thermique	Utilisation de procédé cryogénique en fonction des températures de congélation

Comme présenté dans le [Tableau 16](#), l'épuration d'un composé peut être réalisée par plusieurs procédés différents. Ces derniers sont généralement étudiés pour influencer sur des paramètres tels que la solubilité, la polarité, la taille ou le changement d'état de la matière. De plus, l'épuration de plusieurs composés peut nécessiter une succession de procédés de posttraitement, c'est notamment le cas pour des valorisations sous forme de carburant ou de gaz de villes. Le choix se portera alors sur la complémentarité des procédés entre eux, afin de maximiser l'épuration tout en diminuant les coûts. En fonction de l'échelle d'application, les coûts des posttraitements peuvent en effet devenir importants. Il est donc nécessaire de tenir compte, lors de la sélection d'un système d'épuration de, la taille des unités et la régénération des catalyseurs impliqués (ex : charbon actif).

IX / Valorisation du digestat

La valorisation du digestat produit en fin de méthanisation est généralement réalisée par épandage sur des terres agricoles ou épuration en vue d'un retour au milieu naturel. Dans le premier cas, le digestat est alors transformé en fertilisant liquide ou en engrais. Il doit alors respecter des normes de rejet garantissant son absence d'impact pour l'agriculture ou le milieu naturel. Le choix du procédé, permettant la mise en conformité de digestat vers une des deux voies mentionnées précédemment va alors dépendre des caractéristiques intrinsèques au digestat produit. Une troisième voie de valorisation peut également apparaître lorsqu'un digestat ne peut pas être redirigé vers les sols. En effet les caractéristiques du digestat varient en fonction des conditions opératoires de la méthanisation, mais varient avant tout en fonction, de la matière première utilisée. Ainsi, si cette dernière présente des composés toxiques (composés chimiques ou métaux lourds) ou des bactéries pathogènes préjudiciables au milieu naturel, que la méthanisation n'as pas permis de réduire/éliminer, une autre voie de valorisation doit être envisagée. Il est alors généralement entrepris une valorisation énergétique du digestat par combustion. Cela peut également être le cas en absence de terre agricole éligible à un plan d'épandage. La [Figure 11](#) présente les voies de valorisation et les principaux posttraitements associés

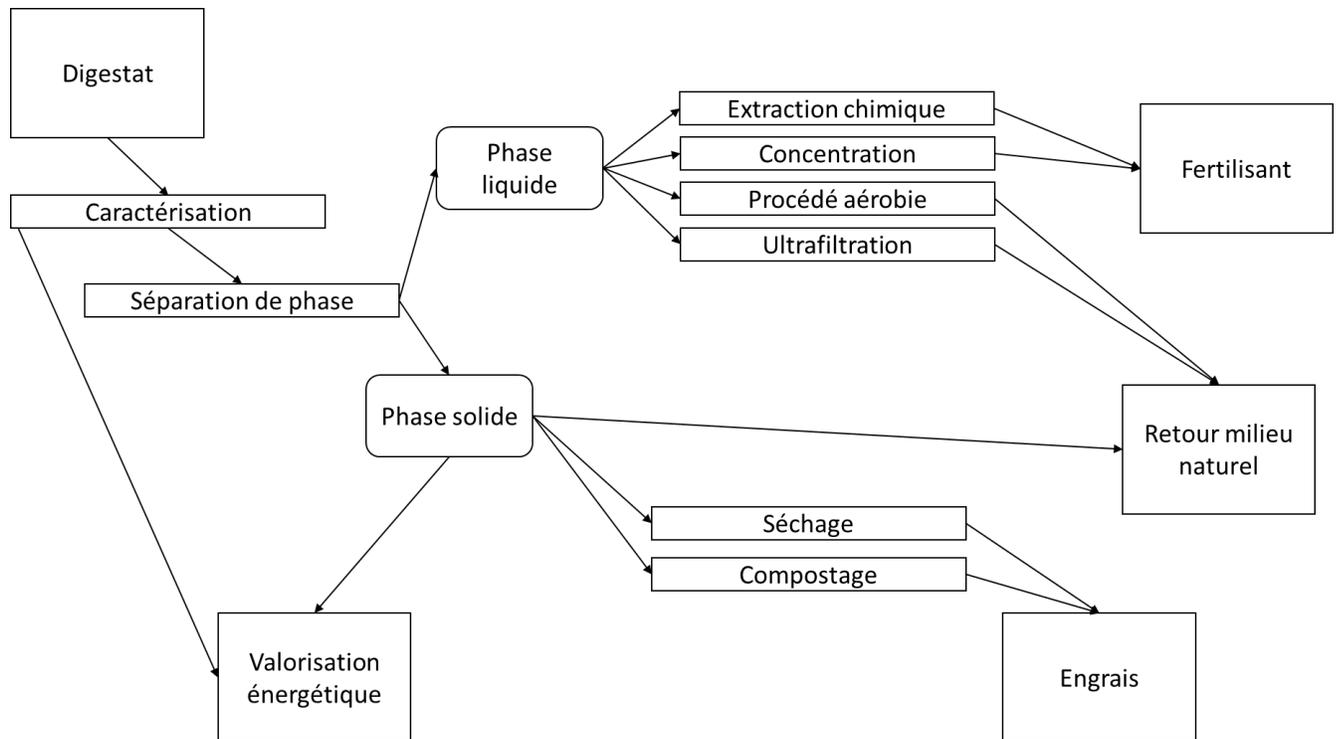


Figure 11: Voies de valorisation du digestat issue de la méthanisation [296]

Avant toute étape de caractérisation ou de posttraitement, les digestats sont généralement stockés afin d'affiner la dégradation de la MV tout en récupérant le biogaz produit. Le temps de ce stockage va principalement dépendre de la dégradabilité du substrat initial et des conditions opératoires appliquées lors de la méthanisation (prétraitement, chaleur, TRH). Par la suite et afin de déterminer le ou les procédés à employer sur le digestat, plusieurs éléments doivent être pris en compte. La valorisation du digestat est généralement fonction de la MV restante après méthanisation, de la fraction en N, P et K, disponible, de la concentration en micro-organismes, en métaux lourds et en composés toxiques. Dans le cas d'un retour aux sols du digestat après posttraitement, ses caractéristiques doivent alors correspondre à la législation propre à chaque pays. Ainsi les procédés de posttraitement ont pour but de traiter le digestat afin de le faire correspondre avec ces législations. Selon la nature du substrat méthanisé (eau usée, produit d'origine animale), la réglementation peut également limiter, voire interdire le retour dans le milieu naturel. L'emploi de traitements spécifiques, principalement d'hygiénisation peut alors être imposé.

Hormis dans le cas de digestat présentant de fortes concentrations en composés toxiques, la première étape, suite à la caractérisation, est la séparation de phase du digestat. Cela peut être réalisé par diverses presses ou procédés de centrifugation. Le but est d'aboutir à la formation d'une phase liquide et d'une phase solide, toutes les deux valorisées, par la suite de façon différentes.

Phase solide

Il est habituellement considéré que la phase solide représente la fraction la plus réduite de la masse totale du digestat. Elle concentre toutefois une fraction de la MV, du carbone, de l'azote et du phosphore. La MV peut servir pour une valorisation énergétique ou pour alimenter en tant que substrat, les micro-organismes nécessaires au compostage. La fraction en C, majoritaire dans la phase solide en comparaison à la phase liquide, est, elle, recherchée pour l'amendement des sols, afin d'éviter leurs appauvrissements. Les fractions de N et de P ont notamment une utilité en tant qu'engrais pour des terres agricoles. Le séchage de la fraction solide peut également être envisagé pour éviter la dégradation des nutriments du digestat, comme c'est le cas lors du compostage et ainsi produire un engrais plus riche. Ce procédé nécessite néanmoins d'être considéré avec soin pour ne pas déséquilibrer le rendement énergétique et économique de la méthanisation.

Phase liquide

La phase liquide représente la plus importante fraction en nutriments, disponibles sous la forme d'azote, de phosphore et de potassium. Cela en fait donc, potentiellement, un bon fertilisant pour les terres agricoles. Les nutriments peuvent alors être récupérés par extraction à l'aide de composés chimiques (précipitation, stripping) ou par concentration en enlevant la fraction aqueuse. La proportion de MV, également présente dans la phase liquide, permet de plus, des posttraitements biologiques de nitrification (équivalent STEP) ou l'emploi de ZRV. Dans ces cas, le produit formé est alors une eau épurée qui peut après être redirigée vers le milieu naturel. L'ultrafiltration peut, elle aussi, être employée pour épurer la phase liquide du digestat mais entraîne toutefois des coûts très importants.

X / Contexte réglementaire

Afin d'intégrer la méthanisation à l'échelle urbaine, un cadre réglementaire doit être respecté. Néanmoins, ce dernier est, à ce jour, principalement basé sur des modèles agricoles à large échelle. Par conséquent, il n'existe pas à notre connaissance, de recommandations, quant aux montages de dossiers relatifs à une unité de méthanisation dans un quartier. En effet, faute d'un nombre de projets conséquents, le cadre à suivre pour ces applications, s'avère difficile à documenter. Le contexte réglementaire de la méthanisation en France, comprend toutefois : i) les obligations vis-à-vis de la collecte et du traitement de la biomasse ii) les conditions d'installation et d'agrément de l'unité de traitement iii) les modalités de valorisation et d'emploi du digestat et du biogaz produit.

Concernant le tri et le traitement de la biomasse, à l'échelle urbaine, la méthanisation se concentre principalement sur les gisements d'eaux usées et de biodéchets. Concernant les eaux usées, les installations sont soumises à la loi sur l'eau en cas de mono-digestion. Le cas échéant elles sont soumises à la réglementation ICPE 2780 et 2781 mais non soumises à l'agrément

sanitaire. Pour les biodéchets, ils sont définis par l'Article R541-8, comme « Tout déchet non dangereux biodégradable, de jardin ou de parc, tout déchet non dangereux alimentaire ou de cuisine, issue notamment des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que tout déchet comparable provenant des établissements de production ou de transformation de denrées alimentaires. » Ces biodéchets sont alors soumis à plusieurs réglementations. Tout d'abord, l'article L. 541-21-1 du code de l'environnement, qui fixe depuis le 1er janvier 2012, une obligation de tri des biodéchets pour les gros producteurs. Depuis le 1er janvier 2016, le terme « gros producteur » désigne des professionnels produisant plus de 10 tonnes par an et/ou plus de 60 litres par an d'huiles alimentaires usagées. En 2025, l'application de cette loi inclura alors l'ensemble des producteurs de biodéchets français, y compris les ménages, rendant le gisement de biodéchets d'autant plus abondant. Composant même du gisement, une réglementation particulière concerne les déchets de cuisine et de table ou DCT, définis d'après l'annexe 1.22 du règlement sanitaire européen 142/2011, comme : « Tous les déchets d'aliments y compris les huiles de cuisson usagées provenant de la restauration et des cuisines, y compris les cuisines centrales et les cuisines des ménages. » En termes de valorisation ces DCT sont alors considérés comme des sous-produits animaux ou SPAn de catégorie 3 (d'article 3 du règlement européen (CE) n°1069/2009). Leur valorisation, est ainsi soumise à certaines conditions, afin de s'assurer de la sécurité sanitaire des opérations réalisées. Pour cette raison les DV collectés comme biodéchets ne doivent pas être mélangés au DCT ou ils devront par la suite être considérés également comme des SPAn. Aucune fréquence de collecte n'est fixée par la réglementation, elle doit toutefois être assez régulière pour éviter la putréfaction du gisement. Le cas contraire le déchet sera reclassé en catégorie 2 et nécessitera des prétraitements plus conséquents. Il est à noter que l'emploi d'un séchage des DCT après collecte, peut permettre d'éviter la putréfaction du déchet et ainsi d'augmenter sa conservation. Les transports des DCT, définis notamment par le règlement (UE) n°142/2011, exige qu'ils soient réalisés « dans des emballages neufs scellés ou dans des conteneurs ou véhicules étanches et couverts ». D'après l'article R. 541-50 du code de l'environnement ils doivent également être enregistrés en préfecture et d'après la réglementation sanitaire, enregistrés auprès de la direction départementale en charge de la protection des populations (DDecPP). Le règlement (UE) n°142/2011 fixe, enfin, les nécessités de traçabilité relatives à ces déchets spécifiques.

Concernant les modalités de traitement des biodéchets, plusieurs réglementations régissent l'installation d'une unité de méthanisation urbaine. Tout d'abord les projets de méthanisation doivent obtenir un permis de construire démontrant que le dispositif est en adéquation avec le plan local d'urbanisme et le plan d'occupation des sols. Quelle que soit la taille du projet, une unité de méthanisation est soumise à la réglementation ICPE et principalement à la rubrique 2781-2. La rubrique 2780 concerne les cas où une unité de compostage est associée au projet. L'emploi d'eaux usées et de SPAn, classe alors, l'installation sous le régime « soumis à autorisation », qui nécessite la réalisation d'une enquête publique lors de l'établissement du dossier ICPE. De plus, si l'unité de valorisation est amenée à traiter des SPAn, elle doit également disposer d'un agrément sanitaire (règlement CE n°1069/2009). L'unité devra donc

s'équiper d'une étape d'hygiénisation et de broyage des DCT afin de réaliser une réduction de la taille des déchets jusqu'à 12 mm et un traitement thermique de 70°C durant 1h.

Concernant la valorisation du digestat, le contexte réglementaire va s'appuyer principalement sur le dossier ICPE, sur le règlement sanitaire départemental et sur les arrêtés préfectoraux en vigueur. La valorisation du digestat est majoritairement réalisée par épandage, notamment lors de l'emploi d'eaux usées. Le but de la réglementation est alors de s'assurer de l'intérêt agronomique du digestat, tout en garantissant l'absence de danger sanitaire pour l'homme et l'environnement. Le premier point, se concentre sur un plan d'épandage et sur la directive nitrate, afin d'exploiter principalement le N, P et K disponibles dans le digestat. Le second point s'appuie sur les traitements appliqués au digestat en fonction des déchets initialement utilisés ainsi qu'aux respects des démarches de « marche en avant » et d'analyse des étapes critiques (HACCP). Il prend également en compte les distances entre la zone d'épandage et les habitations ou les cours d'eau, afin d'éviter de potentielles nuisances ou contaminations des milieux. Si une séparation de phase est réalisée, la fraction solide du digestat peut être valorisée après une étape de compostage. Le compostage permet notamment de maturer les caractéristiques agronomiques du digestat afin de s'approcher, voire d'atteindre, les normes d'homologation d'un amendement organique (NF U 44-051 ou 44-095).

Concernant la valorisation du biogaz, celle-ci va dépendre de son l'emploi final. Pour l'injection dans le réseau urbain, des décrets et arrêtés fixent ainsi les conditions de ventes du biométhane (Décret n° 2011-1594 du 21 novembre 2011) et les substrats entrants autorisés (Arrêté du 23 novembre 2011). Pour la valorisation du biogaz sous forme de chaleur ou d'électricité, le règlement sanitaire départemental et l'ICPE (rubrique 2910 ou 2931) sont les principaux documents quant à la réglementation sur les installations de combustion. Si l'unité permet de produire plus de 50 MW annuelle, elle doit également présenter une autorisation d'installation spécifique. Elle est alors soumise à la Directive européenne du 24 novembre 2010 quant aux émissions de ce type d'installation. A l'échelle d'un quartier, si l'on admet l'emploi de petites unités de méthanisation, elles ne sont alors, pas soumises à une autorisation spécifique. Dans ce cas les valeurs d'émission sont fixées par la Directive européenne du 25 novembre 2015. Cette dernière concerne les unités d'une puissance comprise entre 1 et 50 mégawatts (MW) « destinées à la production de chaleur industrielle, au chauffage urbain ou à la production d'électricité ».

○ Conclusion

La bibliographie sur la méthanisation est riche de plus de 50 ans de recherche et couvre un vaste champ de domaines d'étude, allant de la biologie des réactions fermentaires, aux sciences du procédé. Son domaine d'application est également très large. Il comprend les premiers digesteurs pour les eaux usées ou les déchets agricoles et les unités modernes, centralisant et valorisant la biomasse, par co-digestion. Une démarche de synthèse de la bibliographie permet ainsi, d'identifier une multitude de procédés, qui peuvent être utilisés pour traiter un substrat précis. Il en résulte une adéquation entre le ou les substrats à traiter et les conditions opératoires mises en œuvre. Prétraitement physique ou enzymatique, méthanisation en voie sèche ou voie humide, procédé mésophile ou thermophile... La faisabilité de la méthanisation n'apparaît plus alors comme une question de limite de procédé mais comme un enjeu de caractérisation des gisements. Le but étant de déterminer des paramètres optimaux, pour conduire à une production de biogaz stable, évitant toute inhibition. Néanmoins, avant une application du procédé à échelle urbaine, il demeure plusieurs questions relatives à la détermination de ces gisements et de ces paramètres.

« Quelle taille de gisement est à considérer pour l'échelle d'un quartier ? Peut-on valoriser ces gisements ensemble ? Quels paramètres sont à appliquer pour une méthanisation stable et optimale ? Enfin, la connaissance de ces paramètres est-elle suffisante pour garantir l'intégration du procédé à une échelle donnée ? »

La détermination d'un substrat urbain, permettrait ainsi de proposer des procédés en adéquation avec ses caractéristiques. Toutefois la zone d'implantation est à considérer, lors du choix des gisements constituant ce substrat. L'échelle d'un quartier, représente en effet, un cadre non connu, un environnement, qu'il faut déterminer pour pouvoir proposer un système de valorisation qui se veut judicieux et intégré. A l'heure actuelle, il existe déjà, des projets développés en ce sens et chacun d'entre eux propose donc, une part de réponse quant à ces questions. Afin d'étudier l'intégration de la méthanisation à l'échelle urbaine, la réalisation, d'un retour d'expérience sur les projets ayant mené ce type de valorisation apparaît, comme une première étape essentielle.

Chapitre 2 : **Retours d'Expérience**

Analyses de projets internationaux

I / Contexte

L'évolution des sociétés humaines pose aujourd'hui la question de l'avenir de leurs énergies et de leurs impacts environnementaux [298] Avec l'épuisement des ressources en énergies fossiles, nous constatons que la législation internationale et surtout les politiques européennes conduisent à une transition énergétique axée sur les ressources locales et renouvelables. D'ici 2050, on estime que la population mondiale atteindra 9,6 milliards d'habitants, dont 66 % vivront en milieu urbain. Actuellement, 54% de la population vit dans ces zones et les villes représentent déjà 70% des émissions totales de CO₂ [299] L'échelle urbaine apparaît donc comme essentielle à l'implantation de gestion durable des ressources [300]. La digestion anaérobie est l'une des technologies mise en évidence pour cette transition énergétique en raison de sa capacité à valoriser les déchets organiques, à produire de l'énergie sous forme de biogaz et à récupérer des nutriments pour la fertilisation des sols [301,302]. Considérant les quantités de déchets produits à l'échelle urbaine, le procédé peut ainsi conduire à un traitement durable et à une valorisation de la matière organique. Au niveau international, certains éco quartiers et villes mènent ainsi des projets pilotes dans ce sens, en s'appuyant sur des processus de valorisation préexistants ou sur l'installation de nouvelles unités. Néanmoins, bien que le potentiel de la méthanisation urbaine semble élevé, il persiste un manque de connaissances pour intégrer ce processus dans les zones urbaines de demain [303].

Les éco quartiers sont une réponse, aux réflexions menées quant à l'urbanisme, l'environnement et la durabilité de nos espaces urbains [304]. Ils doivent servir de modèle à de nouveaux types de constructions ou à la réhabilitation d'espaces désaffectés. Ces habitations doivent ainsi soutenir une gestion durable des ressources et comprendre un dynamisme local autant social qu'économique [32,31,30,305]. Les éco quartiers sont en effet, compacts afin de limiter les distances entre les habitants et les centres d'intérêts économiques et culturels. L'absence ou la limitation de l'utilisation de l'automobile renforcent également les synergies de proximité et conduisent à la réduction des gaz à effet de serre [306]. Ils comptent généralement de 400 à 7000 habitants et les immeubles sont limités à 2 ou 3 étages. La densité urbaine est étudiée pour respecter les concepts de "seuil de viabilité", qui sont favorables à l'établissement de liens sociaux [35]. Les espaces inhabités sont généralement transformés en jardins urbains, à proximité des habitations [37]. Le développement d'un quartier durable passe également, par la création d'écoles, de cantines, de magasins et la mise en place d'un réseau économique, local. Ces aspects participent ainsi à la réussite de modèles d'économie circulaire. En effet, la proximité sociale aillant pour effet, d'encourager et récompenser naturellement les initiatives solidaires tout en diminuant les comportements individualistes [307]. Les habitants des éco quartiers sont donc, généralement plus conscients de la préservation des ressources et le tissu social établi, favorise l'émergence d'actions citoyennes/communautaires [308]. La gestion durable des ressources et de l'énergie est au cœur de la conception d'un éco quartier [309]. La réduction de la consommation et la réutilisation des ressources y sont examinées de près. En 2015, Pan et son équipe [45] ont identifié quatre obstacles principaux à la mise en place de systèmes Waste-To-Energy urbains, à savoir : les aspects économiques, sociaux, technologiques et politiques.

Les études actuelles sur la méthanisation urbaine fournissent des données principalement sur la digestion des déchets, le prétraitement et le posttraitement à l'échelle du laboratoire ou à l'échelle

pilote, le tout dans un contexte national. Néanmoins, les données techniques sur des projets réels et le suivi de leurs fonctionnements sont moins documentés. La compréhension de l'influence des contextes sociaux, économiques ou politiques sur les processus déployés, est également peu développée à l'heure actuelle.

Le but de ce document, est donc de fournir une réflexion sur le processus de méthanisation urbaine par le biais d'un retour d'information sur les systèmes de valorisation des déchets déjà mis en place. A cette fin, les réalisations et les limites de procédés in situ et ex situ vont être décrites, étudiées et comparées. L'étude se concentre sur l'analyse technologique des processus impliqués et s'appuie également sur des éléments économiques, sociaux et politiques.

II / Méthodes

Pour mener à bien cette étude, nous avons tout d'abord collecté des données des articles scientifiques traitant de méthaniseurs en zone urbaine. Par la suite, pour augmenter le nombre de cas étudiés, nous avons recueilli des rapports et des documents techniques relatifs à des projets urbains incluant un procédé de digestion anaérobie. De nombreux intervenants ont ainsi été contactés afin de mieux comprendre le développement de ces systèmes. Une troisième étape a ensuite été menée sur les éco quartiers ou les projets n'incluant pas la digestion anaérobie mais d'autres procédés de valorisation durable. Cela afin d'appréhender des contextes défavorables à l'intégration de la méthanisation. La base de données collectées ne peut toutefois pas être considérée comme exhaustive. Elle est notamment limitée par les difficultés à collecter l'information provenant de projets locaux ou encore par le nombre restreint de valeurs scientifiquement utilisables. Nos contacts pour cette étude comprennent, des centres de recherche, des bureaux d'architecture, des entreprises privées et des municipalités. La plupart des références relatives à ces projets sont disponibles dans le [Tableau 17](#).

Pour la construction des [Tableau 17](#) et [Tableau 18](#), les 15 projets étudiés sont regroupés selon leur emplacement et les procédés utilisés. Le [Tableau 17](#) résume les informations relatives aux quartiers ou aux villes étudiés et leurs contextes d'intégration. Pour faciliter la lecture des résultats recueillis, la terminologie suivante a été utilisée. Les "procédés in situ " correspondent à une unité de valorisation, avec un système de collecte, située dans la zone du projet. Les "procédés ex situ " désignent une unité de valorisation située en dehors de la zone du projet et utilisant ces déchets après transport. Le nombre d'hébergements est ici renseigné pour contextualiser l'échelle pour laquelle ces projets ont été définis. Cependant, celle-ci n'est pas liée aux dimensions de la structure de valorisation, en particulier pour des unités de méthanisation ex situ, qui peuvent être alimentées par d'autres gisements que ceux du projet étudié. Les éléments de contexte et les limites déjà disponibles sont également indiqués. La section « statut », se réfère à l'étape de développement de l'unité de valorisation de chaque projet, à savoir, en Développement, en Exploitation ou Abandonné. La date de démarrage des projets est renseignée afin de relier les technologies mises en œuvre à un contexte social, économique et politique. Le [Tableau 18](#), centralise les éléments disponibles sur les conditions opérationnelles appliquées dans les unités de valorisation. L'ensemble des systèmes de gestion des déchets est considéré, incluant les procédés et leurs spécificités. La mention de "zone urbaine étendue" fait référence à une zone de collecte plus large que celle considérée pour le projet. La mention de "zone restreinte" est

relative à la situation inverse.

À partir des [Tableau 17](#) et [Tableau 18](#), trois cas ont été sélectionnés et développés. Cette sélection a consisté à choisir les projets les plus étudiés et documentés, pour lesquels les données disponibles fournissent une approche systémique de la digestion anaérobie et de son contexte. Les publications internationales provenant de sources scientifiques ont été préférées. De plus, une diversité de projets a été sélectionnée avec des implantations in situ et ex situ et les trois différents stades de développement. Enfin, il a été décidé de ne considérer que les quartiers européens développés à partir des années 2000 pour rester dans un contexte social, économique et politique proche. Les paragraphes sont construits pour décrire l'ensemble du système de digestion anaérobie implanté dans ces projets, comprenant ainsi la collecte, le stockage, le transport, le prétraitement et le posttraitement. Les [Figure 12](#), [Figure 13](#) et [Figure 14](#) sont des représentations schématiques de ces modèles. Des détails sur les infrastructures et les équipements sont également fournis. Ces résultats décrivent la gestion de la digestion anaérobie à l'échelle urbaine en mettant en évidence les procédés inhérents au système de valorisation.

Le [Tableau 19](#) est construit à partir de publications et de rapports techniques provenant des différents cas étudiés. Il est étayé par des articles scientifiques du domaine, servant de référence. Il rassemble tous les gisements de déchets utilisés dans les cas étudiés et les décrit en termes de localisations, de points de collecte, de quantités et d'analyses physico-chimiques. Les données concernant la collecte, prennent en compte la source du dépôt et le nombre de points de collecte. Lorsque les données sont disponibles, les valeurs moyennes et l'écart type sont précisés, sinon, les valeurs minimales et maximales sont renseignées.

Les limites de ce document sont principalement liées à l'état de développement des études de cas. En effet, à l'heure actuelle, la littérature scientifique et les projets traitant de méthaniseurs implantés en zone urbaine, sont en nombre modeste. De plus, une fraction de ces données est fournie par des rapports locaux, rédigés dans la langue du pays porteur du projet et avec un focus technique. Par conséquent, l'information est partielle, difficile à obtenir et ne répond pas toujours aux questions scientifiques fondamentales. A titre d'exemple, les rendements des unités en termes de valorisation ou leurs coûts et bénéfices en énergie sont souvent peu étudiés. De même, les conditions opérationnelles utilisées pour la méthanisation ne sont souvent pas entièrement détaillées. Cela, en plus, des diverses données manquantes, limite la compréhension du contexte global et la performance de l'analyse. Il est également admis, que la liste des projets étudiés n'est pas exhaustive. Par conséquent, les projets choisis et leurs positions géographiques (majorité UE) limitent l'analyse ; en effet, chaque pays possède sa propre culture, son mode de vie, ses habitudes alimentaires et ses déchets organiques. Ces variables influencent ainsi, fortement la gestion des déchets et le procédé de méthanisation ainsi que les aspects sociaux, politiques ou économiques qui y sont liés. Néanmoins, ce Chapitre permet d'identifier des informations et des conseils pour la digestion anaérobie à l'échelle urbaine, recueillis en comparant la gestion in situ et ex situ de procédé de valorisation des déchets urbains.

III / Résultats

a) Projets Internationaux

Le [Tableau 17](#) présente les 15 projets étudiés. Ils sont triés en fonction de leurs emplacements et du type de procédé utilisé. La section « Références » inclut également les projets contactés au cours de cette étude et qui sont marqués d'un *.

Tableau 17: Aperçu des projets étudiés

Nom	Pays	Dimensionnement	Procédé étudié	Contexte	Limites identifiées	Statut de l'unité de valorisation	Date de lancement du projet	Références
<i>Bedzed</i>	Angleterre	82 appartements 50 habitations/ha.	Living Machine ¹	Programme Zéro Carbone; programme "one living planet"	Environnementalement et écologiquement non-durable	Abandonné	2000 (quartier)	[310,311]
<i>LEAP</i>	Angleterre	-	Méthanisation in situ	Projet collaboratif	-	En fonctionnement	2013 (unité de valorisation)	[312]
<i>Les Grisettes (Montpellier)</i>	France	1 500 appartements 75 habitations /ha.	Méthanisation in situ	Problèmes sociaux et économiques quant à l'unité de méthanisation	Avant l'optimisation de l'unité : présence de vermine, nuisance olfactive, faible production d'énergie	En fonctionnement	2005 (unité de valorisation) - 2014 (quartier)	[10,313] *
<i>Brest</i>	France	142 000 habitants 281 100 résidents/ha.	Compostage in situ	Engagement politique et initiatives sociales	-	En fonctionnement	1998 (unité de valorisation)	[314] *
<i>Freiburg im Breisgau</i>	Allemagne	230 000 habitants 147 900 résidents /ha.	Méthanisation ex situ	-	-	En fonctionnement	1999 (unité de valorisation)	[34,309, 315-317] *
<i>Flintenbreite (Lübeck)</i>	Allemagne	117 appartements 70 résidents /ha.	Méthanisation in situ	Hannover EXPO 2000 Engagement politique	Pas encore en fonctionnement, Etude préliminaire	En cours de développement	2000 (unité de valorisation)	[80,315, 316,318-320] *
<i>Jenfelder Au (Hamburg)</i>	Allemagne	2 000 habitants 57 résidents /ha.	Méthanisation "locale"	Hamburg Water Cycle® ; projet KREIS	Etude préliminaire	En cours de développement	2012 (quartier)	[145,315,316,321,322]
<i>Quartier Vauban (Freiburg)</i>	Allemagne	5 000 habitants 135 résidents /ha.	Méthanisation in situ	Habitation passive	Faillite financière	Abandonné	1997 (unité de valorisation)	[34,304, 309,315, 316] *
<i>Allermöhe (Hamburg)</i>	Allemagne	36 appartements	Compostage in situ	Modèle de construction écologique	-	En fonctionnement	1985 (quartier)	[315,316,323]
<i>Nashik</i>	Inde	1 487 000 habitants 573 800 résidents /ha.	Méthanisation ex situ	International Climate Initiative; Problème sanitaire ; Hamburg Water Cycle®	Etude préliminaire	En cours de développement	2013 (unité de valorisation)	[324-329]
<i>Noorderhoek (Sneek)</i>	Pays-Bas	232 appartements 44 résidents /ha.	Méthanisation in situ	Engagement social, scientifique et politique ;	-	En fonctionnement	2007	[81,302, 316,330]

				réhabilitation d'un quartier		ment		-333] *	
<i>Eva-Lanxmeer (Culemburg)</i>	Pays-Bas	250 logements dans 24 ha.	Méthanisation in situ ; Living Machine ¹	Initiative sociale et environnementale dans le domaine de la construction	Etude préliminaire ; Projet de méthanisation abandonné dû à la crise financière de 2007.	Abandonné	1999 (quartier)	[302,308,316,333-338] *	
<i>Malmö</i>	Suède	300 000 habitants 204 500 résidents /ha.	Méthanisation ex situ (Sjölunda)	Engagement scientifique et politique	-	En fonctionnement	1978 (eau usée) 1999 (déchet alimentaire)	[58,339-347]	
<i>Bo01/Fullriggaren (Malmö)</i>	Suède	2 000 appartements (2 districts) 122 résidents /ha.	Méthanisation ex situ (Kristianstad)	2001 European Exhibition ; réhabilitation d'anciens quais portuaires	-	En fonctionnement	2000 (quartier) 1997 (Kristianstad) 1978 (Sjölunda)	[42,58,304,339-343,348-350]*	
			Méthanisation ex situ (Sjölunda)			En fonctionnement			
<i>Hammarby Sjöstad (Stockholm)</i>	Suède	10 000 appartements 133 résidents /ha.	Méthanisation in situ (Henriksdal)	Importantes ambitions en termes d'environnement, supportées par une communauté politique et sociale ; réhabilitation d'une friche industrielle		Unité de valorisation toujours en cours d'évolution	En fonctionnement	1989 (Hammarby Model) 1971 (Henriksdal) 2014 (Södertörn)	[40,304,341-343,345,351-355]
			Méthanisation ex situ (Södertörn)			Unité de valorisation toujours en cours d'évolution	En fonctionnement		

* Incluant des communications personnelles

Tableau 18: Eléments opérationnels des unités de valorisation

Nom	Procédés étudiés	Déchets	Collecte	Stockage		Prétraitement	Débit entrant	Réacteur	Conditions	Production de biogas	Digestat/lixivia	Valorisation du biogaz
<i>Bedzed</i>	Living Machine ¹	Eaux Usées	Via des canalisations directement depuis les logements ; Aire urbaine restreinte	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>LEAP</i>	Méthanisation in situ	Déchets Alimentaires	Transport réalisé par les habitants ; Collecte des gisements locaux (vélo)	Cuve d'alimentation équipée d'un broyeur		-	-	Réacteur de 2m ³	-	-	Compost et fertilisant	Unité de CHP
<i>Les Grisettes (Montpellier)</i>	Méthanisation in situ	Déchets provenant des habitations et Déchets Verts	Camion de collecte ; Aire urbaine restreinte	Prétraitement mécano-biologique et chauffage		140 000 tonnes/an de déchets provenant des ménages (organiques + inorganiques)	-	Basé sur le procédé Valorga® ; Voie sèche ; Co-digestion	-	Production annuelle estimée à : 11 800 000 m ³ de biogaz	Compostage de 33 000 tonnes/an	Unité de CHP générant annuellement 22 GWh sous forme d'électricité et 12 GWh sous forme de chaleur. Energie utilisée par des infrastructures et des habitations proches
<i>Brest</i>	Compostage in situ	Déchets Verts et une fraction des déchets organiques provenant des ménages	Transport	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Freiburg im Breisgau</i>	Méthanisation ex situ	Déchets organiques provenant des ménages et	Transport ; aire urbaine étendue	-	Tri mécanique et broyage	39 200 tonnes/an	-	Basé sur le procédé Valorga® ; Condition thermophile ; Voie sèche ; Mono-	-	110 - 120 Nm ³ /t apportés au	Presse à vis ; en tant que fertilisant	Unité de CHP ; 11 600 000 kWh sous forme d'électricité

		des commerçants locaux			: Ajout d'eau			digestion ; 4000 m ³	réacteur	12 600 tonnes/an et compost 9 500 tonnes/an	
<i>Flintenbreite (Lübeck)</i>	Méthanisation in situ	Eaux Usées et Déchets organiques provenant des ménages	Gestion des eaux usées indépendantes et collecte des déchets organiques directement depuis les habitations	Broyage, cuve de stockage et procédé d'hygiénisation		1 217 m ³ /an d'eaux noires ; 3 tonnes/an de déchets alimentaires	CSTR de 72 m ³	Voie humide ; Température mésophile ; TRH: 21-24 jours ; Co-digestion	4 700 m ³ CH ₄ /an ; 22 500 m ³ CH ₄ /an, estimés pour des conditions optimales avec une co-digestion supplémentaire	Presse à vis ; Fertilisant et compost	Unité de CHP
<i>Jenfelder Au (Hamburg)</i>	Méthanisation "locale"	Eaux noires ; Graisses alimentaires ; Déchets alimentaires et Tontes d'herbe	Aire urbaine étendue	Ensilage pour les tontes d'herbe	Broyage ou presse des tontes d'herbe	30m ³ /jour	Semi-CSTR de 900m ³	Voie humide ; Température mésophile ; TRH: 25 jours ; Co-digestion	-	Séparation mécanique ; Fertilisant et compost ; Production annuelle estimée à 1 700-3 500 tonnes de compost et 50-120 tonnes de fertilisant	Unité de CHP
<i>Quartier Vauban (Freiburg)</i>	Méthanisation in situ	Eaux Usées	Collecte par des canalisations ; Aire urbaine restreinte	-	-	-	-	-	-	-	Unité de CHP
<i>Allermöhe</i>	Compo	Eaux Usées ;	Collecte	-	-	-	-	-	-	40 l/cap/an	-

<i>(Hamburg)</i>	stage in situ	Déchets organiques provenant des ménages et Déchets Verts	directement depuis les habitations ; Transport								
<i>Nashik</i>	Méthanisation ex situ	Déchets alimentaires (provenant d'hôtels proches) et Eaux noires	“Community toilet complex” et camions de transport ; Aire urbaine restreinte	Stockage dans une fosse septique	Broyage et procédé d'hygiénisation	30 tonnes/jour	1300 m ³	Voie humide ; TRH: 35 jours ; Co-digestion	2 500 m ³ de biogaz/jour	1.5-2 million tonnes/jour sous forme de fumier	Unité de CHP produisant 3 300 kWh/jour (estimation)
<i>Noorderhoek (Sneek)</i>	Méthanisation in situ	Eaux noires, Déchets alimentaires et Eaux grises (étude)	Collecte par des canalisations directement depuis les habitations ; Aire urbaine restreinte	-	Floculation des eaux grises ; Broyage des déchets alimentaires	280-670 l/jour	UASB de 2.5-7 m ³	Voie humide ; Température mésophile ; TRH: 0.8-27 jours ; Co-digestion ; Mono-digestion (étude)	13,8 - 12,2 m ³ CH ₄ /cap/an	Précipitation de struvite et réservoir de Nitrification/Dénitrification	Unité de CHP ; 133 - 148 kWh/cap/an (sous forme de chaleur)
<i>Eva-Lanxmeer (Culemborg)</i>	Méthanisation in situ ; Living Machine ¹	Eaux noires, Déchets alimentaires et Déchets Verts	Gestion des eaux usées indépendantes ; Programme social de collecte et transport des déchets	Broyage et stockage dans une cuve d'acidification		1 073 m ³ /an	70 m ³	Voie humide ; Température mésophile ; TRH: 20 jours ; Co-digestion	27 000 m ³ biogaz/an	Compost et fertilisant	Extraction du CO ₂ et unité de CHP
<i>Malmö</i>	Méthanisation ex situ (Sjölunda)	Eaux noires et une fraction des Déchets alimentaires et provenant des ménages	Camions spécifiques pour la collecte de déchets et points de collecte par aspiration ; Aire urbaine étendue	Cuve de stockage (successive au système d'aspiration)	Épaississeur pour les boues produites	1 350 l eaux usées/seconde ; seulement une fraction est utilisée pour la méthanisation	6 réacteurs de 16000 m ³	Voie humide ; Température mésophile ; TRH: 40 jours ; Co-digestion	Unité de valorisation du biogaz d'une capacité de : 550 Nm ³ /h	Déshydratation et usage sous forme de fertilisant	80% du biogaz produit est converti sous forme de carburant pour les véhicules Capacité : 550 Nm ³ /h

<i>Bo01/Fullriggaren (Malmö)</i>	Méthanisation ex situ (Kristianstad)	Déchets alimentaires (Co-digestion avec du lisier)	Système d'aspiration des déchets ; Broyeurs d'éviers ; Aire urbaine étendue	Cuve de séparation	-	62 500 tonnes/an (5 500 tonnes de déchets alimentaires)	CSTR de 2x5 000 m ³	Voie humide ; Température mésophile ; TRH: 22 jours ; Co-digestion	-	Fertilisant ; 63 000 tonnes/an sous forme liquide ou de fumier biologique	Valorisation comme carburant, pour une capacité de 200 Nm ³ /h ; 40 000 MWh/an ; Sous forme de chaleur: 65 % Comme carburant : 35 %
	Méthanisation ex situ (Sjölunda)	Eaux noires et une fraction des Déchets alimentaires et provenant des ménages	Camions spécifiques pour la collecte de déchets et points de collecte par aspiration ; Aire urbaine étendue	Cuve de stockage (successive au système d'aspiration)	Épaississeur pour les boues produites	1 350 l eaux usées/seconde ; seulement une fraction est utilisée pour la méthanisation	6 réacteurs de 16000 m ³	Voie humide ; Température mésophile ; TRH: 40 jours ; Co-digestion	Unité de valorisation du biogaz d'une capacité de : 550 Nm ³ /h	Déshydratation et usage sous forme de fertilisant	80% du biogaz produit est convertit sous forme de carburant pour les véhicules Capacité : 550 Nm ³ /h
<i>Hammarby Sjöstad (Stockholm)</i>	Méthanisation in situ (Henriksdal)	Eaux usées (+ une fraction de Déchets alimentaires et de Graisses alimentaires)	Collecte par des canalisations directement depuis les habitations ; Aire urbaine étendue	-	Procédé chimique de précipitation	54 000 tonnes/an (basé sur la MS des boues)	CSTR ; 7 réacteurs pour un total de 39 000 m ³	Voie humide ; Température mésophile (thermophile prévue prochainement) ; TRH: 19 jours	-	Déshydratation et usage sous forme de fertilisant ; 56 500 tonnes/ an de boues déshydratés	58 000 MWh (maximum), majoritairement sous forme de carburant et une faible fraction sous forme de gaz de ville
	Méthanisation ex situ (Södertörn)	Déchets alimentaires	Points de collecte par aspiration et camions spécifiques pour le transport des déchets	-	Tri mécanique ; Procédé d'hygiénisation	50 000 tonnes /an (prochainement étendue à 260 000 tonnes/an)	2 réacteurs de 4500 m ³	-	Augmentée à 20 millions Nm ³ de biogaz valorisés	Centrifugation et évaporation ; 14 000 tonnes de fertilisants produits annuellement	Valorisation sous forme de carburant pour une capacité de 80 GWh biogaz (prochainement augmentée à 200 GWh).

La section suivante, décrit spécifiquement, trois projets choisis dans les [Tableau 17](#) et [Tableau 18](#). Les paragraphes sont axés sur le système de digestion anaérobie, comprenant les interactions avec les procédés situés en amont et en aval de la méthanisation ainsi que les contextes respectifs à chaque cas d'étude. Pour chacun d'entre eux, une vue schématique du système WTE est réalisée afin de mettre en évidence les flux de déchets organiques. Celles-ci sont présentées dans les [Figure 12](#), [Figure 13](#) et [Figure 14](#).

i) Projet 1 : Flintenbreite

Ce logement écologique fait partie du projet global de l'EXPO 2000 de Hanovre. Il est situé à l'ouest de Lübeck et couvre une superficie de 5,6 ha, dont 2,1 ha d'espaces verts naturels. Le projet présenté se compose de 117 logements pour 380 habitants au maximum. Il s'agit d'un village avec un parking central où la circulation des voitures est quasi-absente. Les logements sont basés sur un concept d'écologie circulaire, qui comprend l'architecture, l'aménagement du paysage, la coopération sociale et la gestion des énergies et de l'assainissement. Une fois finalisé, les eaux grises y seront transportées par gravité jusqu'à plusieurs zones humides. L'eau de pluie provenant des toits et des zones étanches sera également recueillie dans de petites gouttières et infiltrée dans les eaux souterraines via des rigoles décentralisées. Les habitations ne sont pas raccordées au réseau public d'assainissement de la ville. Au lieu de cela, les eaux usées doivent être collectées et traitées dans un cycle autonome. Les habitations sont quant à elles, équipées de toilettes à vide à très faible consommation d'eau. Enfin, les eaux noires (matières fécales et urines) seront elles, transportées par un système d'égouts sous vide vers un réservoir de stockage.

Fin 2015, à Flintenbreite, la digestion anaérobie était encore en cours de développement. Le procédé correspond à une unité de méthanisation in situ, insérée au cœur de l'éco quartier. Des études préliminaires révèlent que les eaux noires, provenant des toilettes sous vide, sont jusqu'à trois fois plus concentrées que la moyenne enregistrée en Allemagne. Les eaux usées sont ensuite mélangées avec les déchets alimentaires récupérés dans les maisons par des broyeurs d'évier. La quantité d'eau est réduite pour minimiser la taille du réacteur et les déchets alimentaires déchiquetés sont ainsi plus facilement dégradés par les micro-organismes. Dans le projet, un prétraitement thermique doit être effectué à des fins d'assainissement, conformément à la réglementation en vigueur [316]. Les prétraitements sont prévus dans des réservoirs, ces "bacs" de stockage doivent permettre d'éviter un afflux soudain de déchets. Les substrats ainsi traités sont alors plus facilement dégradables et leurs flux sont ainsi fractionnés permettant une alimentation régulière du réacteur de méthanisation. En ce qui concerne le réacteur, un CSTR a été préféré. Il a été conçu pour fonctionner en condition humide avec des températures mésophiles. Le procédé est simple en termes de fonctionnement ; il ne nécessite pas de maintenance ou de contrôle spécifique (notamment de la MS), ce qui permet l'introduction de déchets alimentaires au mix d'entrée. Dans les études préliminaires, le digestat est directement utilisé comme engrais pour l'agriculture. Le biogaz devait lui alimenter une unité de cogénération (CHP), produisant ainsi de la chaleur et de l'électricité. Compte tenu de la quantité de déchets traités et de la taille du quartier, ce type de valorisation semble être le moyen le plus approprié pour limiter les pertes et les investissements financiers que nécessiteraient un éventuel posttraitement. De plus, la proximité entre l'installation et les habitations permet un retour maximal de l'énergie produite. La loi allemande sur les énergies renouvelables (EEG) prévoyant, depuis 2004, une allocation budgétaire pour soutenir les projets de valorisation des déchets en

électricité et en chaleur [315,316]

Toutes les opérations effectuées autour de l'unité de digestion anaérobie sont axées sur la réduction de la taille du réacteur. L'intégration du procédé en tenant compte de son environnement est cruciale. Le réseau de traitement des déchets est donc fermé et les nuisances sont limitées grâce au réservoir de stockage hermétique. Le système de gestion exige un niveau minimal de sensibilisation, en ce qui concerne l'utilisation des toilettes et la collecte des déchets alimentaires. L'implication des habitants dans le processus est censée être minimale, ce qui peut être regrettable compte tenu de l'opportunité que permet cette échelle de mise en œuvre. La gestion des déchets autonome de la ville, proposée dans ce cas d'étude fournit beaucoup d'informations. Néanmoins, cette mise en œuvre est limitée aux "résidences dortoirs". En effet, à l'heure actuelle, il n'intègre pas la collecte d'autres déchets organiques (restaurants, épiceries locales...), ce qui semble limiter le développement à une échelle de quartier à faible densité de population et d'infrastructures. La création d'un circuit fermé reliant toutes les résidences n'est toujours pas réalisée, ce qui explique, outre le changement d'investisseurs au cours du projet, le fait que, actuellement, le procédé de digestion anaérobie à Flintenbreite n'est pas opérationnel.

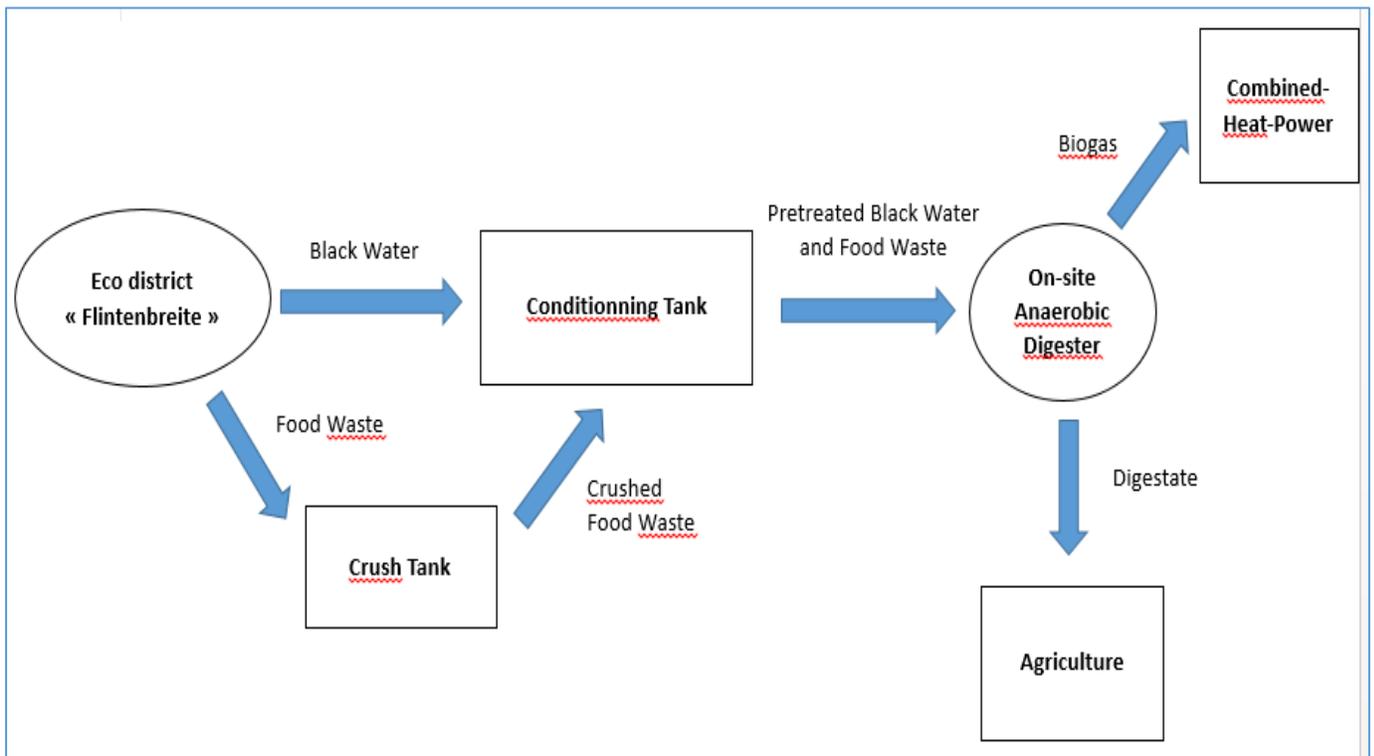


Figure 12: Schéma du système WTE sur Flintenbreite

ii) Projet 2 : EVA-Lanxmeer

Eva-Lanxmeer est un quartier socio-écologique de 24 ha qui a été construit avec des matériaux durables sur d'anciennes terres agricoles entourant une zone d'extraction d'eau potable protégée. Situé à proximité de la gare de Culemburg, le projet Lanxmeer se compose de 250 logements

dont 13% sont des appartements ; environ 38% sont des logements locatifs subventionnés et actuellement habités ; 24% sont des logements de milieu de gamme et 38% sont des logements de luxe. Il comprend également des jardins collectifs en permaculture, des locaux commerciaux (40 000 m² de surface brute) et des bureaux (27 000 m²). En plus d'une ferme urbaine biologique (48 000 m²), le quartier est complété par le Centre EVA (centre d'éducation, d'information et de conférences), un hôtel et une installation (Sustainable Implant). Cependant, le village a été construit mais le centre EVA et le projet de digestion anaérobie n'ont jamais été mis en œuvre en raison de la crise financière de 2007.

Bien qu'abandonné, le projet environnemental reste un modèle d'assainissement et de valorisation décentralisée (DESAR) intégré à l'échelle du district. Il comprend un circuit d'eau fermé, avec des toilettes à faible consommation d'eau et un système de gestion des eaux usées, indépendant de la ville de Culemburg. Il contient également une petite installation de biogaz in situ pour le traitement des eaux-vannes et des déchets organiques issus des ménages et des parcs proches. L'installation est également associée à une unité de cogénération. Le processus de valorisation comprend de plus, une serre fermée, une « Living Machine »¹, un composteur et une unité de recyclage ou Retourette².

Initialement le projet d'Eva-Lanxmeer propose ainsi, dans un même bâtiment, un circuit de récupération autarcique centré sur un processus de digestion anaérobie et relié à d'autres procédés tels que la « Living Machine »¹ et le compostage. Il a également été étudié pour limiter les pertes d'énergies et mettre l'accent sur la production de biogaz. Dans le cadre du projet, les eaux noires sont concentrées, les déchets verts broyés, puis le tout est mélangé dans un réservoir de stockage avec les déchets alimentaires provenant des habitations. Après cette étape, les prétraitements conventionnels tels que les traitements thermiques ou ultrasoniques sont ici, remplacés par une augmentation du pH. La " pré-acidification " est ainsi prévue sur le mélange de déchets à une température proche de 25°C, afin d'augmenter la production d'AGV (pH inférieur à 6). Cette alternative, moins coûteuse en énergie, pré-dégrade également les substrats, en particulier la ligno-cellulose dans les déchets verts et augmente en même temps la disponibilité de la matière première. L'objectif de cette co-digestion est double : elle augmente le taux de matière organique dans le flux entrant et assure une bonne production de biogaz. Dans ce cas, c'est aussi une façon de construire un circuit de valorisation fermé, qui inclut tous les déchets organiques produits par le village. Celui-ci reste ainsi indépendant du réseau de management des déchets, de la ville de Culemburg. Le processus de digestion anaérobie a été pensé en voie humide et devait être entièrement automatisé. La taille minimale du réacteur a été estimée à 70 m³ pour un TRH de 20j. La température de fonctionnement fixée est, proche de 30°C. Par la suite, des posttraitements étaient envisagés pour récupérer la chaleur et les nutriments du lixiviat produit à des fins agricoles. Le digestat est également bénéfique pour l'agriculture, après compostage, il devait donc être récupéré comme engrais. Enfin, le biogaz devait être purifié et stocké pour produire de l'énergie par cogénération. La fraction de CO₂ extraite, étant utilisée, pour les serres. Ainsi, l'ensemble du circuit de valorisation était conçu pour maximiser la récupération d'énergie et de nutriments. En effet, la réglementation énergétique locale prévoit une subvention dans le cas de valorisation par cogénération ainsi qu'un bonus si la chaleur produite est utilisée efficacement. [302,316,333] Cependant, l'étude préalable à l'éco quartier concluait que sans une augmentation de la fréquence de la collecte des déchets verts et alimentaires, la production de biogaz serait trop faible pour être économiquement attrayante.

L'aspect social est un point crucial dans le développement du projet Eva-Lanxmeer. Dans un premier temps, les habitants devaient être impliqués dans le processus de méthanisation à travers la collecte, qui dépendait du tri et du transport de DA et DV par les agriculteurs. En effet, les locaux de recyclage à proximité (Retourette²) étaient pensés comme des "poubelles" et les transports fréquents des déchets vers le digesteur anaérobie devaient être effectués par les agriculteurs locaux. Même si le système complet semble difficile à mettre en œuvre dans d'autres cas d'études, il ajoute un aspect social intéressant au processus de valorisation avec la participation de ses habitants. De nos jours, une communauté basée sur le volontariat est toujours le fondement principal de la vie sociale du quartier. Ses habitants prennent ainsi une part active dans l'entretien des infrastructures et la prise de décision relative à l'avenir de leur éco village. La question de la faisabilité d'une telle expérience demeure toutefois, en effet, Eva-Lanxmeer, a un cadre social unique, mais les nombreux déboires économiques et politiques ont finalement conduit à l'abandon du processus de méthanisation. Malgré ses limites, le projet est néanmoins bien documenté et a servi de modèle pour la construction de nombreux autres éco quartiers. De plus, c'est le premier projet de conception d'une digestion anaérobie à l'échelle d'un village écologique. Ici, les milieux urbains et ruraux (fermes) sont appelés à opérer ensemble. De plus, la méthanisation est une co-digestion visant à valoriser plusieurs déchets organiques et elle n'est pas proposée comme une solution unique mais en lien avec d'autres procédés de valorisation.

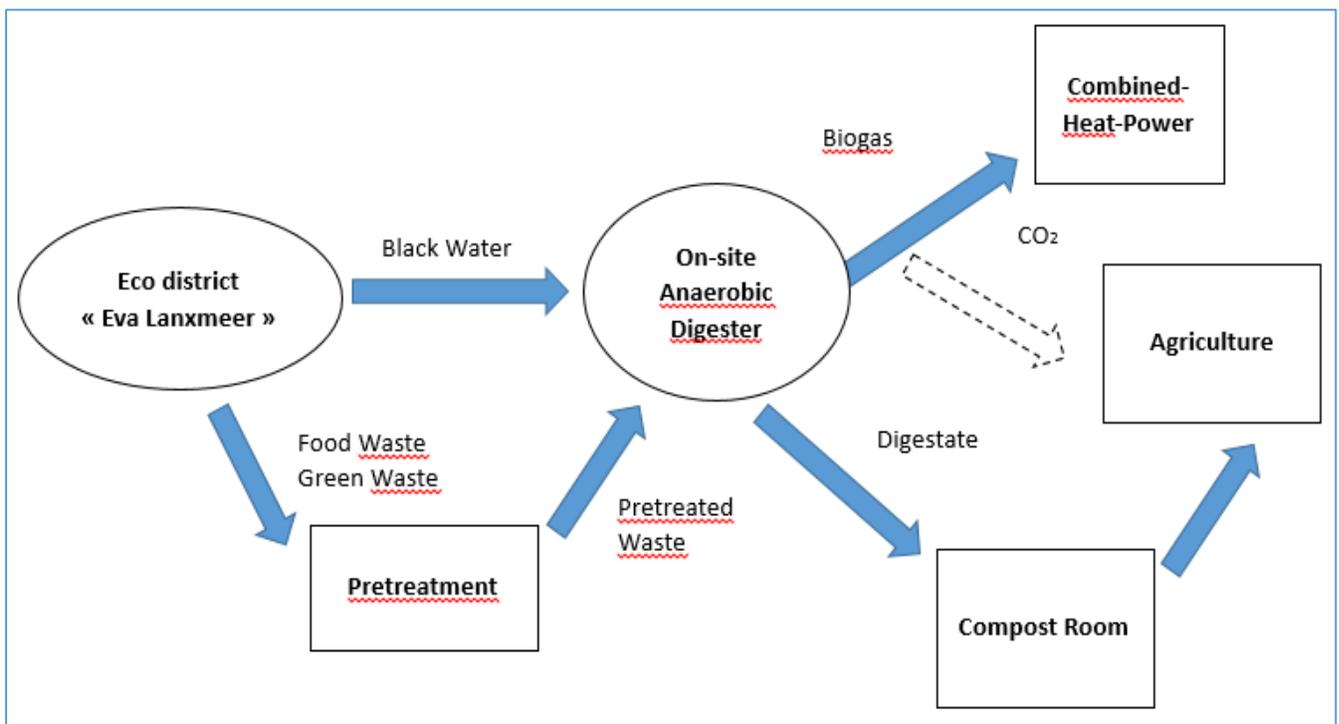


Figure 13: Schéma du système WTE sur Eva-Lanxmeer

iii) Projet 3 : BO01 / Fullriggaren

Le troisième et dernier cas est situé dans le port occidental de Malmö, en Suède, il se concentre sur deux de ses quartiers : Bo01 et Fullriggaren. Le projet global a consisté à transformer d'anciens ports en quartiers durables. L'opération a été développée dans le cadre du "2001

European Exhibition", une exposition consacrée à la construction de la ville du futur. La réhabilitation du port a également permis la mise en œuvre et l'étude d'une nouvelle approche technique de gestion locales et renouvelable des déchets.

Les caractéristiques initiales du projet Bo01 comprennent 1303 logements sur 22 ha d'une ancienne zone industrialo-portuaire. La densité (bâtit) est de 600 unités pour 9 ha (premier étage) et la densité de population est de 122 personnes/ha. L'ensemble du projet comprend des zones commerciales, administratives, sociales, éducatives, culturelles et récréatives. Le quartier Bo01 est raccordé au réseau public d'assainissement de la ville et à la station d'épuration de Sjölanda. En ce qui concerne les déchets alimentaires, une première étude a été réalisée avec 41 appartements sur les différentes façons de collecter les déchets alimentaires dans le quartier. Une des solutions a été d'équiper les ménages d'un broyeur de cuisine. L'autre option était l'utilisation de sacs en papier pour recueillir les déchets, ces derniers étant ensuite directement amenés par les habitants jusqu'à des points de collecte extérieurs, équipés de système d'aspiration par le vide. Après collecte, les déchets alimentaires sont transportés vers une usine de prétraitement située à l'extérieur du quartier via des véhicules d'aspiration sous vide, puis finalement transportés vers l'usine de biogaz de Kristianstad pour y être valorisés.

Le quartier Fullriggaren compte, lui, 614 appartements répartis sur 16 immeubles, il est situé près du quartier précédent et a été créé sur la base des retours d'expérience issus de Bo01. Ainsi, lors de la construction de la zone, en 2012, le procédé de tri des déchets alimentaires a été adapté à partir des résultats de l'étude de Bo01 sur la qualité des déchets, l'acceptation sociale et les limites des procédés de collecte et prétraitement. Par conséquent, des broyeurs d'évier ont été installés dans tous les appartements et directement reliés à un réseau de stockage. Les maisons sont ainsi, construites avec une double canalisation ; la première, reliée aux toilettes, va à la station d'épuration de Sjölanda. La fraction organique des eaux usées y est utilisée comme substrat pour l'unité de digestion anaérobie installée sur le site de la station d'épuration. La deuxième canalisation, relie les broyeurs de cuisine et transporte les déchets alimentaires et les eaux usées de cuisine jusqu'à un réservoir de séparation. Après le stockage dans le réservoir, la fraction d'eau est reconnectée au réseau de la station d'épuration de Sjölanda [339]. La fraction de déchets alimentaires a quant à elle, décanté dans le réservoir et forme ainsi des boues concentrées. Bien que le réseau puisse transporter ces boues jusqu'à la station d'épuration, le prétraitement des déchets y serait difficile et coûteux à réaliser. Par conséquent et comme dans le quartier Bo01, le transport des déchets alimentaires est réalisé du réservoir de stockage vers une unité de prétraitement externe (SYSAB) [340]. Là-bas, les DA du quartier et ceux provenant des gisements locaux (restaurants, cantines, industries) sont mélangés. Les éléments non dégradables sont extraits et le mélange est dilué par l'ajout partiel de substrat liquide tel que des sauces, des jus, ou l'ajout ponctuel d'eau. En raison de la capacité d'accueil limitée de l'unité de méthanisation de la station d'épuration de Sjölanda, les déchets alimentaires sont centralisés à l'extérieur du district, dans une autre unité de valorisation, à l'usine de biogaz de Kristianstad. Là-bas, les déchets alimentaires sont mélangés à des déchets industriels et agricoles locaux et le biogaz ainsi produit est valorisé entre autres, sous forme de chaleur et d'électricité. Cette énergie n'est toutefois pas bénéfique pour les quartiers étudiés, dû à la distance avec l'unité de valorisation. Cependant, la plus grande partie du biogaz produit y est transformée en carburant pour véhicules, ce qui est pertinent compte tenu des volumes de biogaz produits et du contexte favorable de la Suède vis-à-vis de l'emploi du biocarburant. Les politiques environnementales nationales encouragent en effet le développement de technologies basées sur l'emploi du biogaz

notamment pour les véhicules à essence ou les stations-service, via des mécanismes de subvention ou d'avantages fiscaux [341–343]. Le digestat produit est lui, utilisé comme engrais dans l'agriculture. Les procédés de digestion anaérobie, conçus pour Bo01 et Fullriggaren ont le mérite d'être encore en activité et d'offrir un retour d'expérience précieux sur l'application de la méthanisation ex situ.

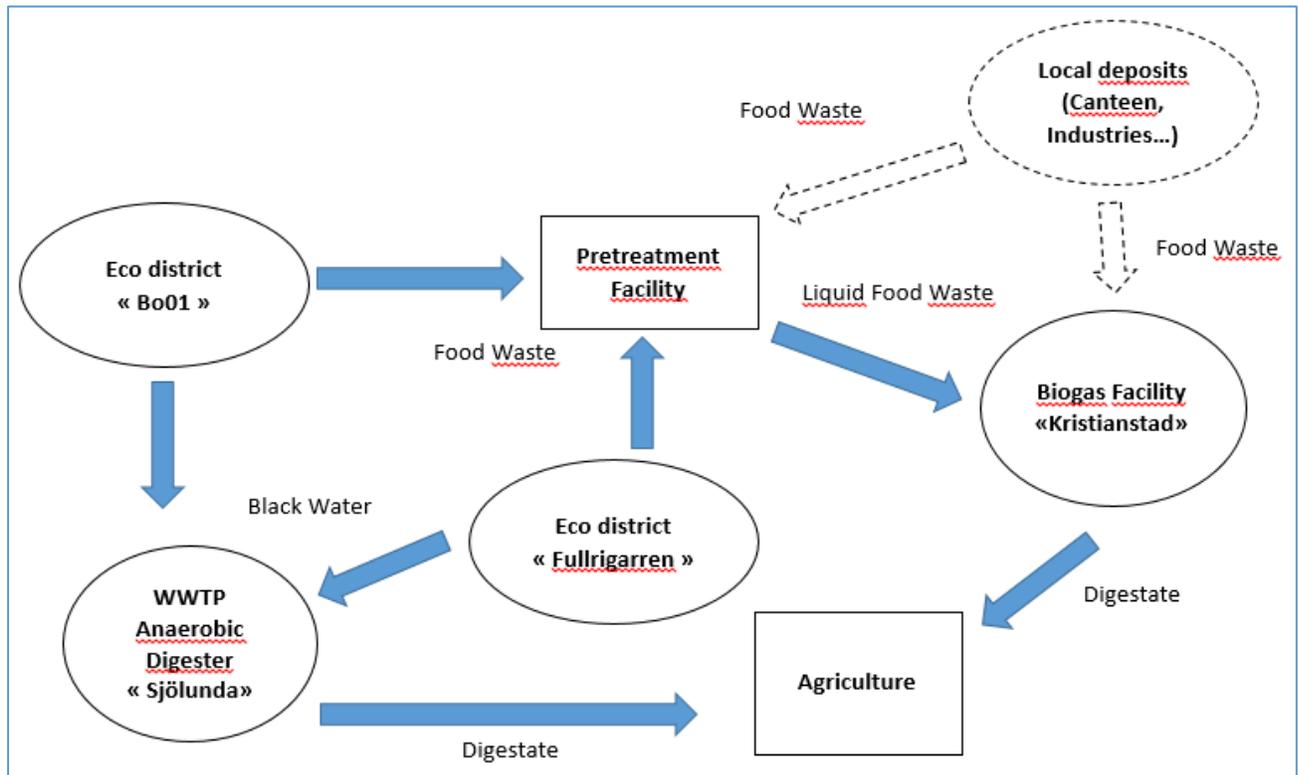


Figure 14: Schéma du système WTE sur Bo01 et Fullriggaren

b) Profils des gisements de déchets urbains

Le Tableau 2, résume les caractéristiques physico-chimiques des principaux gisements identifiés dans les études de cas. Les valeurs sont fournies par les rapports provenant des différents projets. Des valeurs standards provenant de la littérature scientifique sont également incluses en tant que données comparatives.

Tableau 19: Caractérisation des gisements identifiés à l'échelle urbaine

Gisements	Localisation	Collecté depuis	Quantité	MS	MV	DCO	DCOs	pH	Ntotal	NH4-N	Ptotal	Potentiel Méthanogène	Ref.
Eaux Usées (Valeurs types)	France	Habitations	-	MSS: 3.5 g/l (2.1) 0.35%*	-	0.84 g/l (0.34)	-	7.9 (0.4)	-	70 mg/l (22)	12 mg/l (4)	-	[356]
Eaux Usées	Sneek	Toilettes Aspirantes	7.8 l/cap/j 5 l/cap/j	-	-	9.8 gDCO/l (2.6) 7.7 gDCO/l (2.5)	3.4 gDCO/l (0.47) 2.3 gDCO/l (0.81)	8.8 (0.22) 8.6 (0.53)	1.90 g/l (0.19) 1.20 g/l (0.18)	1.4 g/l (0.2) 0.85 g/l (0.2)	0.22 g/l (0.07) 0.15 g/l (0.06)	1.8-2.1 m ³ CH ₄ /m ³ d'eaux noires 10-13 l CH ₄ /cap/j	[81]
Eaux Usées	Lübeck	Toilettes Aspirantes	8,3 l/cap/j théoriques 5 l/cap/j collectées et caractérisées	6.53 g/l (2.11) 0.65%*	4.09 g/l (1.83) 62.6%*	8.06 gDCO/l (2.95)	2.44 gDCO/l (0.67)	7.7	1.50 g/l (0.24)	1.11 g/l (0.14)	0.175 g/l	-	[80]
Eaux Usées	Eva-Lanxmeer	Toilettes à faible consommation d'eau	15.5 l/cap/j*	90 g/cap/j*	-	135 g/cap/j*	-	-	-	-	-	-	[337]
Eaux Usées	Jenfelder Au	Toilettes Aspirantes	12 m ³ par jour pour 2000 résidents*	0.57% (0.15)	55.54% MS (6.35)	7.62 gDCO/l (2.99)	-	7.58 (0.17)	1.455 g/l (0.22)	1.09 g/l (0.12)	-	375 l CH ₄ /kg MV	[145]

Eaux Usées	Malmö	2 points de collecte	285 000 (tonnes/an)	4%	75% MS	-	-	-	-	-	-	325 l CH ₄ /kg MV	[344]
Eaux Grises	Sneek	Habitat ions	60-70 l/cap/j	-	-	0.425 gDCO/l (0.107)	0.175 gDCO/l (0.049)	7.12	17.2 mg/l (4.7)	-	5.73 mg/l (2.64)	-	[357]
Eaux Grises	Lübeck	Habitat ions	57 (6) l/cap/j	4.8 g/cap/j (1.5) 85 mg/l (23) 0.008% *	3.6 g/cap/j (1.1) 62 mg/l (18) 72.9%*	45 g/cap/j (7.0) 0.79 gDCO/l (0.09)	-	-	0.84 g/cap/j (0.2) 14.7 mg/l (3.7)	-	0.4 g/cap/j (0.1) 7.1 mg/l (1.9)	-	[319]
Déchets Alimentaires (Valeurs Types)	Internationale	Restaurants, grossistes et habitations	En Europe, 179 kg/cap/an (2006) et 75 kg/cap/an* provenant des logements	22.8% (10.0)	88.2% MS (8.2)	198 gDCO/kg (89)	99 gDCO/kg (157)	5,1 (0.7)	2.8 % MS (1.1)	-	0.5% MS (0.3)	460 (88) l CH ₄ /kg MV	[62]
Déchets Alimentaires	Malmö	18391 points de collecte (incluant restaurants, grossistes et habitations)	18 391 (tonnes/an)	10–30%	80-100% MS	-	-	-	-	-	-	255-550 l CH ₄ /kg MV (en fonction de la source)	[344]

Déchets Alimentaires	Bo01/Fu llriggare n	Habitatio ns équipées de broyeurs d'évier	Théorique: 0.48 - 1.02 kg MS/habitation/sem aine Collectée: 0.20- 0.33 kg MS/habitation/sem aine	-	-	1.12- 1.76 gDCO/l	-	4.92- 5.65	16.6-27 mg/l	2.04- 5.08 mg/l	-	492-591 l CH ₄ /kg MV	[348]
Déchets Alimentaires	Lübeck	Habitatio ns équipées de broyeurs d'évier	En Allemagne, 73 kg/cap/an pour les déchets provenant des ménages (2005) 0.2 kg/cap/j*	190.5 g/l 19.1%*	172.37 g/l 90.5%*	297.21 gDCO/l 21.7 kg/cap/a n*	80.33 gDCO/l	-	4.901 g/l 0.4 kg/cap/ an*	301 mg/l	521 mg/l 0.04 kg/cap/ an*	-	[80]
Déchets Alimentaires	Eva- Lanxmee r	Déchets de fruits et légumes provenan t des ménages	0.5 kg/cap/j* 183 kg/cap/j*	30%*	78% MS*	1.5 g/g MS*	-	-	-	-	-	-	[337]
Déchets Verts	Malmö	-	13 500 (tonnes/an)	55%	70% MS	-	-	-	-	-	-	162 l CH ₄ /kg MV (Déchets de Pots/plantes)	[344]
Déchets Verts	Jenfelder Au	Espaces verts publique s et privés	Aire Publique : 1.7 kg d'herbes coupées /m ² Aire Privée : 1.0 kg d'herbes coupées /m ²	30.59% (13.46)	82.5% MS (7.54)	275.8 gDCO/k g (81.1)	-	5.3 (1.15)	3.1 % MS (0.6)	1.98 g/kg (1.18)	-	240 l CH ₄ /kg MV	[145]

Déchets Verts	Eva-Lanxmeer	Jardins	0.8 kg/m ² * sur une surface de 150 m ²	78%*	-	0.4 kgDCO /kg MS	-	-	-	-	-	-	[337]
Graisses Alimentaires	Malmö	530 points de collecte	8 000 (tonnes/an)	2%	92% MS	-	-	-	-	-	-	845-926 l CH ₄ /kg MV	[344]
Graisses Alimentaires	Hambourg	STEP	4 m ³ pour le quartier où est situé le projet	2.32% (0.22)	81.59% MS (11.31)	63.37 gDCO/l (33.58)	-	4.54 (0.32)	567 mg/l (230)	-	-	700 l CH ₄ /kg MV	[145]

*Valeurs estimées ; (e.t) ; min-max

- : non donnée

IV / Discussion

Les descriptions, basées sur la littérature scientifique et les informations techniques disponibles dans le cadre des projets 1, 2 et 3, permettent d'identifier les principales variables incluant leurs systèmes de valorisation des déchets. Ces résultats montrent ainsi la multitude de procédés impliqués dans un processus de méthanisation urbaine. Ils mettent également en évidence les interactions avec les contextes sociaux, économiques et politiques existants. La discussion suivante, est basée sur les principales étapes et paramètres identifiés comme majeurs dans la gestion des déchets urbains. Une comparaison est réalisée à partir des données des trois cas développés et de toutes les informations partielles recueillies dans les [Tableau 17](#) et [Tableau 18](#).

a) Sélection des déchets

Pour développer un procédé de digestion anaérobie traitant des déchets organiques, il est nécessaire de considérer : (i) la quantité de déchets disponible, la saisonnalité et la méthode de gestion de ses déchets déjà réalisée, (ii) les points de collecte, (iii) les caractéristiques physico-chimiques, (vi) et le potentiel méthanogène.

Comme indiqué dans le [Tableau 19](#), en général, les valeurs de DCO, de MS et de MV sont les principaux paramètres physico-chimiques déterminants. La charge d'alimentation étant généralement caractérisée par des rapports DCO/N/P ou C/N/P. Le rapport C/N typique pour l'alimentation d'un réacteur de méthanisation est d'environ 20-30 [139,151,358]. Certaines études portent également sur la biodégradabilité et le profil chimique des déchets. En effet, la teneur en lignine réduit considérablement la biodégradabilité des déchets. Le soufre et la fraction d'azote, ainsi que leurs différents sous-composés chimiques sont dosés pour assurer une production élevée de méthane et éviter de possibles inhibitions. Le potentiel biochimique du méthane est aussi souvent mesuré en début d'étude.

Les principaux déchets utilisés pour la digestion anaérobie en milieu urbain sont :

- Les eaux usées sont utilisées dans la majorité des études de cas analysées. Elles correspondent à l'eau produite par l'utilisation des toilettes et parfois aussi des cuisines. Leurs compositions dépendent du système de collecte et du traitement employé [80,82,83,103]. Les eaux noires (brunes, si elles ne contiennent pas d'urine) sont obtenues en séparant l'eau des toilettes et incluent la majeure partie des matières organiques dans les eaux usées domestiques, avec une quantité importante de nutriments (N et P) et d'agents pathogènes. Le déchet est défini ([Tableau 19](#)) par un gisement, avec une faible MS, soit entre 0,5-4% et une MV entre 55-75% (MS), selon la façon dont elle est diluée par l'urine [80,82,83,103]. Les eaux usées peuvent également être composées d'une quantité non négligeable de papier. De manière générale le gisement des eaux usées est intéressant en raison de son approvisionnement quotidien important. Il produit de plus, en moyenne près de 350 l CH₄/kg MS. A l'échelle du quartier, l'utilisation de toilettes aspirantes fournit entre 5-15,5 L/cap/j de déchets en fonction de l'efficacité de la séparation réalisée. Une STEP

va elle, produire différents types de boues à partir de ce gisement [139]. Les boues primaires sont les plus concentrées en MS et MV. Chimiquement, la composition est assez similaire à celle des eaux usées, à moins qu'un prétraitement chimique ne soit effectué [82].

- Eaux grises. La composition des eaux grises est fortement influencée par le contexte environnant. Il est généralement admis que le déchet représente environ 70 % en volume des eaux usées domestiques, ce qui correspond à un volume compris entre 57 et 70 L/habitant/jour. Malgré son abondance, il se compose d'une quantité considérable de phosphore due aux détergents [77,319]. Sa charge organique est également très faible, avec un MS < 0,01% et un MV de 75% (MS), mais suffisante pour effectuer une digestion anaérobie dans des conditions spécifiques en termes de TRH et de prétraitement [330] Les études réalisées en ce sens, sur le pilote à Sneek (Tableau 17) révèlent que la digestion aérobie élimine toutefois, 80 % de la DCO, alors que seulement 42 % de la DCO est traitée lorsque des conditions anaérobies sont appliquées [332].
- Déchets alimentaires. La quantité et la composition des déchets alimentaires varient en fonction de paramètres culturels, saisonniers et économiques, dépendant de la zone de collecte. Fisgativa et al., [62] définissent un déchet alimentaire moyen comme ayant une MS de 22% ± 10,0 et une MV de 88,2% ± 8,2 (MS), ce qui démontre un bon profil pour la production de biogaz par digestion anaérobie. Cette production dépend toutefois de la provenance des déchets. En moyenne, 470 L CH₄/kg MS sont obtenus au cours des études. Le gisement comprend, les déchets générés par les restaurants, les cantines, les ménages ou les grossistes (fruits et légumes). Par conséquent, il peut inclure la présence de papiers absorbants, d'emballages, de sacs en papier ou de certains contaminants (métal, plastique...). De plus, il est observé une collecte de déchet alimentaire, jusqu'à cinq fois plus importante dans les zones rurales que dans les grandes villes [338]. Il est admis que près de 0,2 kg/habitant/j peuvent être collectés auprès des ménages et 0,5-1 kg/habitant/j en incluant les collectes auprès des restaurants et des marchés (Tableau 19).
- Déchets verts. Généralement, les déchets de jardin sont représentés par une MS d'environ 31-78% et une MV de 70-83% (% MS). Cependant, la fraction de lignine, composant la matière organique, peut être élevée si les branchages et les bois de taille sont collectés. Cette dernière fraction convient en effet beaucoup mieux au traitement par pyrolyse ou au compostage [145,359–361]. A l'inverse, les tontes de gazon fraîches sont humides et contiennent une part importante de composés organiques facilement fermentescibles, qui en font une matière première intéressante [321]. Une fraction de lignine reste néanmoins toujours présente dans le gisement. La production de méthane est en moyenne estimée à 240 L CH₄/kg MS. La production de gazon coupé dans les jardins publics et privés varie entre 0,8 et 1,7 kg/m² (Tableau 19).
- À partir des cas d'étude présentés dans le Tableau 1, d'autres types de déchets couramment produits, comme les huiles de cuisson usagées et les grasses alimentaires, sont également étudiés [145,344]. Elles sont fournies principalement par des cantines et des restaurants dotés de systèmes de collecte spécifique. Ces déchets sont définis par une quantité élevée de graisses qui représentent une source d'énergie importante pour la biomasse. Le MS est proche de 2% et le MV entre 82-92% (MS). Leurs potentiels méthanogènes sont également élevés avec en moyenne 700 L CH₄/kg MS

(Tableau 19). Néanmoins, en raison d'une production rapide d'AGV, lors de la digestion anaérobie, ces déchets ne peuvent pas être utilisés seuls et nécessitent une co-digestion appropriée (ne représentant que 5-30% MS du mix d'alimentation) [80,145,344].

b) Collecte des gisements

Deux méthodes différentes peuvent être utilisées pour collecter les déchets organiques présents dans les zones urbaines. La première est une collecte centralisée, où les déchets de la zone du projet sont mélangés avec d'autres déchets provenant d'un système de gestion global comme celui, d'une ville ou d'une région. La seconde, correspond à une collecte décentralisée, la gestion des déchets est isolée du système global et se déroule généralement dans plusieurs points de collecte locaux. Le concept de DESAR est lié à ce deuxième type de processus [308].

Eaux usées : Afin d'explicitier ces définitions, le projet mené à Flintenbreite (Figure 12), correspond à un système de collecte et de valorisation des eaux usées, autonome et décentralisée de la ville. A l'inverse, la gestion des eaux usées de Bo01 (Figure 14) reste centralisée avec le système de traitement de la ville de Malmö. Traditionnellement, la collecte des eaux usées est centralisée vers des STEP. Les « Community Toilet Complexes (CTC) », dans le projet de Nashik, en Inde, est un autre type de système de collecte des eaux usées (Tableau 18). Ici, de petites unités recueillent et stockent les eaux usées avant leurs transports par des véhicules spécialisés jusqu'à l'unité de traitement [324]. En ce qui concerne le procédé même, de collecte des eaux usées, on constate la présence fréquente, de système de séparation des déchets à la source et l'emploi de toilettes aspirantes. Ces toilettes ne recueillent alors que les eaux noires ou brunes, comme dans le quartier de Flintenbreite. Elles diminuent également la fraction aqueuse des eaux noires de près de 55 % et concentrent en même temps la fraction organique [332]. Néanmoins, la fraction de NH₄-N est, elle aussi, concentrée par ce procédé, on note également un impact significatif de l'aspiration sur le coût énergétique du système de valorisation [80].

Pour la collecte des eaux usées, le contexte local et le réseau de raccordement sont également importants, en particulier à l'échelle d'un quartier. Par exemple, l'étude préliminaire sur le site de Flintenbreite [80] estime que seule, une partie de la production théorique d'eaux noires sera effectivement collectée. Cela s'explique par le fait que le projet est un quartier résidentiel, les gens étant par conséquent, non présents pendant la journée. Ainsi, en l'absence de raccordement entre le procédé de traitement et les infrastructures locales telles que les entreprises, les crèches et les écoles, une partie de la matière théorique est manquante. L'étude révèle également que la fraction d'enfants dans la population doit être prise en compte au niveau d'un quartier. En effet, elle peut avoir un impact significatif sur la quantité d'eaux usées collectées par rapport à la quantité estimée.

Déchets verts : Le gisement des DV peut provenir d'espaces verts privés ou publics. Sa collecte est généralement réalisée dans des centres de tri spécifiques ou dans des poubelles pour les déchets organiques. Afin d'augmenter les quantités collectées et ainsi de pouvoir envisager une digestion anaérobie, la collaboration avec des entreprises d'entretien des espaces verts peut également s'avérer nécessaire. La disponibilité du gisement dépend fortement de la saison, ainsi la collecte est réalisée environ 180 jours par an [337] De plus, une bonne différenciation entre la tonte du gazon et les résidus d'égavage est nécessaire pour éviter une concentration élevée de lignine. Dans l'étude préliminaires du quartier de Jenfelder

Au, la collecte a été étendue au-delà de la zone urbaine afin d'obtenir une quantité plus élevée de DV.

Déchets alimentaires : Les systèmes les plus couramment rencontrés pour la collecte des DA correspondent à plusieurs points relais équipés de système d'aspiration ou alors à des poubelles spécifiques, implantées proches des habitations. Un autre moyen, est la collecte à la source, directement auprès des ménages, par l'utilisation de broyeurs situés dans les évier des cuisines (déchets de cuisine). Dans les cantines ou les restaurants, il s'agit de trier la fraction organique et de la stocker avant la collecte. Actuellement, des solutions spécifiques de collecte doivent toutefois être développées en fonction de la disposition urbaine et des quantités à traiter. On peut ainsi, citer l'utilisation de véhicules à compartiments multiples, utilisés dans les quartiers de Malmö ou de camions aspirants équipés de réservoirs et d'une vis de broyage comme à Hammarby Sjöstad. La nécessité d'accéder à ces déchets, situés au cœur des espaces urbains concerne particulièrement les marchés et les grossistes, qui produisent une fraction non négligeable de déchet alimentaire, essentiellement à partir des invendus de fruits et légumes [58] A Malmö, les déchets alimentaires sont collectés de deux manières différentes, par l'utilisation de sacs en papier ou directement dans les habitations, par des broyeurs d'évier. En incluant la collecte de tous les types de déchet alimentaire de la ville de Malmö, le nombre de points de collecte atteint 18 391 (Tableau 19). Dans le district de Fullriggaren (Figure 14), seulement 33-55% des déchets alimentaires produits par les ménages sont collectés dans le réservoir de stockage, après le broyeur. Le reste des déchets alimentaires se retrouve alors dans les déchets résiduels (37%) ou passe comme surnageant dans le réservoir de collecte et sont redirigés vers les égouts (23-33%) [58]. Cela appuie l'idée que des solutions de collectes pratiques et efficaces des déchets alimentaires urbains doivent encore être développées. Néanmoins, comme mentionné dans les études recueillies, de solides collaborations entre les municipalités et les installations de valorisation participent grandement aux succès de tels projets [328,362].

Graisses alimentaires et l'huile de cuisson : La collecte des graisses, dans les cantines ou les restaurants, se fait généralement à l'aide de trappes spécifiques, installées en amont du système d'évacuation des eaux usées. À Malmö, on compte 530 de ces points de collecte. La fraction organique qui compose le gisement est hautement énergétique ; néanmoins, en raison de la faible fréquence des collectes, une partie de celle-ci est souvent perdue dans le flux d'eaux usées. La collecte de l'huile de cuisson se fait, elle, directement dans des bacs dédiés [80,145,344].

La participation des résidents à la collecte est un point important pour assurer une bonne récupération des déchets organiques. Comme constaté dans les quartiers de Malmö, une sensibilisation de la population peut être réalisée dans ce sens. Certains systèmes de collectes sont également privilégiés par les habitants, à titre d'exemple l'emploi de broyeur d'évier, s'avère en Suède, plus populaire que les sacs de collecte en papier (Projet 3). La "Retourette"² ou "Atelier de recyclage", proposée dans le quartier d'Eva-Lanxmeer (Projet 2), est un autre exemple de procédé à la disposition des habitants, utilisé pour encourager la collecte, entre autres, des déchets alimentaires et des déchets verts.

Généralement, les procédés centralisés sont liés à des unités à grande échelle et les procédés décentralisés à de plus petites unités, par conséquent plus nombreuses. De plus, le choix d'un système de collecte est souvent lié à des installations préexistantes dans la zone urbaine ou à des procédés couramment employés dans le pays d'accueil. A Hammarby Sjöstad, le quartier a par exemple, utilisé les installations locales préexistantes (STEP) pour réaliser un modèle

circulaire de récupération d'énergie. Néanmoins, ces notions dépendent de l'échelle considérée et sont donc à nuancer, en effet :

Un quartier entier avec un système de collecte autonome comme le projet d'Eva-Lanxmeer est décentralisé de la gestion de la ville. Mais, ses habitations sont toujours centralisées dans un système de collecte commun. A une autre échelle, le projet pilote de méthanisation à Sneek ou le processus de compostage dans le quartier d'Allermöhe, ont été construits avec seulement une partie des habitations impliquées dans le procédé. Ils sont donc décentralisés au niveau du quartier mais centralisés au niveau de ces habitations spécifiquement [323,331] .

Pour bien comprendre les implications des différentes façons de collecter les déchets et leurs avantages respectifs, il est donc possible de réaliser des ACV comparatives. Par exemple, la thèse de Bernstad en 2012, porte sur la valorisation des déchets alimentaires, en mettant l'accent sur une zone résidentielle du sud de la Suède [58]. Elle considère également d'autres études d'ACV sur la gestion des déchets alimentaires, liées aux couplages les plus bénéfiques en termes de processus de valorisation, systèmes de collecte et transports des déchets [363–365].

c) Stockages et prétraitements

Si l'objectif est de déployer des procédés de digestion anaérobie à proximité des quartiers, la maîtrise du stockage et du prétraitement est cruciale pour éviter de potentielles nuisances. Stockages et prétraitements sont donc impactés par leurs localisations in situ ou ex situ. Ces procédés sont utilisés pour moduler la qualité des déchets et leurs rythmes d'approvisionnements ; deux paramètres principaux dans le dimensionnement d'un réacteur. Le stockage est généralement une cuve simplement enterrée, ou une cuve hermétique. Inversement, un large éventail de procédés peut être utilisé comme prétraitement, en fonction des types de déchets et des caractéristiques souhaitées. Ces procédés réduisent ou dégradent principalement la fraction inutilisable des gisements et augmentent ainsi leur dégradabilité. Selon les réglementations nationales, un prétraitement sanitaire peut être nécessaire à des fins sanitaires, comme en Allemagne ou en France.

Dans le cas d'un système de collecte des eaux usées, raccordé à une unité anaérobie, comme à Flintenbreite, l'unité de stockage construite in-situ, a deux objectifs. C'est une zone tampon servant de prétraitement à la matière organique et de réservoir pour moduler les apports allant au digesteur [318,320]. Dans le projet Nashik, Inde (Tableau 17) pour éviter la défécation rurale et valoriser les eaux noires produites, 200 (puis 400) « Community Toilets » sont installées comme unités locales de collecte et de stockage. Cette approche offre elle, un aspect sanitaire et une solution pour limiter les nuisances des eaux noires en attendant leur transport vers un traitement anaérobie [328]. L'utilisation de réservoirs de stockage des eaux noires en combinaison avec un prétraitement par pasteurisation ou une hydrolyse acide a également été étudiée. Les résultats ont montré qu'un prétraitement à 24 heures à 55 °C ou 1 heure à 70 °C est nécessaire pour inactiver les pathogènes dans les déchets [80]. Dans le projet d'Eva-Lanxmeer, la pré-acidification dans une cuve dédiée, était envisagée comme un prétraitement de stockage et d'hygiénisation efficace et peu coûteux en énergie (Projet 2). Néanmoins, une attention particulière doit être accordée au contrôle de la concentration de l'AGV lors de l'emploi de ce type de procédé. La pré-acidification est également utilisée pour augmenter la DCO dissoute et améliorer la production de biogaz. Lorsque le prétraitement ne peut pas être installé in situ, il est généralement situé dans un complexe ou une installation spécifique après le processus de transport. Une STEP est un exemple courant d'unité de stockage, de

prétraitement et de valorisation ex situ. Dans le projet de Nashik, le stockage des eaux usées est réalisé dans la zone du projet mais son unité de prétraitement est, elle, implantée, ex situ, à proximité du digesteur anaérobie. Ainsi, l'unité installée est utilisée pour décanter les eaux usées et mélanger les boues collectées avec les déchets alimentaires, avant méthanisation ou avant un éventuel processus d'assainissement.

Prétraitement et stockage des déchets alimentaires sont faits en fonction de la collecte réalisée. Le quartier de Malmö (Projet 3) fournit un exemple de deux processus différents. Le premier est l'utilisation de sacs de collecte et de prétraitements mécaniques pour trier la fraction organique. Le second est une collecte via des broyeurs d'évier et un stockage dans des cuves de séparation. Le premier prétraitement peut néanmoins, avoir un impact important sur la quantité de déchets valorisés. A titre d'exemple, l'étude réalisée à BO01, a d'abord utilisé un prétraitement mécanique qui, sans un réglage optimal, refusait jusqu'à 60% du poids en MS. Ce refus était dû à la présence d'objets contaminants (métaux principalement) dans les déchets collectés. En ce qui concerne le système de broyage et le réservoir de séparation, le premier permet de réduire la taille des particules et d'augmenter la dégradabilité des déchets traités. Le réservoir de séparation est, ici, considéré comme un prétraitement en raison de son effet sur les déchets. En effet, comme l'a montré les suivis réalisés à Fullriggaren, pendant les 20 jours de stockage, une étape d'hydrolyse est également réalisée [348]. Le prétraitement ex situ des déchets alimentaires est aussi observé à Kristianstad, en Suède (Figure 14) afin d'augmenter la dégradabilité des matières premières en créant des déchets alimentaires liquides [340,348].

En ce qui concerne les déchets verts, en raison des difficultés liées au broyage des tontes de pelouse, Hertel et al [145] démontrent que pour produire un jus facilement pompable les tontes d'herbe peuvent être pressées. Cela permet ainsi d'extraire les composés organiques, à savoir 85-95 % de l'acide lactique total et environ 55-65 % des protéines brutes. Le broyage des DV avec d'autres déchets, tels que les eaux noires, pour faciliter le déchetage a également été expérimenté avec succès [321]. De plus, la saisonnalité des déchets, généralement entre l'été et l'automne, implique la nécessité d'un stockage spécifique. Généralement, les déchets verts sont ainsi conservés dans des sacs sous vide, des silos à balles ou dans des réservoirs avec des conditions anaérobies, comme lors de l'ensilage [284,321].

Compte tenu des observations provenant des cas in situ et à petite échelle, les unités de stockage et de prétraitement ont une limite majeure. En effet, du fait de leur localisation en zone urbaine, ils doivent faire l'objet d'une surveillance et d'un contrôle total pour éviter les nuisances pour les habitations proches. L'unité située à Montpellier est un procédé in situ à grande échelle et les rapports concernant le projet présentent quelques exemples de ces nuisances. En effet, conséquence de certains défauts de construction et d'un contexte de mise en œuvre difficile, la présence de vermine et de problèmes olfactifs ont été observés. Des investissements importants, tels que l'installation de biofiltres, ont donc été nécessaires pour les réduire. Flintenbreite, Eva-Lanxmeer et le projet LEAP présentent eux, des modèles in situ de stockage et de prétraitement, appliqués conjointement avec des procédés à faible consommation d'énergie. Cela permet alors d'augmenter le bénéfice du système de valorisation (Tableau 17). Dans la mise en œuvre à petite échelle, la réduction de la taille des unités est nécessaire. De plus, des retours d'expérience sur les eaux noires et les déchets de cuisine montrent que la charge hydraulique est plus limitante pour la méthanisation que la charge organique. En effet, même avec des toilettes aspirantes, la faible MS des eaux noires (Tableau 19) doit être considérée lors du dimensionnement et de l'intégration du système de digestion anaérobie [80]. Les eaux grises présentent le même problème, ce qui explique l'utilisation de prétraitements par biofloculation lors de leur méthanisation [330].

d) Procédé de méthanisation

A partir des procédés utilisés dans les 15 études de cas présentées dans le [Tableau 18](#), il est constaté qu'une grande majorité d'entre eux est alimentée par un mélange de déchets. La méthanisation employée, est également réalisée principalement par voie humide ($MS > 20\%$), en raison de l'utilisation fréquente d'eaux usées dans le mélange. Par rapport aux conditions sèches, la voie humide est souvent définie comme bénéfique pour la production de biogaz. Elle diminue également le TRH et nécessite moins d'énergie pour homogénéiser le milieu. Malgré cela, la taille du réacteur en condition humide est plus élevée en raison de la fraction d'eau utilisée. Cette dernière condition est particulièrement importante pour l'intégration du processus à l'échelle d'un quartier. Le procédé en voie sèche est néanmoins, généralement admis comme plus difficile à étudier et à gérer. Moins fréquemment observé sur des déchets urbains, deux exemples de procédé en voie sèche sont cependant présentés. Le premier est l'usine de digestion anaérobie des déchets alimentaires de Montpellier, pour traiter les déchets de 450 000 habitants et à Fribourg-en-Brigau, Allemagne, pour ceux produits par 600 000 habitants ([Tableau 17](#)). Inversement, la co-digestion des déchets alimentaires des districts de Bo01 et Fullriggarens est prétraitée pour obtenir une matière première liquide et permettre une digestion anaérobie en voie humide. Le [Tableau 20](#) présente les conditions opératoires employées pour certains des quartiers étudiés. On constate qu'une majeure partie des co-digestions observées, se fonde par l'emploi d'eau usées et de déchets alimentaires. Les déchets verts et les graisses alimentaires sont également étudiés en co-digestion avec des eaux usées. En moyenne les productions de méthane obtenues sont entre 300 et 400 mL CH_4 / g MV ajoutée.

Les dimensions observées pour la taille des réacteurs sont étroitement liées aux déchets traités, au nombre de logements considérés, aux conditions d'exploitation et au contexte d'intégration. Le projet d'Eva-Lanxmeer (Projet 2) et ses 250 logements, prévoyait ainsi une co-digestion de 1075 m³/an, un TRH fixé à 20 jours et un réacteur d'au minimum 70 m³. A Flintenbreite (Projet 1), il s'agit de 117 logements pour une co-digestion et un réacteur, estimés respectivement à 1200 m³ de déchets/an et 73 m³ (TRH compris entre 21 et 24 jours). A Nashik, le réacteur est dimensionné pour 1300 m³ et ainsi traiter avec un TRH de 35 jours, 30 tonnes/jour d'eaux usées provenant des 200-400 CTC et des déchets alimentaires de 1350 hôtels locaux. Le projet à Jenfelder Au, prévoit un réacteur de 900 m³ pour traiter, avec un HRT de 25 jours, 30m³/jour de déchets produits par ses 2000 habitants. Lorsque les procédés de méthanisations prennent place en dehors des quartiers, comme dans les unités de biogaz de Bo01/Fullriggarens, Södertörn ou Freiburg im Breisgau³, la taille des réacteurs rencontrés est alors bien plus élevée et correspond à des unités à grande échelle ([Tableau 17](#)).

En ce qui concerne la technologie utilisée dans les 15 études de cas ([Tableau 18](#)), deux types de réacteur sont identifiés pour effectuer la méthanisation en voie humide. Des UASB et CSTR sont en effet, installés ou prévus dans les études de cas de Bo01/Fullriggarens, Sneek, Flintenbreite, Jenfelder Au et Hammarby Sjöstad (STEP). Le premier type de réacteur se caractérise par un faible risque de lessivage et une fraction importante de biomasse. Il est principalement utilisé pour le traitement des eaux usées et de leurs boues [366]. L'UASB réduit également, le temps de rétention et la taille des réacteurs et produit une bonne quantité de biogaz [81,366]. Le second type de réacteur est surtout utilisé pour traiter les déchets avec des concentrations élevées de matière en suspension ou de MS (3-10 %). Cela peut notamment, être supposé, lors de la co-digestion de déchets urbains [80]. Le procédé utilisé par un réacteur CSTR est simple et connu comme stable, il est généralement choisi car

relativement facile à opérer. Cependant, d'autres technologies peuvent aussi être envisagées, comme les bioréacteurs à membranes (MBR), prévus dans la nouvelle unité de biogaz d'Henriksdal ou les réacteurs à deux étages, tels qu'utilisés à Singapour [125]. Concernant les deux projets qui utilisent une digestion anaérobie sèche, on observe l'emploi du procédé Valorga®.

Le TRH est un paramètre principal dans la gestion des réacteurs en raison de son lien avec le dimensionnement des installations, les posttraitements nécessaires et la quantité de déchets traités. En effet, le TRH est influencé par la charge organique et correspond à la capacité du réacteur, en un temps requis, à obtenir une dégradation organique et une production de biogaz, satisfaisantes. Malgré les différences observées en termes de substrats et de charges utilisées, le TRH est fréquemment fixé autour de 15 à 30 jours, en relation avec la production de méthane et les coûts d'exploitation. De plus, une étude du projet Flintenbreite montre qu'un TRH long (> 15 j), conduit à une stabilité du procédé de digestion des eaux noires et à une protection contre les inhibitions dues aux changements brusques d'alimentations [80]. Néanmoins, il peut également être considérablement réduit pour des matières premières ou des technologies de réacteur spécifiques. A titre d'exemple à Sneek, la digestion anaérobie et aérobie des eaux grises avec des TRH < 1 j, ont été étudiées.

D'après le [Tableau 18](#), on constate que les 15 procédés de méthanisations utilisés se font principalement à une température mésophile, proche de 35°C. Le chauffage du réacteur est généralement assuré par une fraction du biogaz produit, valorisée sous forme de chaleur. La température mésophile semble offrir un bon équilibre entre performance et coût. Certains projets étudient également, le processus de digestion anaérobie à 20 ou 25°C, dans le but de réduire la consommation d'énergie. Malheureusement, cela est généralement préjudiciable à la production de biogaz et à l'intégration en petites unités. En effet, une température plus basse augmente le temps de rétention nécessaire à la digestion et, par conséquent, le dimensionnement du réacteur [103]. En ce qui concerne la température thermophile (55°C), on admet généralement qu'elle permet une augmentation de la production de biogaz et une réduction du TRH. Néanmoins, l'énergie consommée pour maintenir la température dans le réacteur doit être prise en compte et peut conduire à un bilan économique et énergétique négatif. Dans une étude sur la valorisation des déchets de Malmö, les conditions thermophiles entraînent également des réactions anaérobies, instables pour certains types de matière première [344]. Néanmoins, à titre d'exemple fonctionnel, le procédé de méthanisation ex situ à Fribourg est toujours en service après plusieurs années de fonctionnement, ce qui indique la faisabilité du procédé thermophile dans certaines conditions. Des conditions thermophiles sont également envisagées dans la station d'épuration de Hammarby Sjöstad, ce qui semble indiquer une prévalence de cette température pour des installations à grande échelle [351,367]

A grande échelle donc, les fluctuations de la matière entrante sont compensées par les quantités utilisées. Ainsi, la co-digestion n'apparaît pas obligatoire, comme dans l'usine de Freiburg im Breisgau³. Les paramètres et les conditions d'exploitation telles que la taille des unités ou la température, sont également plus élevés et conduisent ainsi à des installations hors des zones urbaines (ex situ) ([Tableau 19](#)). A l'inverse, les procédés in situ, sont souvent réalisés à petite échelle et avec un nombre limité de paramètres (et de procédés) visant à réduire la dimension du réacteur et accroître l'intégration urbaine de l'unité de valorisation. Les projets des STEP de Hammarby Sjöstad et de Montpellier restent des exceptions parmi les cas étudiés, avec leurs grandes installations implantées à l'intérieur de zones urbaines.

Tableau 20: Conditions opératoires de mono et co-digestions urbaines

Substrats	Régime	Fraction	Charge organique	TRH	Température (°C)	Production de Methane	Sources
Eau noire et Déchet alimentaire	Réacteur CSTR en Continue	50:50 basée sur la DCO	0,9 kg DCO/m ³ /jour	20 j	37	255 L CH ₄ /kg DCO ajoutée	[80]
Boue primaire et Déchet alimentaire	Réacteur CSTR, Semi-continue	50:50 basée sur la MV	1,7 kg MV/m ³ /jour	20 j (TRS)	35	386 Nm ³ CH ₄ /tonne MV ajoutée	[344]
Boue primaire, Déchet vert et Graisse alimentaire	Réacteur CSTR, Semi-continue	1:1:1 basée sur la MT	18-25 kg MT/m ³ *jour	40-55 j	37	834 nL of biogaz/kg MV	[145]
Boue primaire et Graisse alimentaire	Réacteur CSTR, Semi-continue	Graisse : 10-30% basée sur la MV	2,4-2,6 kg MV/m ³ /jour	20 j (TRS)	35	295-344 Nm ³ CH ₄ / tonne MV ajoutée	[344]
Eau usée et Déchet alimentaire	Batch (BMP)	1-2/1-2 basée sur la MV	1 g MV/L	40 j	32	262-922,5 mL biogaz/g MV	[326]
Déchet vert et Déchet alimentaire	Batch	1:1 basée sur la MV	5,6 – 20 gMV/L	30 j	35-50	555-716 mL biogaz/g MV (thermo.) 358-430 mL biogas/g MV (meso.)	[100]
Eau noire + fraction de Déchet alimentaire	Réacteur UASB, Semi-continue	-	0,42 DCO/m ³ /j	29 j	25	6 L CH ₄ /j	[332]
Eau noire + fraction de Déchet alimentaire	Réacteur UASB, Semi-continue	-	1,4 gDCO/m ³ /j	8,3 j	25	14 L CH ₄ /j	[332]
Eau grise	Réacteur UASB, Semi-continue	-	0,75 gDCO/m ₃ /j	0,83 j	20-30	-	[332]
Déchet alimentaire et Boue primaire	Batch (BMP)	0,23 – 2,09 gMV (DA)/gMV (BP).	Ratio Inoculum/Subtrat de 3	30 j	37	293-365 NmLCH ₄ /gMV	[368]

- : non donnée

e) Posttraitement, récupération des nutriments

Valorisation du digestat :

L'utilisation du digestat après la digestion anaérobie soulève plusieurs questions pratiques. En raison de sa composition en N et P, le digestat est en effet, un bon substrat pour la fertilisation des sols. Néanmoins, sauf en présence d'agriculture urbaine, le digestat ne peut pas être utilisé directement dans le quartier. De plus, l'utilisation des eaux usées comme matière première implique généralement une étape de séparation solide-liquide. On suppose que le digestat est comparable à un engrais organique, sa phase solide incluant de fortes concentrations en N et P disponibles et la fraction liquide après séparation, est concentrée en N et K [345,369].

D'après les [Figure 12](#), [Figure 13](#) et [Figure 14](#), le compostage est l'option la plus populaire pour traiter la fraction solide restante. Sur le plan économique, le processus est pertinent par la production d'engrais et n'a pas besoin d'une forte demande d'énergie. Cependant, il consomme de la matière organique et une fraction de la part azotée [370]. L'autre option est de sécher le digestat, après nitrification à l'ammonium ou addition d'acide sulfurique, pour éviter les pertes en azote [371]. Ce processus concentre alors les nutriments en une poudre et diminue l'activité microbienne, néanmoins, en l'absence de système de récupération de chaleur, il est coûteux en termes d'énergie. En Suède, l'unité de biogaz de Södertörn ([Tableau 18](#)) utilise un traitement par évaporation pour éliminer la fraction aqueuse du digestat produit. La législation peut toutefois restreindre l'utilisation du digestat produit par digestion anaérobie. Par exemple, si la matière première comprend des sous-produits animaux, en Europe, un procédé d'assainissement est obligatoire avant emploi du digestat. Par conséquent, d'autres procédés peuvent être employés afin d'atteindre ces normes de rejet [316]. Généralement, pour être utilisé comme engrais, le digestat après compostage doit correspondre à des standards de qualité précis.

Plusieurs techniques sont utilisées pour extraire directement les composés utilisables du digestat, notamment quand la surface d'épandage est loin de l'unité de posttraitement. Ainsi les projets de Sneek et Jenfelder Au, étudient respectivement, l'extraction par précipitation avec de la struvite et le stripping avec de l'ammoniac [321,358]. De la fraction liquide du digestat, l'azote ammoniacal peut également être éliminé par stripping avec de l'acide sulfurique. Il est ensuite récupéré, par lavage du gaz produit, avec une solution de sulfate d'ammonium. Le processus de stripping a lieu à des températures élevées et conduit également à l'assainissement du digestat [145].

Valorisation du biogaz :

Habituellement, la valorisation du biogaz est limitée par : (i) la fraction en méthane ; (ii) le coût du posttraitement, tel que l'élimination de l' H_2S ou du CO_2 et (iii) le transport de l'énergie produite [296]. Même si le procédé de méthanisation est intégré à l'intérieur d'un quartier, toutes les solutions de valorisation ne peuvent pas être envisagées. En général, une option est choisie en fonction de la proximité des utilisateurs d'énergie, du réseau de distribution existant, des mécanismes de subvention et du bilan énergétique [372,373]. Le bilan énergétique peut quant à lui, être construit à partir de la chaleur et de l'électricité nécessaires au processus (prétraitement, autoconsommation...), de la concentration de méthane dans le biogaz et du gain en énergie, produit par la solution de valorisation étudiée [332,374]. Trois processus majeurs sont généralement étudiés : la production de chaleur et

d'électricité par une unité de cogénération, la production de gaz pour le réseau de la ville et la production de carburant pour les véhicules. Le procédé de cogénération avec extraction du CO₂, spécifique au projet d'Eva-Lanxmeer (Figure 13) peut également être mentionné. Le choix de ces processus de valorisation dépend principalement d'aspects économiques et des besoins des utilisateurs locaux qui sont spécifiques à chaque pays [375].

En ce qui concerne la production de gaz de ville et de carburant, elle exige une teneur en méthane supérieure à 95 % et le respect de normes spécifiques (faible humidité, faible teneur en H₂S et en siloxane) [296]. Ainsi, le posttraitement de purification nécessaire, constitue leur principale limitation. En effet, il est généralement admis que ces derniers sont trop onéreux pour être durables sur des petites quantités de biogaz et sont par conséquent réservés aux grandes unités de méthanisation [316,371].

A titre d'exemple, d'après les études de cas regroupés dans le Tableau 18, seules les usines de biogaz des STEP de Sjölanda, d'Henriksdal et l'unité de Kristianstad, avec respectivement 6 réacteurs de 16000 m³, 2 réacteurs de 5000 m³ et 7 réacteurs pour un total de 39 000 m³, disposent d'unités de valorisation pour convertir le biogaz en carburant [346,347]. Les données disponibles sur Kristianstad indiquent que 65 % du biogaz produit est utilisé comme chaleur et 35 % est converti en carburant [346]. La quantité importante de biogaz produite à partir de ces unités permet en effet, une valorisation économique et durable. Ces exemples montrent également, que cette voie de valorisation est fortement influencée par les besoins des utilisateurs locaux (ici véhicule fonctionnant au biocarburant) et par les mécanismes nationaux de subvention. Pour ces projets, la politique de transition énergétique de la Suède met en effet, l'accent sur la valorisation des déchets pour produire des biocarburants [342,343].

D'après le Tableau 18, on constate que de nombreuses petites et grandes unités de valorisation utilisent de la cogénération. Ce procédé accepte une plus grande qualité de biogaz, nécessite un faible posttraitement et présente un bon rendement en termes d'énergie générée. Ainsi, ce procédé de valorisation est particulièrement mis en œuvre pour des applications à petite échelle. En ce qui concerne la qualité du biogaz, la fraction de méthane doit être d'au moins 45% (voir 30% pour l'utilisation de micro-turbines). Néanmoins, le procédé de cogénération est généralement limité par la fraction d'H₂S dans le biogaz et par le réseau local nécessaire à l'utilisation de la chaleur et de l'électricité produite [296,334]. A titre d'exemple, à Montpellier, les 11 800 000 m³ de biogaz produits annuellement sont traités par une unité de cogénération et la chaleur et l'électricité produites sont acheminées vers les appartements et les infrastructures locales (hôpital). Le projet de Nashik, avec une unité centralisée ex situ, a lui, estimé la production journalière de biogaz entre 1600 m³ et 2100 m³. Celle-ci est valorisée par une unité de cogénération [327]. Dans ces derniers cas, les besoins des utilisateurs locaux semblent en effet plus importants en termes de production de chaleur et d'électricité qu'en carburant ou gaz de ville. La cogénération est également prévue dans de petites unités, comme pour les projets de Flintenbreite et d'Eva-Lanxmeer et utilisée dans le projet de Sneek. A l'inverse des productions de méthane à grande échelle, mentionnées précédemment, les productions de méthane sont ici plus faibles mais l'intégration dans la zone urbaine offre un réseau local pour utiliser la chaleur et l'électricité produites. A Flintenbreite, sur la base des résultats de Wendland [80] la production est estimée à 4700 m³ CH₄/an et 22500 m³ CH₄/an dans des conditions optimales et avec une co-digestion supplémentaire. Dans le projet d'Eva-Lanxmeer, la production devrait, elle, avoisiner les 27 000 m³ de biogaz/an. A Sneek, les différentes études ont, elle, permis de produire entre 12 et 14 m³ CH₄/cap/an [332].

f) Conception intégrée au quartier

Afin de développer des projets de méthanisation traitant des déchets en milieu urbain, les maîtres d'ouvrages doivent prendre en compte, non seulement, les aspects techniques mais aussi le contexte social, politique et économique. A titre d'exemple, si le procédé de méthanisation est mal exécuté, il peut causer des nuisances à la population locale. Dans un même temps, le procédé est facilement dommageable en cas d'utilisation incorrecte par les habitants (comme l'utilisation de produits ménagers antimicrobiens). En ce qui concerne le contexte des projets analysés dans le [Tableau 17](#), beaucoup d'entre eux sont construits grâce au soutien des politiques environnementales et de transition énergétique. Ils sont généralement initiés par un regroupement composé d'organisations, de municipalités, d'universités ou de sociétés. Parmi ces projets, ceux abandonnés révèlent que les contraintes financières sont fortement limitantes. A titre d'exemple, en Allemagne, le premier grand projet urbain d'unité de traitement anaérobie, a démarré dans le quartier Vauban de Fribourg³. Il s'est malheureusement soldé par un abandon dû à la faillite de l'entreprise chargée de sa mise en œuvre. Les bases du projet ont toutefois été poursuivies, dans l'éco quartier de Lübeck et plus tard avec le quartier de Jenfelder Au à Hambourg.

Un projet situé en milieu urbain in situ doit en effet, adapter sa technologie et son dimensionnement, aux limites de superficie disponibles pour son intégration. A cela s'ajoute les coûts du foncier en zone urbaine. Ainsi, il peut s'avérer impossible pour des maîtres d'œuvre, de réserver, des terrains pour une plateforme de valorisation. Pour ces raisons et à notre connaissance, de nombreux projets d'éco quartiers développés au cours des 5 dernières années n'incluent pas de concept de DESAR. Le [Tableau 17](#) montre que les systèmes de gestion des déchets municipaux menés sur plus de 100 000 personnes ou avec forte densité urbaine conduisent généralement à des processus ex situ. Ainsi, les systèmes autonomes de gestion des déchets, construits spécialement pour être intégrés à l'échelle d'un quartier, se limitent généralement à des projets de construction neufs. Ils présentent de plus, de faibles densités urbaines et des unités de valorisation dimensionnées pour 100 à 2000 personnes. Certaines exceptions sont toutefois observées, en lien avec un système de gestion des déchets préexistant ou un contexte d'intégration spécifique. En ce qui concerne le quartier d'Hammarby Sjöstad, avec un procédé in situ à grande échelle, il semble en effet que la présence historique d'une station d'épuration explique ce modèle particulier. En ce qui concerne le cas de Montpellier, la localisation de son usine de valorisation des déchets répond à de fortes problématiques de gestion et de transport des déchets, ce qui a conduit à cette intégration urbaine. A l'inverse, les quartiers de BO01 et de Fullriggaren présentent un nombre limité de logements et un système efficace de collecte et de gestion des déchets. Néanmoins, il semble que la proximité avec des unités de méthanisation préexistantes ait finalement mené à un processus de valorisation ex situ. Une des solutions mises en avant pour faciliter l'intégration de la méthanisation à l'échelle urbaine, tout en augmentant les bénéfices énergétiques du procédé, est de combiner la digestion anaérobie avec d'autres (pré)traitements des déchets. Cela peut alors être réalisé dans une seule petite unité, localisée in situ. A titre d'exemples, on peut citer les projets de Noorderhoek (Sneek) et d'Eva Lanxmeer, qui concentrent leurs systèmes de valorisation des déchets dans respectivement un seul garage ou un seul bâtiment [331,336].

La perception du processus de valorisation par les habitants est également un point important en termes d'intégration à l'échelle urbaine [376]. Aux Pays-Bas, le quartier d'Eva-Lanxmeer reste un modèle de participation sociale en impliquant ses habitants dans la politique du quartier et dans le programme d'agriculture urbaine. En effet, la population a un rôle

prépondérant dans le développement et la préservation de la vie de leur quartier. Il convient également de noter que, malgré l'abandon du processus de digestion anaérobie, le projet initial, lui associait une dimension sociale innovante en impliquant une coopération urbaine et rurale/agricole. Les avantages de l'implication des habitants dans un projet de valorisation sont également démontrés par l'étude de cas menée à Brest ; un processus de compostage, in situ, utilisant plusieurs petites unités. Là-bas, la participation des écoles et des associations, soutenue par la politique établie, a conduit à une forte implication de la communauté et à la longévité du processus. De plus, la sensibilisation des jeunes générations assure un suivi des bonnes pratiques et l'intégration du procédé avec une vision sur le long terme. Dans le village de BedZed c'est un audit, des questionnaires et des mesures qui ont été réalisés sur la population y résidant. Le rôle social de ce projet a été mis en évidence par ces résultats. En effet, la consommation énergétique du quartier et la sensibilisation des gens aux pratiques écologiques sont apparues meilleures que les résultats obtenus pour la moyenne du pays. Récemment, d'autres exemples ont émergés tels que le projet communautaire LEAP à Londres, qui implique le volontariat des habitants à transporter leurs propres déchets organiques jusqu'à un digesteur anaérobie commun [312]. Il convient également de mentionner le financement participatif de méthaniseurs alimentés par des déchets de villes et des agriculteurs, en France [377]. En Suède, à Hammarby Sjöstad, les travaux de Pandis Iveroth et al, 2013, détaillent pas à pas, l'influence des acteurs économiques, sociaux et politiques dans les étapes ayant mené à l'intégration ou au rejet de procédés innovants pour la gestion des déchets [352].

Les politiques environnementales jouent également un rôle essentiel tant du point de vue financier par le biais de mécanismes de subventions, que par le soutien institutionnel qu'elles représentent. Dans leurs travaux, Pan et al., soulignent les implications des politiques environnementales dans le développement ou l'abandon de projet de DESAR. On peut ainsi observer que la transition énergétique menée par les pays au cours du XX^e siècle a donné lieu à la construction d'un grand nombre de projets mentionnés dans ce document [45].

La communauté scientifique est un autre acteur majeur à l'origine des projets d'éco quartiers. En effet, le soutien des universités locales a souvent prévalu dans les études de cas. Cela implique alors la réalisation de pré-études ou le suivi des processus, une fois ceux-ci installés, comme c'est le cas en Allemagne ou en Suède (Projets 1 et 3).

Enfin, nous voudrions mentionner, que d'ores et déjà et dans le but de produire des procédés de valorisation durables à partir des déchets organiques, différents types de projets voient le jour. Le concept de Greenhouse Village, quartier hypothétique combinant des espaces urbains et des fermes, est un exemple de modèle basé sur le procédé de méthanisation [378,379]. L'intégration des concepts de DESAR dans les quartiers écologiques n'est pas seulement axée sur de petites unités de digestion anaérobie [380]. Certains projets ont également présenté des concepts d'agriculture urbaine, des processus tels que les Living Machine¹ dans le quartier de BEDZED (Londres) [310,311], des habitations passives, des projets "zéro déchet" ou encore des "villes-forêts" [304,306,314,323]. L'appui de méthodes d'ACV semble également pertinent pour déterminer au mieux l'impact environnemental de ces systèmes de valorisation [58,353]. L'ACV se base sur certaines hypothèses, mais fournit néanmoins des réponses multicritères à une question. Par exemple, la valorisation énergétique des déchets alimentaires dans le contexte de Hong Kong, publiée par Woon et al. 2016 [381] prend en compte la santé humaine et les impacts sur l'écosystème. Elle conclut que, dans ce contexte, la valorisation du biogaz sous forme de carburant est la plus favorable. D'autres éléments peuvent être analysés en fonction de l'approche choisie et ainsi déterminer l'impact de processus, sur des systèmes de gestion des déchets. Dans une démarche d'intégration de ces systèmes dans un quartier,

l'ensemble du processus de digestion anaérobie doit être considéré depuis la collecte des déchets jusqu'à l'utilisation du digestat.

V / Conclusions

Ce Chapitre présente une étude comparative des procédés de méthanisation et de valorisation utilisés dans 15 projets urbains. Pour comprendre les éléments nécessaires au fonctionnement d'un système de gestion des déchets urbains, trois projets ont été spécifiquement étudiés. Les informations disponibles et relatives aux aspects techniques, économiques, politiques et sociaux ont ainsi été prises en compte. Cette analyse a permis de mettre en évidence la nécessité d'une compréhension systémique de la méthanisation, dépendante de la bonne réalisation de plusieurs étapes situées en amont et en aval du procédé biologique. Sur la base des résultats de cette analyse, une discussion a été menée afin de comparer ces trois projets avec les 12 autres cas d'étude. Elle se concentre principalement sur la mise en œuvre des étapes identifiées comme clef pour le procédé dans son ensemble. Ces résultats ont permis d'obtenir un retour d'information sur : i) les moyens de mise en œuvre des processus clefs, ii) les améliorations et iii) les limites déjà identifiées à la méthanisation urbaine, apportant ainsi un bénéfice pour de futurs projets. Les points suivants énumèrent les principaux éléments mis en avant :

- Deux modes d'application sont identifiés pour la mise en œuvre d'une méthanisation urbaine. La gestion in situ, se traduit généralement par de petits procédés intégrés à l'échelle d'un quartier. La gestion ex situ comprend, elle, des déchets transportés vers de grandes unités situées à l'extérieur de la zone urbaine.
- Trois types de déchets sont utilisés pour la digestion anaérobie : les eaux usées et les déchets verts et alimentaires, généralement après broyage ou déchiquetage. Une co-digestion de ces trois déchets simultanément, n'est toutefois pas étudiée. D'autres déchets sont également étudiés à des fins de co-digestions, tels que les graisses alimentaires ou les eaux grises [145,332,344].
- Un réseau robuste et efficace de collecte, de stockage et de prétraitements est nécessaire pour fournir une quantité régulière de déchet, avec une qualité optimale, au processus de digestion anaérobie. La réduction des matières non utilisables telles que l'eau dans les eaux usées est essentielle pour limiter la taille des procédés.
- La digestion anaérobie intégrée in situ à petite échelle, semble être privilégiée pour les quartiers à faible densité ou pour des constructions ou reconstructions d'habitations. Dans le cas de logements déjà construits avec une gestion centralisée des déchets ou un projet à haute densité urbaine, les procédés ex situ pourraient être plus adéquates, notamment s'ils impliquent l'utilisation d'eaux usées.
- La co-digestion semble être optimisée pour les procédés en voie humide, avec une température mésophile et une TRH proche de 20 jours. L'utilisation d'un mélange de déchets comme matière première est également un moyen de stabiliser la réaction de méthanisation en l'absence d'effets de dilution (présents à grande échelle).
- Le digestat en raison de la fraction en nutriments encore disponibles est utilisé pour produire de l'engrais. Après filtration, la partie liquide extraite peut, être traitée par voie chimique, zone de rejet végétalisée (ZRV) ou par digestion aérobie classique comme posttraitement. Le compostage est principalement mis en avant comme traitement pour la fraction solide des digestats.

- La quantité de biogaz produite par une petite unité de méthanisation, implique une récupération d'énergie principalement réalisée par cogénération pour transformer le biogaz en chaleur et en électricité. Ex situ, le processus de valorisation semble être choisi en fonction des besoins des utilisateurs locaux, du réseau installé ou de la politique de transition énergétique appliquée.
- Une structure locale de valorisation, comme la digestion anaérobie ou le compostage in situ, a des impacts sociaux bénéfiques. L'échelle du district est particulièrement adaptée aux initiatives sociales et locales.
- La création et le succès des concepts DESAR nécessitent l'implication des communautés scientifiques, économiques, politiques et sociales avec une approche multidisciplinaire et systémique [352,380,382,383].

Certaines connaissances apparaissent, à la lumière de cette étude, comme peu développées et manquantes pour une meilleure intégration de la méthanisation à l'échelle urbaine. Les axes de recherche suivants peuvent ainsi être suggérés.

- L'étude de la sélection des déchets en tenant compte de la fraction inutilisable des déchets et de l'impact des conditions de collecte apparaît comme pertinente.
- En raison de la proximité des habitations et de la limite des aires disponibles à l'échelle d'un quartier, les processus de stockage et de prétraitement gagneraient à être étudiés spécifiquement pour des projets in situ. Les objectifs identifiés pourraient être de diminuer la taille des unités, d'augmenter les performances et le contrôle des nuisances et d'évaluer leurs impacts sur la qualité de la matière première.
- Avec le développement de projet d'agriculture urbaine, de nouveaux types de déchets doivent être pris en compte ainsi que les quantités supplémentaires qu'ils représentent [335].
- Enfin, pour accroître la durabilité des projets avec une vision sur le long terme, une étude multicritère et systémique telle que les méthodes en ACV semble pertinente lors de la phase de pré-étude [343,376–379]. La détermination de bilans environnementaux ou économiques, permettrait également une vision systémique pertinente quant à l'intégration du procédé à l'échelle urbaine.

Au regard de ces éléments, ce second Chapitre permet d'identifier plusieurs briques de connaissances nécessaires à l'évaluation de la faisabilité de la méthanisation à l'échelle urbaine. Une première approche apparaît comme expérimentale à travers l'étude des gisements et des procédés en amont de la méthanisation, ainsi que des impacts de ces procédés sur une co-digestion. Cette analyse sera l'objet du troisième Chapitre de cette thèse. La seconde approche a, quant à elle, l'objectif de prendre en compte l'intégration globale du procédé de par ses performances environnementales et de gestion des déchets. Cette seconde partie sera traitée dans la Chapitre IV.

Notes

¹ Une "Living Machine", est une infrastructure où un écosystème complet créé, avec des objectifs de bioremédiation. Le circuit fermé créé, avec l'approvisionnement de communautés microbiennes, de plantes et/ou de poissons, permet une gestion des nutriments provenant des sols, des eaux usées ou de matières premières spécifiques. Il en résulte un traitement biologique et la production de sous-produits tels qu'une eau épurée et des sous-produits pour l'alimentation animale ou végétale [334,388].

² Dans une "Retourette", les gens sont invités à fournir de nombreux types de déchets recyclables et à les mettre dans des "poubelles" spécifiques. Le concept est de collecter une grande quantité de ces déchets recyclables dans une pièce conçue pour servir de lieu de tri universel. Elle se déroule souvent à côté d'un supermarché pour augmenter les quantités recueillies et ainsi approvisionner des chaînes de valorisation [338].

³ La digestion anaérobie des déchets alimentaires est encore pratiquée à Fribourg. Il intègre les déchets provenant d'une grande partie des régions de Breisgau-Hochschwarzwald et de Lörrachsoit, soit environ 600 000 habitants.

Chapitre 3 :

Analyses Expérimentales

Conduites sur substrats réels

I / Introduction

Le Chapitre III est construit d'après les conclusions et les perspectives établies précédemment et se basant principalement sur les verrous expérimentaux identifiées. Il est structuré sous la forme d'une approche systémique, soit l'analyse d'un ensemble de procédés et d'étapes impliqués dans la gestion des déchets. Il comprend l'étude des gisements de déchets locaux, leurs caractérisations et la prise en compte des procédés de collecte, stockage et prétraitement dans le processus de méthanisation. L'étude a de plus, été menée sur des substrats réels afin de simuler les conditions d'un véritable espace urbain. Enfin la méthanisation a, elle, été réalisée à l'échelle paillasse et laboratoire, en incluant l'analyse du biogaz produit et du digestat. Les données expérimentales obtenues comprennent ainsi l'ensemble d'un processus de valorisation à l'échelle urbaine, basé sur la méthanisation et les procédés situés en amont et en aval de cette dernière.

II / Méthodes

a) Collecte des gisements de déchets

Afin de caractériser les ressources disponibles pour un procédé de méthanisation à l'échelle d'un quartier, les gisements de déchets, disponibles localement ont été étudiés. La [Figure 15](#) présente les prétraitements réalisés lors de la collecte, en fonction des différents gisements de déchets. Les boues issues des eaux usées proviennent de la commune de La Chapelle-sur-Erdre, France. Une simple décantation gravitaire des eaux usées brutes est employée, afin d'obtenir ces boues. Par soucis de comparaison avec la littérature disponible, ces boues seront associées à des boues primaires tout au long de cette étude. Pour autant, elles sont à différencier de ces dernières, qui sont générées après plusieurs prétraitements successifs. Les boues activées proviennent d'une unité d'épuration autonome (réacteur aéré), disponible sur le site du CSTB. La collecte a été réalisée au niveau du conduit de recirculation, avant mélange avec la cuve d'entrant. Les serviettes en papier, tout comme les déchets alimentaires, sont issues de la cantine d'IMT Atlantique, Nantes, France. Les déchets alimentaires ont subi, préalablement à leur emploi, un prétraitement de broyage, séchage (Eco-cleaner GET Innovation) et tamisage (4mm), afin d'obtenir une poudre stabilisée. Serviettes et Pailles sont également broyées (Broyeur à billes Retsch MM400) avant emploi. Les tontes d'espaces verts proviennent de terrains privés et publics. Elles sont composées majoritairement d'herbes et de feuilles mortes en excluant la présence de branches. Trois tontes ont été réalisées respectivement, en octobre, avril et juin et correspondent aux échantillons 1, 2 et 3. Une fois les collectes menées, un ensilage d'une période d'au minimum 3 mois et jusqu'à un an, a été réalisé sur les échantillons 2 et 3 au moyen de récipients en plastique fermés hermétiquement. La paille de blé, a été achetée dans le commerce sous la forme de litière pour animaux de compagnie afin de simuler des déchets verts générés lors de plan de fauchage annuel ou bi-annuel dans un quartier. Déchet vert et Paille s'inscrivent également dans la possibilité de récupérer une ressource organique issue de projets de de ferme urbaine. Le [Tableau 21](#), est un récapitulatif des abréviations et expérimentations menées au cours de ce chapitre, sur les différents substrats

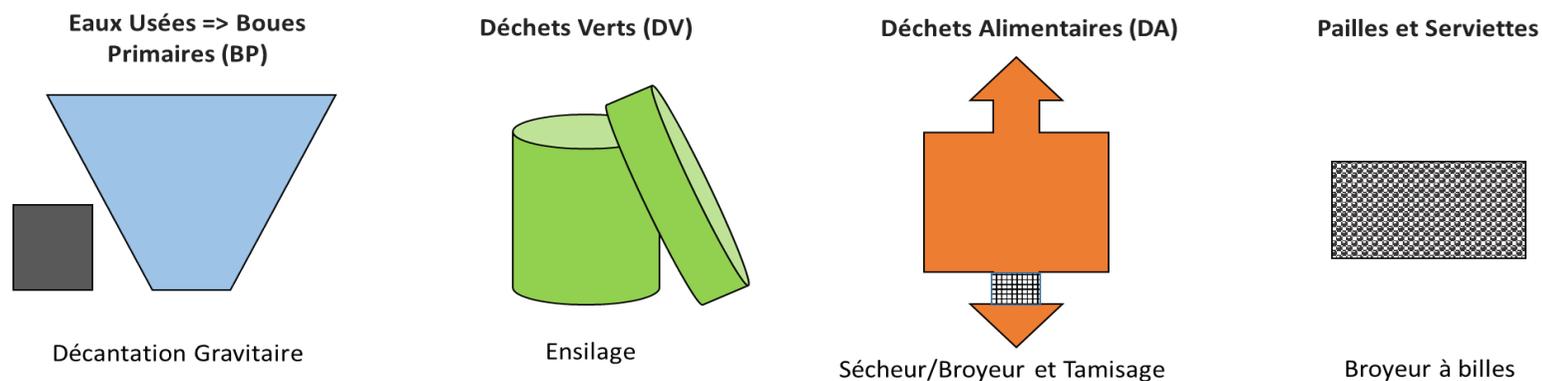


Figure 15: Prétraitements des déchets urbains collectés

Tableau 21: Synthèse des expérimentations réalisées

Substrat	Abréviation	Caractéristiques des gisements			Prétraitement	Conduite de la méthanisation	
		Analyses physico-chimiques (MS, MV, DCO, pH)	Analyse élémentaire (CHNS)	Analyse thermogravimétrique (ATG-DSC)		Suivi de l'ensilage	Analyses préliminaires en batch
Boue primaire	BP	X	X	X		X	
Déchet vert	DV	X	X	X	X	X	
Déchet alimentaire	DA	X	X	X		X	
Paille de blé	Paille	X	X	X			
Serviette en papier jetable	Serviette	X	X	X			
BP, DA, DV ratio MV 1:1:1	MIX	X				X	X
MIX sans DV ratio MV 1:1	SansDV					X	
MIX avec ajout de Serviette	MixServ.					X	
MIX avec ajout de Paille	MixPail.					X	

b) Méthodes de caractérisation des substrats

i) Analyses physico-chimiques

Les mesures de Matière Sèche (MS) et Matière Volatile (MV) ont été réalisées d'après les normes ISO NF EN 15169 et 15934. Les résultats sont donnés en pourcentage de MS en fonction de la MT et en pourcentage de MV en fonction de la MS.

La mesure de la DCO a été menée au moyen de kit en tube DCO 1.14691.0001 et 1.09773.0001 pour Spectroquant®, de la marque Merk. Dans le cas de mesure de DCO réalisées sur des substrats solides, ces derniers ont été préalablement séchés, broyés puis remis en suspension dans de l'eau d'adduction. Le résultat final est obtenu après considération de la MS introduite dans l'échantillon analysé.

Les mesures de pH ont été menées à l'aide d'un pH-mètre Orion model 230A. Pour la détermination sur substrat solide, la méthode recommandée par la norme NF ISO 10390 a été employée.

ii) Analyses élémentaires

Afin de réaliser les analyses élémentaires, chaque échantillon est préalablement séché et broyé (Broyeur à billes Retsch MM400). Une masse précise d'environ 1mg est pesée puis placée dans une cupule en étain. L'analyse est accompagnée de standards de composition connue en C, H et N, et d'un standard pur, spécifique pour le soufre. L'analyse élémentaire est réalisée au moyen d'un Flash EA 1112 series.

iii) Analyses par Thermogravimétrie

Les Analyses par Thermogravimétrie (ATG) ont été menées à l'aide d'un Seteram modèle setsys Evo16, couplé d'un module de canne de Calorimétrie différentielle à balayage (DSC pour Differential Scanning Calorimetry). Pour ces analyses, le programme situé en Annexe a été employé.

Les analyses sont par la suite corrigées à l'aide d'un blanc pour la correction du signal de température.

c) Analyses préliminaires en batch sur des réacteurs de 500ml

Les substrats sont caractérisés préalablement à leurs emplois par leurs MS et MV. Ils sont conservés à 4°C si leurs prélèvements sont réalisés la veille de leurs utilisations ou bien congelés à -18°C et décongelés avant emploi.

L'inoculum provient du réacteur de 30L, employé dans cette étude et présent sur le site de IMT Atlantique. L'emploi des inocula se fait sans étape préalable de « dégazage ». [368]

Le système employé pour la conduite de ces analyses en batch et la récupération du gaz formé est présenté en [Figure 16](#).

Chaque condition testée a été réalisée en duplicat. Généralement, au moins un des deux tests, est muni d'un système d'agitation par hélice centrale et est agité 5-10min/jour. Les autres tests ont été agités manuellement deux fois par jours ou réalisés en absence d'agitation spécifique. Un test est composé de 1 flacon fermé (batch) de 500ml,ensemencé avec un ratio de 0,75g MV substrat/g MV inoculum. Après ajout du substrat, le flacon est complété par de l'eau jusqu'à un volume total de 400 ml. Chaque test a été réalisé dans des conditions anaérobies. Pour cela un balayage à l'azote a été réalisé dans l'atmosphère de l'espace de tête. Les flacons ont ensuite été placés à température mésophile, dans un bain marie à 37°C (± 3) durant une quarantaine de jours. Chaque essai est accompagné d'au moins un blanc, composé également, de 250 ml d'inoculum mais uniquement complété par de l'eau jusqu'à 400 ml. Le blanc permet notamment d'estimer la production de biogaz endogène généré par l'inoculum. Avant le balayage à l'azote et le début de l'expérimentation, le pH de chaque essai a été déterminé. Une autre mesure a ensuite été réalisée en fin de réaction. Deux points de prélèvements ont été employés pour caractériser le biogaz formé. Le premier permet de recueillir le gaz via une seringue directement dans les éprouvettes graduées. Le volume de biogaz présent dans la burette est alors vidé suite à l'analyse. Cette dernière est menée par l'utilisation d'une micro-chromatographie gazeuse (Agilent Technologie 300 A). Toutefois du fait de la solubilité de certains composés dans l'eau (notamment CO₂), le résultat obtenu dans ce premier cas minimise la concentration de CO₂ et d'H₂S dans le gaz et maximise celle de N₂ et O₂. Par conséquent, un second prélèvement a été réalisé directement dans l'espace de tête, à travers une sortie équipée d'un septum sur chaque flacon composant l'essai. L'analyse permet alors de déterminer au plus juste les fractions en pourcentage de CO₂, CH₄, N₂, O₂ et H₂S (ppm) présentes dans le volume de gaz généré.

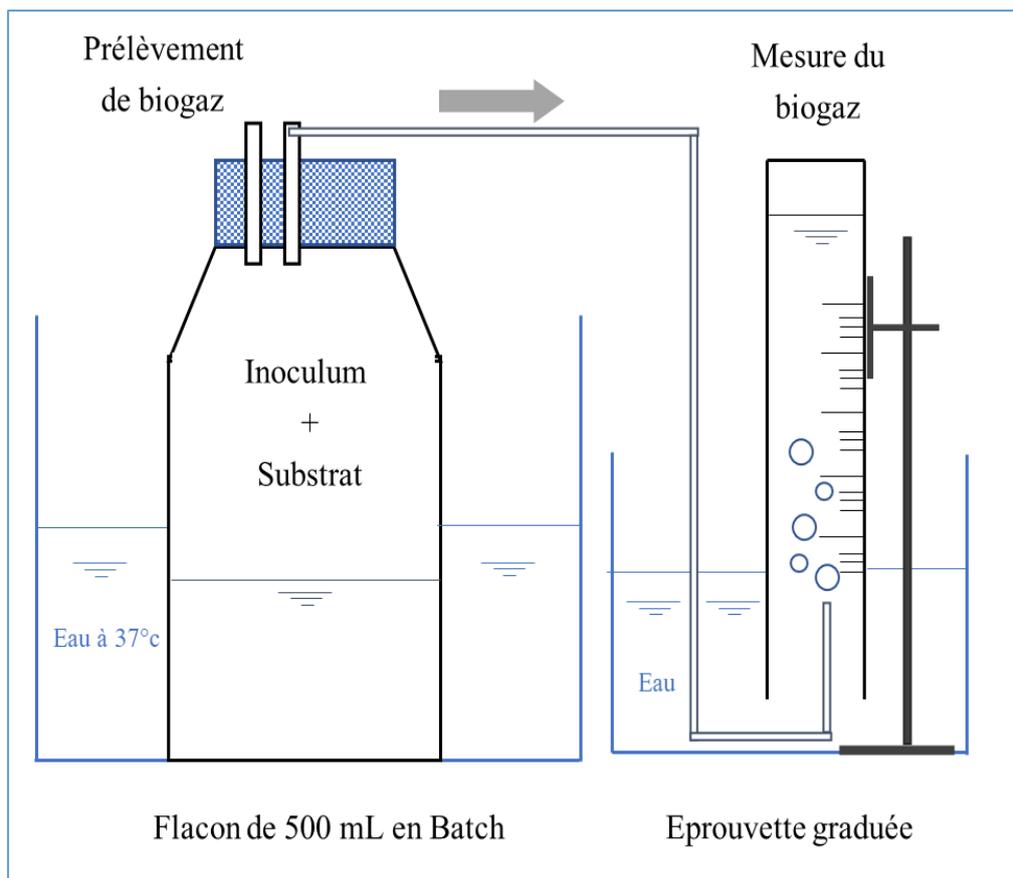


Figure 16: Schéma de réalisation des analyses préliminaires, d'après les travaux de [127]

d) Expérimentations en réacteur semi-continu

Les caractérisations des gisements composant les MIX* sont réalisés 1-10 jours avant leurs emplois, puis conservés, séparés, à 4°C. Si le délai avant utilisation excède 1 jour, les substrats sont alors conservés à -18°C, puis décongelés avant emploi. Les mesures de pH sont réalisées juste avant l'alimentation du réacteur. Pour la détermination du pH sur substrat solide, la méthode recommandée par la norme NF ISO 10390 a été employée.

Les conditions de conduite du réacteur sont présentées dans le [Tableau 22](#).

Tableau 22: Conditions opératoires du réacteur

Substrat	Répétition	Charge Organique (kg MV/m ³ /j)	Temps de séjour (j)	Température (°c)
MIX*	n = 3	0.5	30	37
MIX*	n = 3	1.0 - 1.3	Compris entre 30-35	37

*MIX : DA-DV-BP, dans un ratio MV 1 : 1 : 1

La Figure 17 présente le réacteur (Deltalab) employé durant cette étude. Sa capacité totale est de 70L, son volume utile a été fixé arbitrairement à 30L. La température opératoire a été contrôlée et régulée à 37°C pour conserver des conditions mésophiles durant les expérimentations. L'agitation est assurée par une hélice centrale contrôlée depuis un logiciel de contrôle commande. Le rythme d'agitation a été de 9tours/minutes pendant 8h par jour, coupé en deux cycles de 4h pour limiter l'impact sur les biofilms microbiens. Le mélange de substrat employé ainsi que le temps de séjour ont été déduits des analyses préliminaires menées en batch. La composition du biogaz dans le réacteur a été déterminée par l'emploi d'un analyseur de biogaz (Biogas 5000, marque Geotech). Le volume de biogaz pompé est alors d'environ 500 ml pour 1min de fonctionnement et le résultat est exprimé en pourcentage de CH₄, CO₂, O₂ et H₂S en ppm. En plus du suivi du biogaz produit, cette caractérisation permet également de déterminer la quantité de C consommé pour la production de CO₂ et CH₄. Ponctuellement, une poche de gaz de 2L (Tedlar®, Supelco) a été remplie afin de corréler les résultats avec l'analyse par micro-chromatographie gazeuse (Agilent Technologie 300 A).

Lors de chaque alimentation, un excédent de MIX est généré à des fins de caractérisation. Une fraction du digestat retiré, est également analysée. La détermination de la MS, MV et l'analyse élémentaire du substrat et du digestat servent notamment à déterminer le C consommé durant l'expérimentation.

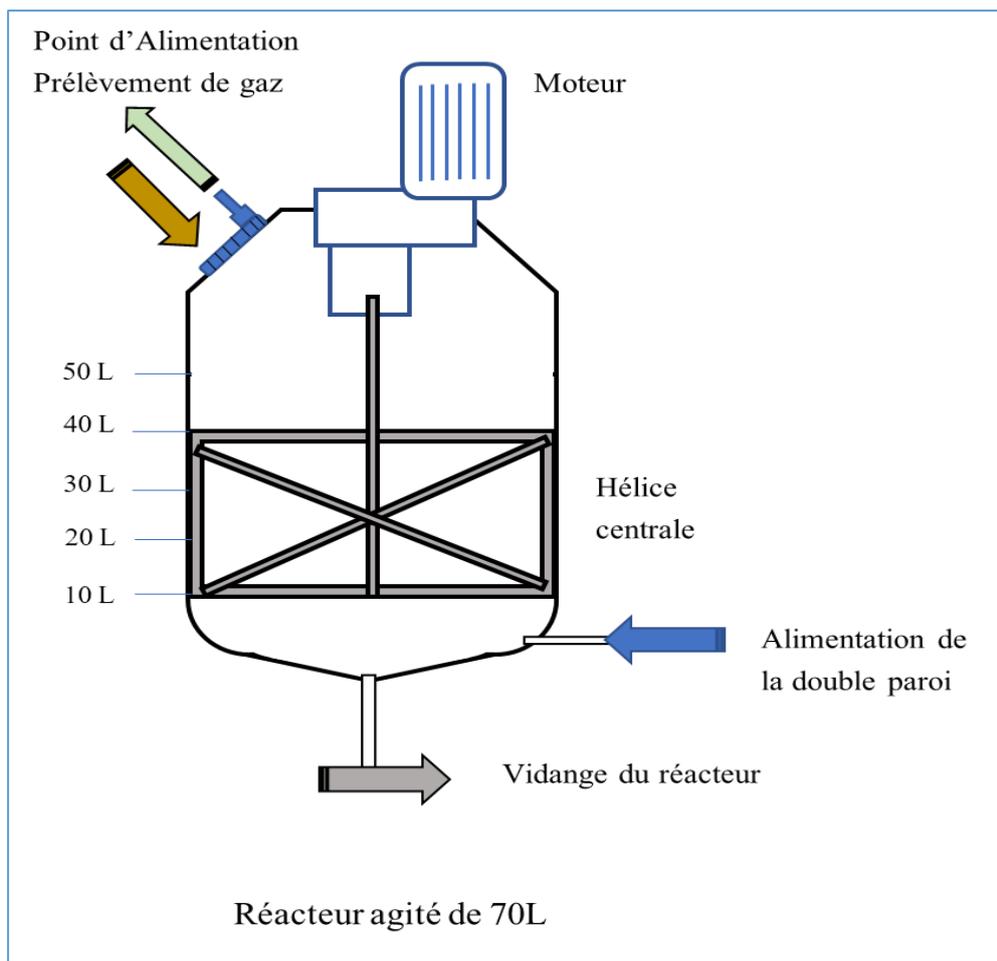


Figure 17: Schéma du réacteur, CSTR (Deltalab)

III / Résultats et Discussions

a) Caractérisation des ressources organiques disponibles

i) Profils physico-chimiques

Afin d'étudier la pertinence des gisements urbains pour une valorisation par un procédé de méthanisation, plusieurs paramètres ont été déterminés. Le [Tableau 23](#) regroupe les analyses physico-chimiques menées sur les différents gisements identifiés et disponibles à l'échelle d'un quartier.

Tableau 23: Analyses physico-chimiques des gisements

	MS (%MT)	MV (%MS)	DCO (g.kg ⁻¹)	pH	C (%MS)	H (%MS)	N (%MS)	S (%MS)	C/N
Déchet Alimentaire (broyé et séché)	n: 161 92.5 (±1.1)*	n: 124 90.2 (±2.2)*	n: 10 1129 (±113)** ¹	n: 30 5.01 (±0.03)**	n: 10 49.2 (±0.3)**	n: 10 7.16 (±0.10)**	n: 10 3.62 (±0.19)**	n: 4 0.21 (±0.05)**	13.6
Déchet Vert (herbe coupée, ensilée)	n: 197 33.9 (±1.3)**	n: 159 71.5 (±1.7)**	n: 11 109-443*** ¹	n: 29 5.18 (±0.51)**	n: 31 38.2 (±1.3)**	n: 31 5.04 (±0.22)**	n: 31 2.06 (±0.26)**	n: 4 LD-0.21***	18.5
Boue Primaire (eau usée décantée)	n: 163 1.31 (±0.05)**	n: 134 88.6 (±3.0)*	n: 29 13.3 (±1.4)**	n: 28 6.28 (±0.09)**	n: 19 42.8 (±0.7)**	n: 19 6.27 (±0.07)**	n: 19 2.63 (±0.20)**	n: 6 LD-0.64***	16.3
Boue a Activée (charge organique < 0.1 kg DCO/m ³ /j)	n: 8 0.44 (±0.01)**	n: 6 81.9 (±1.4)**	n: 6 5.8 (±0.3)**	Nd	n: 4 40.8 (±0.2)*	n: 4 5.93 (±0.02)**	n: 4 6.52 (±0.04)*	n: 4 1.04 (±0.16)*	6.9
Serviette en Papier	n: 10 94.6 (±0.7)**	n: 8 99.7 (±0.1)**	n:6 815 (±107)* ¹	Nd	n: 4 42.3 (±0.1)**	n: 4 6.13 (±0.07)**	Inf. LD	Inf. LD	-
Paille de Blé	n: 9 91.4 (±0.4)**	n: 7 96.2 (±0.2)**	n: 5 1033 (±52)** ¹	Nd	n: 4 45.5 (±0.1)*	n: 4 5.98 (±0.05)**	n: 4 0.49 (±0.02)**	Inf. Inf. LD	92.9

n : nombre de mesure

1, Mesure sur substrat broyé et séché à 105°C, 16h.

Nd: non déterminé LD: limite de détection < 0.06%

*, (écart-type) **, (± intervalle de confiance, 95%), normalité déterminée par un skewness et un kurtosis, compris entre 2 and -2 (Urbano, 2013)

***, min.-max.

Il apparait, d'après le [Tableau 23](#), que les DA présentent des valeurs de MS de 92,5% et de DCO de 1129g/kg. Cela s'explique par le procédé de séchage opéré au préalable à leurs caractérisations. Dans la littérature, les valeurs de MS sont comprises entre 10-30% et celles de DCO sont proches de 200g/kg [344]. A l'inverse, la fraction de MV, à hauteur de 90% de la MS, correspond aux valeurs trouvées dans la bibliographie [62]. Il apparait donc que les procédés de prétraitements employés ne semblent pas avoir d'impact négatif sur la matière organique disponible. Avec 3,62% d'azote les DA présentent la deuxième plus importante fraction d'azote dans les gisements étudiés, derrière les BA. La concentration en azote est principalement expliquée par la présence de composé carné dans le déchet. Le pH du gisement, de 5,01, est légèrement acide.

La variabilité intrinsèque aux gisements des DV, composés de différentes plantes et feuilles, explique les intervalles de confiance plus élevés que sur les autres déchets. On note également une MS supérieure à 30% pour ce gisement, ce qui est proche des valeurs disponibles dans la littérature scientifique [145]. La MV de 71,5% (MS), est, elle, légèrement inférieure aux caractérisations habituelles de ce déchet. Le gisement a un pH légèrement supérieur à 5. L'impact du procédé d'ensilage pour la conservation de ce déchet et sur son profil physico-chimique, sont détaillés dans la suite de l'étude.

La MS de 1,31% pour les BP de cette étude, a été obtenue au moyen d'un simple procédé de décantation [389]. La valeur est donc assez éloignée des BP classiques de station d'épuration, utilisant plusieurs procédés et de long temps de séjour pour obtenir des MS proche de 4% [344]. Elles sont néanmoins plus concentrées que les eaux noires issues de toilettes aspirantes et observées dans le cas de des éco quartiers de Lubeck et Bo01 ([Tableau 19](#)). Les BP étant composées d'eaux usées non traitées, la MV y est élevée, à savoir 88,6% de la MS. Avec une fraction en soufre de 0,28%, le gisement présente la deuxième concentration la plus élevée en S. Le pH du milieu est de 6,3.

Les BA possèdent le rapport C/N, la DCO et la MS les plus faibles des gisements analysés. Elles comportent également la plus importante concentration en S avec 1.04% mesurés.

Les Serviettes et Pailles ont un profil physico-chimique relativement proche avec une MS et une MV supérieurs à 90% de la MS, indiquant une faible proportion de matière minérale (MM). La fraction en C y est également supérieure à 40% pour une présence en azote faible voir inférieure aux limites de quantification.

Afin de sélectionner les gisements de substrats pertinents pour notre étude, une première sélection basée sur la fraction organique présente dans les déchets, a été menée. Il a donc été sélectionné les Boues Primaires (BP) à la place des Boues Activées (BA). En effet les BP ne sont pas dégradées biologiquement et possèdent une matière organique plus élevée que les BA. A partir du pourcentage de MS du déchet brut et du pourcentage de MV en fonction de la MS, il a été calculé la MV en fonction de la masse totale de déchet. On obtient ainsi, respectivement, une MV de 1,16%(MT) pour les BP et 0,36%(MT) pour les BA. La quantité de S des BA, cinq fois supérieure à celle des BP, est également un point significatif dans le choix d'exclure ce gisement de l'étude. A cette étape, Déchets Alimentaires (DA), Déchets Verts (DV), Serviettes et Pailles possédant également une fraction de MV importante, ont été sélectionnés en plus des boues primaires (BP). Concernant le rapport C/N, DA, DV et BP s'approchent le plus des valeurs théoriques conseillées pour la tenue d'un procédé de

méthanisation, soit entre 20 et 30. Simultanément Serviette et Paille possèdent un profil atypique puisque la fraction d'azote y est très faible.

Par conséquent il a semblé pertinent de conserver BP, DA et DV comme substrats principaux pour la tenue d'un procédé de méthanisation par mono-digestion ou co-digestion.

Serviette et Paille majoritairement composés de C, sont toutefois retenus dans cette étude à titre de substrat secondaire, pouvant contribuer à ajuster le rapport C/N d'une réaction par un apport modéré de matière sèche.

Limite de l'expérimentation :

- A des fins d'intégration du procédé à l'échelle urbaine, il est essentiel de maîtriser les flux des déchets et leurs stockages. Ainsi, le gisement de DA a été, ici, stabilisé par séchage permettant la production d'une poudre facile à stocker et à employer. La gestion du flux d'eaux usées, est réalisée par l'emploi de la décantation qui permet de produire des boues et de réduire les volumes à traiter. Il est toutefois admis que ces dernières sont utilisées juste après leurs collectes et prétraitement. L'ensilage des DV permet de gérer la saisonnalité du gisement. Néanmoins, il n'assure pas sa stabilité dans le temps. Par conséquent et afin d'étudier l'impact du procédé d'ensilage sur la qualité du déchet, un suivi a été réalisé et est présenté en [Figure 18](#).
- La mesure de la MV telle que déterminée dans cette première partie d'étude correspond à une analyse macroscopique et ne permet pas de déterminer son accessibilité par les enzymes microbiennes anaérobies. Afin d'approfondir cet aspect, la recherche des fractions en cellulose, hémicellulose et lignine, composés admis comme difficilement dégradables par les bactéries anaérobies, a été menée par ATG. Afin d'accepter ou réfuter les résultats obtenus par ATG, les spectres calorifiques ont également été réalisés en parallèle, au moyen d'une canne DSC et comparés aux résultats attendus.
- La détermination de la DCO sur déchet solide est reconnue par de nombreux travaux [154] comme moins robuste que sur substrat liquide, les valeurs présentées ici, sont donc à considérer comme des ordres de grandeur.

ii) Analyse par Thermogravimétrie

Une ATG a été menée sur l'ensemble des substrats principaux et secondaires sélectionnés, afin d'étudier plus en détail leurs biodégradabilités.

Le **Tableau 24**, présente les résultats obtenus pour les fractions en hémicellulose, cellulose et lignine, trois composés considérés comme difficilement dégradables durant la méthanisation.

Tableau 24 : Fractions difficilement dégradables des déchets urbains

	Hémicellulose (%MS)	Cellulose (%MS)	Lignine (%MS)
BP	26,5 ($\pm 5,8$)	26,9 ($\pm 8,6$)	13,3 ($\pm 0,8$)
DA	33,4 ($\pm 6,0$)	19,1 ($\pm 1,4$)	20,4 ($\pm 0,1$)
DV	28,9 ($\pm 5,0$)	16,5 ($\pm 3,3$)	15,5 ($\pm 2,6$)
Serviette	10,6 ($\pm 2,7$)	58,2 ($\pm 5,5$)	8,2 ($\pm 0,7$)
Paille	31,7 ($\pm 6,7$)	26,7 ($\pm 4,3$)	9,7 ($\pm 1,1$)

D'après ces résultats, on constate que l'hémicellulose, la cellulose et la lignine représentent entre 61 et 77% de la MS des différents gisements urbains. Cela indique qu'une fraction non négligeable de ces substrats, est, peu voire pas utilisable lors d'une valorisation par méthanisation. Si l'on compare ces résultats à la bibliographie disponible, il apparaît que des résultats très divers sont observés. Ainsi pour les BP, la fraction de lignine va varier entre 8% et 26% selon les articles [130,131]. Pour les DA, les travaux de synthèse de Fisgativa et al., présentent des valeurs pour ces trois composés, comprises entre 7 et 9 %, dont 9% (± 5) pour l'hémicellulose. A l'inverse les travaux de Komilis ou d'Eleazer sur les DA, présentent pour l'hémicellulose des valeurs de, respectivement, 43 et 55% [119,390]. Il est par conséquent difficile d'établir des données de comparaison. Afin de déterminer la pertinence des résultats obtenus dans cette étude par ATG, une canne DSC (pour Differential Scanning Calorimetry) a donc été employée. Cette dernière permet de mesurer la différence de température et de flux thermique émis par le substrat lors du traitement par ATG. Ainsi il est possible d'identifier un profil thermique propre aux composés dégradés en fonction de la température. Si un profil différent apparaît lors de l'ATG-DSC, à une température de dégradation donnée, cela indique que le composé quantifié n'est pas celui visé ou que plusieurs composés sont dégradés pour cette température. Le but étant de déterminer pour quel substrat, les valeurs obtenues par ATG sont fiables et pour lequel, doivent-elles être ignorées.

Néanmoins, les observations réalisées, durant cette thèse, ne permettent pas totalement d'écarter ou de valider les mesures d'ATG. En effet, dû à des contraintes de temps, il n'a pas été possible de reproduire l'analyse un nombre de fois suffisant. De plus malgré la réalisation de blancs, nous n'avons pas pu obtenir de répétition fiable de tous les profils thermiques (**Graphiques**). Il apparaît toutefois, d'une manière générale que :

- Le profil de l'hémicellulose pour les DA est différent du profil commun, obtenu pour les Serviette, DV, BP et Paille.
- Le profil de la cellulose apparaît comme similaire sur tous les substrats.

- Le profil de la lignine n'est pas répétable pour un même échantillon et est souvent similaire pour tous les échantillons d'une même série d'analyse.

Limite de l'expérimentation :

Les faibles quantités pesées, pour ces analyses, de l'ordre d'une quinzaine de milligramme peuvent entraîner une hétérogénéité des échantillons, notamment pour les DA, BP et DV, préjudiciable à la fiabilité des résultats.

Les corrections réalisées à l'aide d'un blanc correspondent systématiquement à des programmes de température similaire à ceux employés, cependant un blanc n'a pas été réalisé avant chaque expérimentation et des écarts peuvent donc survenir en fonction de l'évolution de l'état de l'appareillage entre deux analyses.

L'étalonnage de l'appareil d'ATG est réalisé sur des substrats bien différents que ceux employés dans cette étude, ce qui peut engendrer des erreurs dans les résultats.

L'étalonnage du signal d'ATG a été fait sur une canne d'DSC similaire à celle étudiée mais néanmoins il n'a pas été réalisé sur la canne même employée dans cette étude. Cela peut donc engendrer des écarts de mesures.

iii) Ensilage des Déchets Verts

Afin de stabiliser le gisement de DV dans le temps et suite à la collecte saisonnière des DV sur des espaces verts privés et publiques, l'ensilage a été choisi comme procédé de stockage. Les échantillons 2 et 3 ont ainsi été placés dans des conteneurs en matière plastique fermés hermétiquement et ouverts qu'en cas de prélèvement à des fins d'expérimentation. La [Figure 18](#) présente les résultats obtenus lors des mesures de MV en fonction de la MT et de pH, réalisés sur les DV ensilés. Il est à noter que pour obtenir cette fraction de MV en fonction de la MT, la MS a également été déterminée.

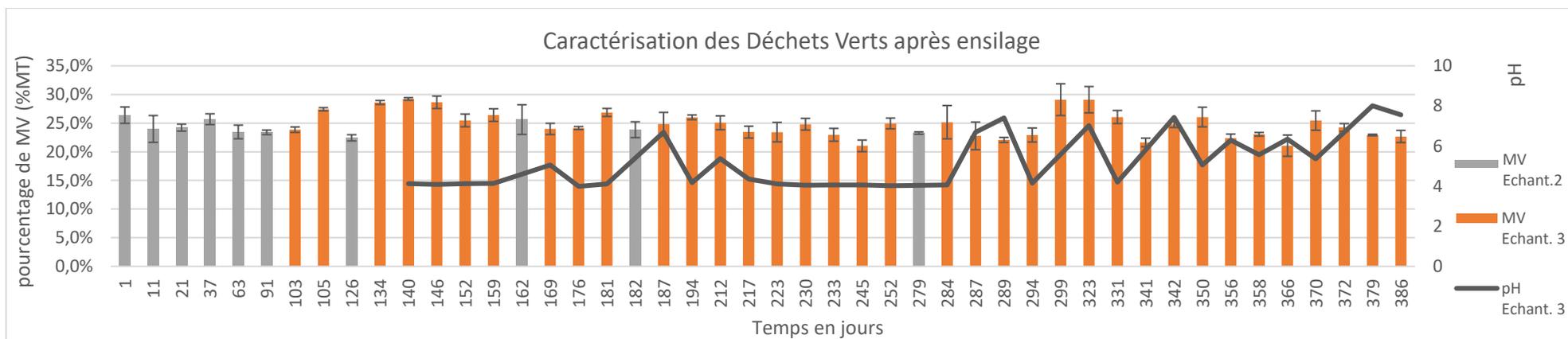


Figure 18 Suivi des déchets verts lors de l'ensilage

Du jour 1 – 169 : période d'été

Du jour 176 – 252 : période d'automne

Du jour 287 – 342 : période d'hiver

Du jour 350 – 386 : période de printemps

Le suivi dans le temps du prétraitement par ensilage des DV a été mené sur 386 jours, s'étendant de la collecte de deux échantillons au début du printemps 2017 jusqu'à la fin du printemps de l'année suivante. Les collectes de DV étant généralement réalisées au printemps et en été avec une période de carence durant l'automne et l'hiver, ce suivi couvre la période maximale de stockage entre deux approvisionnements [391].

La [Figure 18](#) permet de constater une bonne stabilité du profil physico-chimique du gisement durant les 386 jours d'expérimentation. Il est en effet, constaté que les variations des valeurs de MV(%MT) sont inférieures à 10%. Elles ne semblent, de plus, pas liées au nombre de jours de conservation, en effet, les valeurs les plus faibles ne sont pas obtenues en fin d'étude. Les variations constatées semblent toutefois se concentrer davantage sur la période d'hiver, ce qui correspond à la période où le niveau de déchet dans le stockage était faible. Les valeurs de pH, semblent également se concentrer sur cette période hiver-printemps et la fin des expérimentations.

L'échantillon 3 présente des variations de MV tout au long du temps, plus marquées que celles de l'échantillon 2. L'hypothèse avancée est une dégradation de la MV notamment par des moisissures aérobies en surface du gisement. En effet, l'échantillon 3 correspond au stock de DV employé comme substrat lors de cette étude. Ainsi, bien que les récipients employés soient hermétiques, l'oxygène apporté suite aux fréquents prélèvements réalisés, peut s'être accumulé dans l'espace de tête entre chaque expérimentation. En conséquence, un apport d'une importante quantité d'oxygène a pu permettre le développement de micro-organismes aérobies. Cette hypothèse est appuyée par des observations visuelles (champignon blanc de surface) et par les variations de pH plus importantes au fur et à mesure de l'augmentation du volume d'espace de tête disponible (consommation du gisement aux cours des expérimentations). Ces micro-organismes aérobies auraient ainsi dégradé une fraction de la MV disponible et provoqué les variations de pH observées tantôt acide par dégradation de la MV, tantôt alcalin une fois les sous-composés dégradés et par minéralisation [121]. Les écarts-types plus importants pendant ces périodes de fluctuation du pH peuvent alors s'expliquer par l'échantillonnage, composé partiellement de tontes exposées en surface et donc plus dégradées que les fractions de tontes des couches inférieures.

L'échantillon 2, est lui resté dans un milieu moins sollicité, il présente moins de variations et de dégradation de son profil physico-chimique, ce qui étaye notamment l'hypothèse évoquée précédemment. L'absence de moisissure visible en surface de l'échantillon 3 est également un élément important de cette réflexion.

Les caractéristiques présentées en [Tableau 23](#) étant composé des caractérisations moyennées des DV obtenues tout au long de cette étude, les valeurs sont donc soumises aux limites d'échantillonnage évoquées précédemment ainsi qu'à l'évolution de l'ensilage dans le temps. Cela peut notamment expliquer pourquoi les valeurs de MV sont légèrement inférieures à celles de la littérature scientifique [392].

Dans une volonté d'intégrer la méthanisation à l'échelle urbaine, il semble pertinent d'envisager un prétraitement simple d'emploi où le stockage y est hermétique. Dans le cas où il ne serait pas possible de limiter l'introduction d'oxygène lors des prélèvements, le développement de moisissure semble indissociable du procédé. Toutefois les 386 jours d'expérimentations correspondant à ces résultats tendent à démontrer que l'impact de cette prise d'air sur le gisement est acceptable. L'ensilage peut donc être considéré comme un

procédé de stockage efficace pour stabiliser les DV avant leurs emplois en méthanisation. Cela appuie notamment les réflexions portées par les travaux de Hertel et son équipe en 2015 [321].

Limite de l'expérimentation :

Une étude par ATG aurait également été souhaitable sur la fraction dégradée et non dégradée des DV ensilés. Cette dernière afin de déterminer si des composés difficilement dégradables tels que la lignine, l'hémicellulose et la cellulose présentent des fractions moins importantes après ensilage simple et ensilage suite à des aérations et des prises d'air répétées [393]. Des champignons blancs ayant déjà été identifiés plusieurs fois dans la littérature pour leurs capacités à dégrader la lignine [394,395]. Les résultats préliminaires entrepris dans ce sens sur des DV à j1 et j+12 après ensilage, révèlent une baisse d'environ 2% et 1,5% de, respectivement l'hémicellulose et la lignine contenues dans le déchet. Une analyse plus approfondie serait toutefois nécessaire pour valider ces résultats, qui pourraient également être expliqués par l'hétérogénéité intrinsèque au gisement [284].

b) Expérience préliminaire, conditions non renouvelées Flacon 500 ml

i) Mono-Digestion et Co-Digestion, à 37°C

Chacun des déchets définis comme substrats principaux lors des étapes de caractérisation a été testé à 37°C, en condition de mono-digestion et de co-digestion dans des flacons de 500 mL. Le mélange (MIX) pour les essais de co-digestion est composé de déchets alimentaires, de déchets verts (tontes) et de boues primaires dans un ratio MV, 1:1:1. La [Figure 19](#), présente la courbe de production en millilitre de méthane par gramme de MV ajoutée, en fonction du temps. Sur la [Figure 20](#), sont reportées, pour le mélange MIX 1, les valeurs des fractions de gaz composant le biogaz produit. Le [Tableau 25](#) indique les phases de développement microbien, identifiés sur les courbes et la vitesse apparente relative à la phase de croissance. Le [Tableau 26](#) présente, quant à lui, les résultats obtenus lors de la caractérisation du substrat avant réaction et du digestat après méthanisation. La MV consommée est obtenue en faisant le bilan de masse de la MV(%MT) en entrée et en sortie de réacteur.

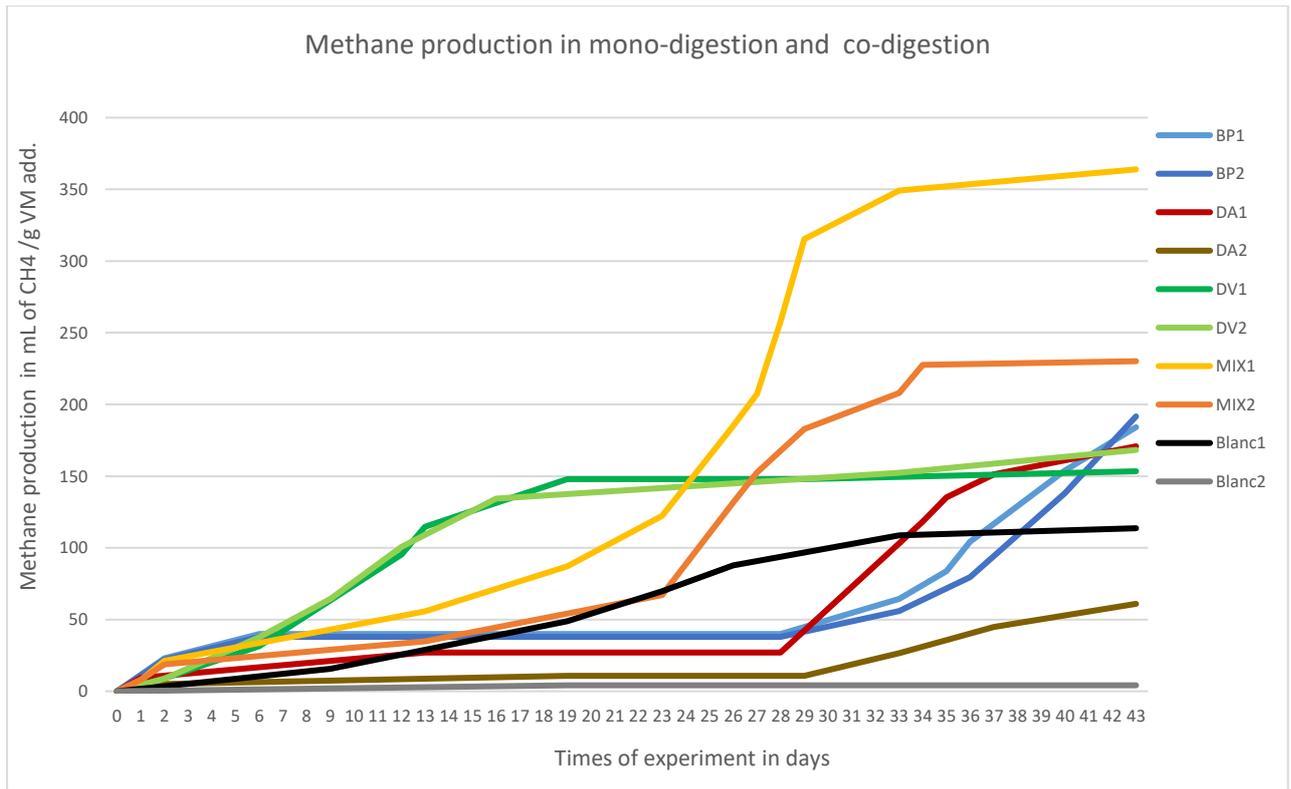


Figure 19: Production de méthane à 37°C, en flacon de 500mL, Batch

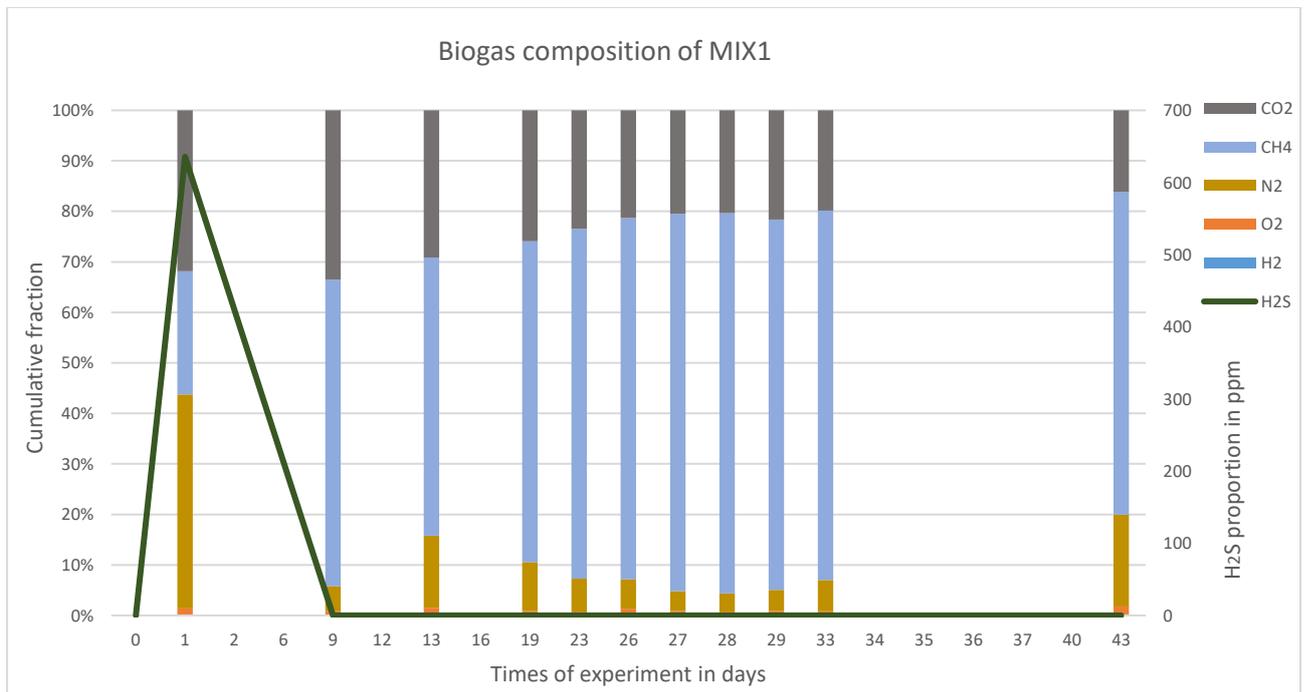


Figure 20: Composition du biogaz produit à 37°C par MIX 1

Tableau 25: Vitesse apparentes obtenues en mono et co-digestion

Substrats	Phase de latence	Phase de croissance		Phase de ralentissement	Phase stationnaire
	Période (j)	Période (j)	Vitesse apparente (ml CH ₄ /gMV add/j)	Période (j)	Période (j)
BP1	0-28	28-43	54	n.ob.	n.ob.
BP2	0-28	28-43	69	n.ob.	n.ob.
DA1	0-28	28-43	66	n.ob.	n.ob.
DA2	0-29	29-43	17	n.ob.	n.ob.
DV1	0-6	6-13	52	13-19	19-43
DV2	0-6	6-16	42	16-43	n.ob.
MIX1	0-19	19-29	98	29-33	33-43
MIX2	0-23	23-29	84	29-34	34-43

n.ob. : non observée

Tableau 26: Caractérisations après expérimentation à 37°C

Substrats	MV consommé (%)	pH initial	pH final
BP1	60	7,0	7,4
BP2	57	7,0	7,4
DA1	58	6,9	7,3
DA2	68	6,9	7,3
DV1	45	6,9	7,6
DV2	49	6,9	7,5
MIX1	58	7,0	7,5
MIX2	58	7,0	7,5
Blanc1	60	7,1	7,6
Blanc2	68	7,2	7,9

Analyse

D'après les courbes de production, présentées sur la [Figure 19](#), on observe au cours de cet essai, quatre phases distinctes dans les cinétiques biologiques.

Comme présenté dans le [Tableau 25](#), la première période correspond à une phase de latence, traduite par une faible production de gaz, voire l'absence totale de production, en début de réaction. La [Figure 20](#), nous permet de constater que ce gaz est caractérisé par une concentration en méthane généralement inférieure à 45% et la présence de N₂, dans des concentrations pouvant atteindre les 49%. La présence d'H₂S est également observée, avec des valeurs pouvant atteindre jusqu'à 826 ppm. On observe que cette phase est particulièrement longue pour les DA et les BP, à savoir entre 28 et 29j. Elle est légèrement plus courte pour les MIX, soit entre 19 et 23j et non observée pour les DV.

La deuxième phase correspond à une production rapide de biogaz, caractérisée par une forte fraction de méthane. Dans la majorité des cas le pourcentage de N₂ est en dessous des 15%. La présence d'H₂S n'est que peu mesurée durant cette phase, avec exception toutefois pour les DA où la valeur maximale mesurée est de 228 ppm. Grâce à un plus grand nombre de mesures de gaz, possible sur cette période, des vitesses apparentes ont pu être déterminées. On constate ainsi que pour les BP la vitesse moyenne sur cette période est supérieure à 60 ml CH₄/g MV_{add}/j. Elle est légèrement inférieure à 50 ml CH₄/g MV_{add}/j pour les DV et de l'ordre 90 CH₄/g MV_{add}/j pour les MIX. Pour les DA, même si les courbes de production suivent une même tendance, il apparaît que les vitesses déterminées sont, elles, différentes.

En fin de réaction, la production de biogaz se réduit pour finir par devenir nulle. La concentration en méthane dans le biogaz, comme présentée en [Figure 20](#), diminue légèrement pour l'ensemble des substrats testés. Cela correspond aux phases de ralentissement puis aux phases stationnaires présentées dans le [Tableau 25](#). Elles sont observables après 13 à 16j pour les DV, après 29j pour les MIX et après 35-37j pour les DA. On constate cependant qu'en fin d'expérimentation, les BP, sont toujours en phase de croissance.

Le résultat de la réaction en batch, pour les BP est compris entre 184-192 ml CH₄/ mg MV_{add} ; entre 61-171 ml CH₄/ mg MV_{add} pour les DA ; entre 153-168 ml CH₄/ mg MV_{add} pour les

DV ; entre 230-364 ml CH₄/ mg MV_{add} pour les MIX. Enfin les blancs présentent des résultats de méthane endogène entre 4-114 ml/ mg MV_{add}.

Interprétation

On note une phase de latence, plus courte pour les MIX que les BP et les DA mais toutefois plus longue que pour les DV, où elle n'est pas observée. Lors de la phase de croissance, la vitesse de production du biogaz est également plus élevée pour les MIX que pour les autres mono-digestions. Sur l'ensemble de l'expérimentation, les plus hautes productions de méthane sont ainsi obtenues pour les deux mélanges en co-digestion, en comparaison aux réactions de mono-digestion.

Suite à la caractérisation réalisée en fin de réaction et présentée en [Tableau 26](#), on observe une augmentation du pH de l'ensemble des milieux, au bout des 43 jours d'expérimentation. Une diminution de la MV est également mesurée. Malgré des différences faibles, on peut toutefois noter que les DA présentent un pourcentage de réduction de la MV plus important que les autres déchets. A l'inverse la fraction de la MV des DV est moins dégradée durant la réaction [396]. La fraction de MV dégradée dans les MIX est supérieure à la moyenne arithmétique obtenue pour les autres substrats, en mono-digestion. Il est toutefois important de noter que les calculs de fraction en MV consommées ne correspondent pas toujours avec les observations visuelles disponibles en [Figure 19](#). Ainsi Blanc 2, malgré une faible production de biogaz et de méthane observé, présente toutefois une réduction de 68% de la MV. Une situation similaire est observable pour DA2, dont la production en méthane est inférieure à DA1 mais où la consommation de la MV y est supérieure. En absence de CO₂ dans le biogaz analysé lors de ces essais, il n'est pas possible d'étayer l'hypothèse d'une consommation de matière organique par d'autres espèces microbiennes que celles produisant du méthane. Une fuite du biogaz par un défaut dans les branchements reste toutefois possible.

Nos observations préliminaires laissent supposer des compétitions entre les différentes espèces composant le consortium microbien tout au long de cette expérimentation. En considérant les productions de gaz, les rapidités de croissances et les affinités métaboliques observées, sont notamment mises en cause : i) des espèces consommant le substrat afin de produire du N₂, probablement par dénitrification ii) des espèces, BSR, produisant de l'H₂S par consommation des sulfates.

En effet, l'analyse étape par étape, des courbes de production de méthane de la [Figure 19](#) et de l'évolution de la composition du biogaz dans le temps, [Figure 20](#), permet plusieurs suppositions. Tout d'abord les cinétiques de croissance rapides des BSR, permettent d'expliquer leurs développements et la production d'H₂S lors de la première phase de la réaction. L'acidification engendrée par la production d'H₂S, semble également favorable à la croissance des bactéries dénitrifiantes. La fraction de S étant faible dans les déchets choisis, le substrat des BSR arrive rapidement à épuisement, ce qui semble empêcher naturellement une dominance de cette espèce. On constate ainsi, un rapide pic de production d'H₂S en début de réaction, mais non stable dans le temps. Lors de cette production d'H₂S on note également la présence de N₂ et de faible concentration de méthane. Cette phase de latence est d'autant plus courte que la présence de N₂ et d'H₂S, dans le biogaz est faible. Cela nous laisse supposer une inhibition partielle du milieu dû à une compétition entre les espèces. La phase de croissance correspond alors à une acclimatation puis une dominance des archées méthanogènes traduite par la production d'une importante fraction de méthane dans le biogaz, au détriment de l'H₂S

et du N₂. En fin de réaction, lors de la phase de ralentissement, l'ensemble des populations microbiennes coexistent. Toutefois, compte de tenu du pourcentage élevé de méthane dans le biogaz (en moyenne 65%), la compétition semble dominée par les archées dans les conditions d'expérimentation fixées et avec un temps de séjour suffisamment long.

De par la quantité de méthane produite et la vitesse de cette production la co-digestion des déchets identifiés dans cette étude est plus favorable que la mono-digestion. De plus, un temps de séjour de 30j pour les conditions dynamiques semble être pertinent, En comparaison à la littérature, Cabbai et al., en 2013 [368] ont obtenu pour des tests de BMP mêlant BP et DA des résultats similaires à savoir des productions de méthane comprises entre 293 et 365 ml de CH₄/ g MV. Sosnowski et al., en 2003 [124] pour des co-digestions de BP-BA et DA ont obtenu entre 240 et 360 ml de CH₄/ gMV_{suspension}.

ii) Co-Digestion avec ajout de substrats secondaires

Un second essai a, par la suite, été réalisé sur différents mélanges de substrat. Dans un premier temps, l'objectif a été d'améliorer la stabilité et/ou la production de méthane, de la co-digestion. Pour cela, il a été ajouté au MIX employé, une fraction des substrats dits secondaires. Ces derniers présentent en effet, une importante fraction en C pour une composition en azote très faible. Ils facilitent ainsi l'ajustement du rapport C/N vers des valeurs plus élevées. L'optimum étant d'après la littérature situé, entre 20 et 30 [1]. Le [Tableau 27](#) présente les C/N mesurés pour chaque substrat de cette étude. Dans un second temps il a également été entrepris une co-digestion en absence de DV, afin de vérifier sa stabilité et ses performances. L'emploi d'un MIX en absence de DV a été réalisé dans le cas où ce gisement s'avérerait, à l'échelle urbaine, limité, non présent, ou déjà traité autrement que par méthanisation.

Tableau 27: Valeurs de C/N mesurées pour chaque substrat testé

Mélanges	C/N
MIX	16
MixServ.	20
MixPail.	20
SansDV	14

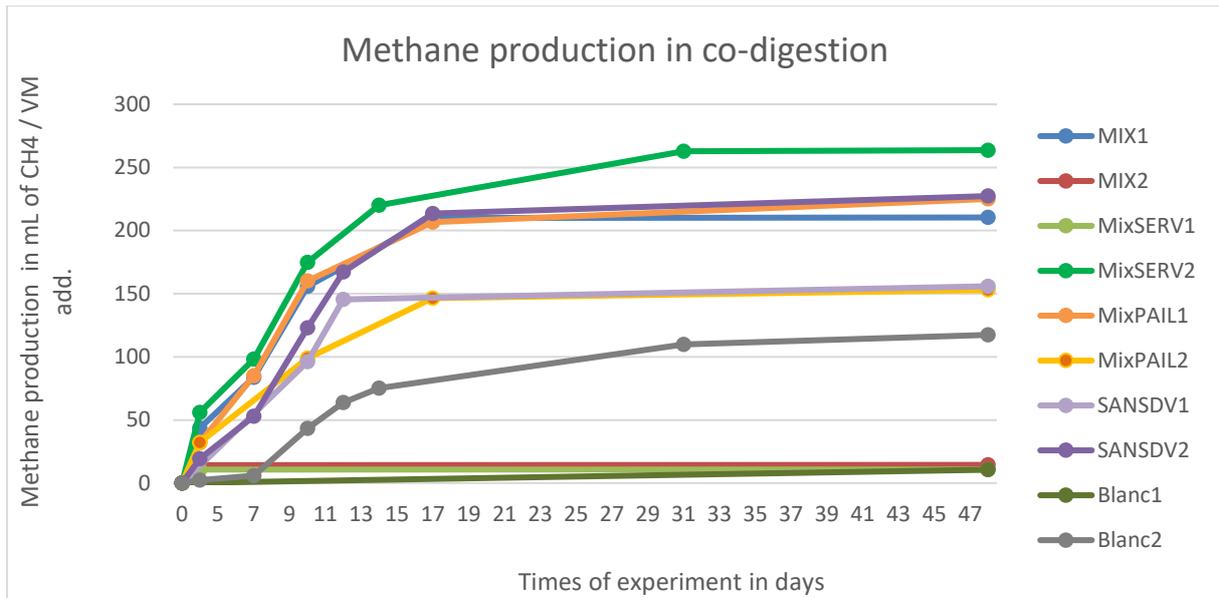


Figure 21: Production de méthane à 37°C par ajout de substrats secondaires, en flacon de 500mL, Batch

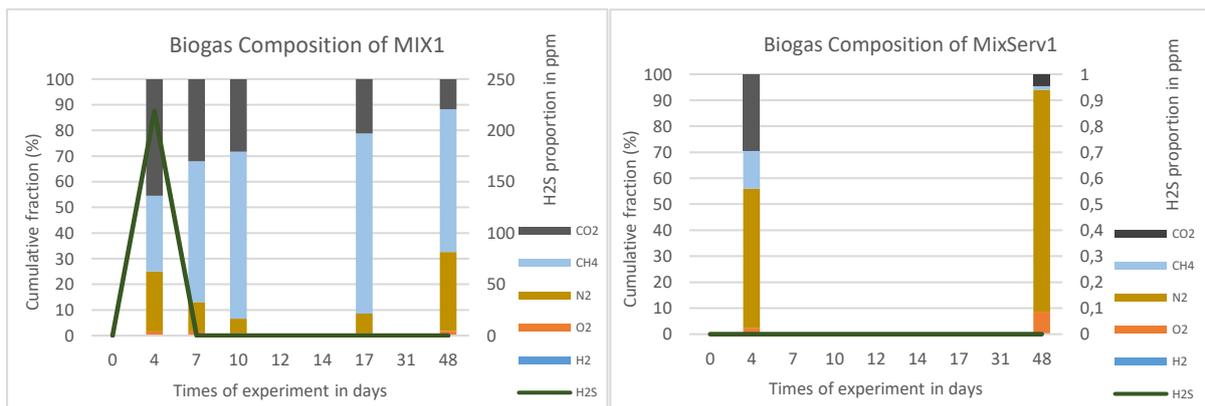


Figure 22: Composition du biogaz produit à 37°C par MIX1 et MixServ.1

Tableau 28: Vitesse apparentes obtenues en mono et co-digestion

Mélanges	Phase de latence	Phase de croissance		Phase de ralentissement	Phase stationnaire
	Période (j)	Période (j)	Vitesse apparente (ml CH ₄ /gMV add/j)	Période (j)	Période (j)
MIX1	n.ob.	0-10	19	10-17	17-48
MIX2	n.ob.	n.ob.	n.ob.	n.ob.	n.ob.
MixServ.1	n.ob.	n.ob.	n.ob.	n.ob.	n.ob.
MixServ.2	n.ob.	0-14	20	14-31	31-48
MixPail.1	n.ob.	0-10	21	10-17	17-48
MixPail.2	n.ob.	0-17	6,8	n.ob.	17-48
SansDV1	n.ob.	0-12	12	n.ob.	12-48
SansDV2	0-7	7-12	23	12-31	31-48

n.ob. : non observée

Tableau 29: Caractérisations après expérimentation par ajout de substrats secondaires, à 37°C

Mélanges	MV consommée (%)	pH initial	pH final
MIX1	68	7,3	7,6
MIX2	42	7,4	7,8
MixServ.1	74	7,4	8,0
MixServ.2	64	7,4	7,2
MixPail.1	74	7,3	7,5
MixPail.2	72	7,4	7,3
SansDV1	73	7,3	7,6
SansDV2	82	7,4	7,3
Blanc1	56	7,5	7,7
Blanc2	52	7,6	7,3

La Figure 21, permet de suivre la production de méthane en ml/g de MV ajoutée en fonction du temps. Contrairement à l'expérimentation précédente, due à des contraintes techniques, les prises de mesure n'ont pas été possibles pendant les premiers jours de l'essai. On constate ainsi que seule les phases de croissances, ralentissement et de plateau sont observables. Le Tableau 28 indique également que les phases de croissances de l'ensemble des mélanges testés semblent ralentir après 10 à 17j. Les vitesses apparentes observées pour les différents mélanges sont également proches de 20 ml CH₄/g MV/j, excepté pour MixPail.2. Ces valeurs sont toutefois bien en deçà de celle obtenues lors de la première expérimentation. Les essais s'achèvent avec l'obtention de phases stationnaires de fin de réaction. Au bout des 48 jours, MIX1 a produit 210 ml de CH₄/g de MV ajoutée ; MixServ2 a produit 264 ml de CH₄/ g de MV ajoutée ; le résultat pour MixPail1 et 2 est compris entre 152 et 225 ml de CH₄/ g de MV ajoutée ; il est compris entre 156 et 227 ml de CH₄/ g de MV ajoutée pour SansDV1 et SansDV2. Les résultats sont toutefois peu répétables pour un même substrat.

La Figure 22 présente deux profils de la composition du biogaz obtenus pendant le temps de l'expérimentation. Ces deux profils sont caractéristiques de ceux générés par les autres substrats pour les 48 jours d'expérimentation. Il est constaté que, comme lors des premiers essais, le biogaz produit pendant les 4 à 5 premiers jours présente des proportions plus importantes en CO₂, N₂ et H₂S que pour la suite de l'expérimentation. Il est ainsi mesuré des pics en H₂S jusqu'à 1813 ppm et une fraction en N₂ jusqu'à 50% pour SansDV2 (jusqu'à 85% pour Blanc2). Suite aux 5 premiers jours, il se produit une chute rapide des fractions en H₂S et N₂ et une augmentation de la fraction en CH₄, jusqu'à 70%. Tout comme l'essai précédent, à l'obtention de la phase de plateau, la proportion de méthane chute légèrement et le biogaz est composé d'un mélange majoritaire de CH₄ avec présence de CO₂, N₂. H₂S se retrouve peu ou pas mesuré, suite au 5^{ème} jour, seule exception en Blanc 2 où la valeur lue dans le biogaz reste relativement élevée tout comme sa fraction en N₂.

Les longues périodes de latence, d'une dizaine de jour, visibles en Figure 19, ne sont, ici pas observées. Il est toutefois constaté un arrêt de la production de biogaz pour MixServ1 et MIX2 au bout de 5 jours. Il est intéressant de noter que les courbes de gaz produites par Blanc1, MixServ1 et MIX2 présentent des profils similaires. A savoir, la production d'une quantité de biogaz dans les 5 premiers jours de réaction, faible en CH₄, dépourvus d'H₂S et

riche en N₂. L'analyse du gaz de tête au bout de 48 jours de réaction permet également de constater, pour ces mêmes flacons, une fraction en N₂ atteignant jusqu'à 85%, ainsi que la présence d'O₂ à hauteur de 8 à 11%.

Le **Tableau 29**, permet d'observer que le pH final est plus faible pour l'ensemble des expériences ayant produit du méthane de façon régulière. Il est alors compris entre 7,2 et 7,6. A l'inverse MixServ1, MIX2 et Blanc1, présentent des pH, légèrement plus alcalin, à savoir entre 7,7 et 8,0.

La MV consommée durant la réaction varie, elle, en fonction des substrats. Ainsi pour les Blancs, entre 51 et 56% de la MV a été consommée. Pour les MixServ. entre 64 et 74% de la MV a été dégradée. On note toutefois que les résultats pour MixServ.1 ne coïncident pas avec les observations de production de biogaz. La même incohérence est observée pour MIX2, présentant des valeurs de 42% de MV consommée. Pour MIX1, la consommation de la MV est mesurée à 68%. Pour les MixPail, la part de MV consommée est de plus de 70%. Les mélanges SansDV présentent les plus importants ratios de consommation de MV à savoir, entre 73 et 82%.

Interprétation

L'absence de longues phases de latence observables, soutient l'hypothèse formulée, de forte compétition dans le consortium microbien pouvant entraîner des inhibitions partielles voire totales du milieu. L'arrêt soudain de deux essais, dont un MIX, avec des concentrations en N₂ dans le gaz produit, élevées, appuie également cette hypothèse. Elle démontre de plus que les conditions fixées, pour un milieu non renouvelé, ne garantissent pas une dominance des méthanogènes dans le temps. Les milieux « inhibés » présentent également un pH plus alcalin que les autres essais, pouvant expliquer l'irréversibilité des inhibitions. Cet élément n'a cependant pas été mis en évidence lors des cas d'inhibition partielle, observés dans le premier essai. La présence d'O₂ peut également indiquer une possible, prise d'air du procédé, ayant engendré ou favorisé une inhibition du milieu. Lors des premiers essais, la présence d'O₂ a également été occasionnellement remarquée. Il est, enfin, constaté une corrélation entre les fortes concentrations en H₂S et N₂, les deux étant généralement présentes de façon simultanée, dans les flacons « inhibés ».

Les résultats obtenus quant à la production de méthane pour les différents substrats, sont proches et n'ont de plus, pas pu être entièrement répétés. Ainsi l'ajout de substrats secondaires ne permet pas pour l'heure, de constater une augmentation significative de la production de méthane, ni même une augmentation de la stabilité de la réaction. On note également que cette seconde analyse préliminaire n'as pas permis d'obtenir des niveaux de production de méthane similaires à ceux précédemment observés et ce, même pour le MIX.

Limites de l'expérimentation:

- L'inoculum utilisé durant ces expériences préliminaires, est issu du réacteur lui-même employé lors de cette étude. La nature physique, chimique et microbiologique de l'inoculum a donc varié au court du temps.

- Une faible quantité d'eau peut remonter par les tuyaux, des éprouvettes, jusqu'aux flacons d'essais. Elle peut induire des variations de pH du milieu mesuré en fin d'expérimentation, ainsi que des biais sur les mesures et les calculs de MS et MV consommées.
- Le passage du biogaz à travers l'eau présente dans les éprouvettes provoque également une solubilisation du CO₂. Ces échanges peuvent induire, en fonction de la température ambiante, une diminution du biogaz mesuré dans les éprouvettes. Pour pallier cet effet, la littérature recommande généralement d'acidifier l'eau du bassin [296,397].
- Le dispositif utilisé pour réaliser ces expérimentations préliminaires ne permet pas d'étudier des paramètres de suivi de la réaction tel que le pH ou l'évolution des AGV en cours de réaction. Par conséquent, seules des hypothèses peuvent être formulées quant aux métabolismes opérants dans les milieux.
- L'absence de milieu nutritif lors de ces expérimentations, limite la répétabilité des essais. Ainsi plusieurs flacons ont conduit à une inhibition partielle voire totale des réactions de méthanisation. Toutefois en tant qu'expérimentation préliminaire à la conduite du réacteur, ces résultats permettent d'anticiper des risques d'inhibition ou de contreperformance à l'échelle du réacteur. Ainsi, on identifie ici, le développement compétitif de bactérie productrice d'H₂S et de bactérie productrice de N₂.

c) Expérimentation sur réacteur

Suite aux expérimentations à échelle paillasse, l'emploi d'un MIX a été validé pour un changement d'échelle dans un réacteur de 30L. Pour cela il a été expérimenté deux charges organiques différentes.

i) Co-Digestion, semi-continue, à 37°C, charge organique faible.

Cette première expérimentation à échelle laboratoire a été menée avec une alimentation semi-continue, sur le mix de déchets, issu des résultats obtenus à échelle paillasse (500mL). La charge organique appliquée au système a été de 0,5 kg MV/m³/j, avec des rythmes d'alimentation de 6L/semaine sur 5 semaines. La température du réacteur a été maintenue à 37°C ainsi qu'une agitation de 4h toutes les 12h avec une vitesse de 9tours/min. Trois cycles consécutifs, ont ainsi été réalisés avec un TRH de 30 jours

La première expérimentation à échelle laboratoire fut donc réalisée à charge dite « faible ». Les [Figure 23](#) et [Figure 24](#) présentent les résultats obtenus ainsi que les conditions opératoires fixées.

Les [Tableau 30](#) et [Tableau 31](#) résument quant à eux, les analyses physico-chimiques menées sur le MIX en entrée de réacteur et sur le digestat en fin de réaction, ainsi que les bilans de masse et les rendements qui en résultent.

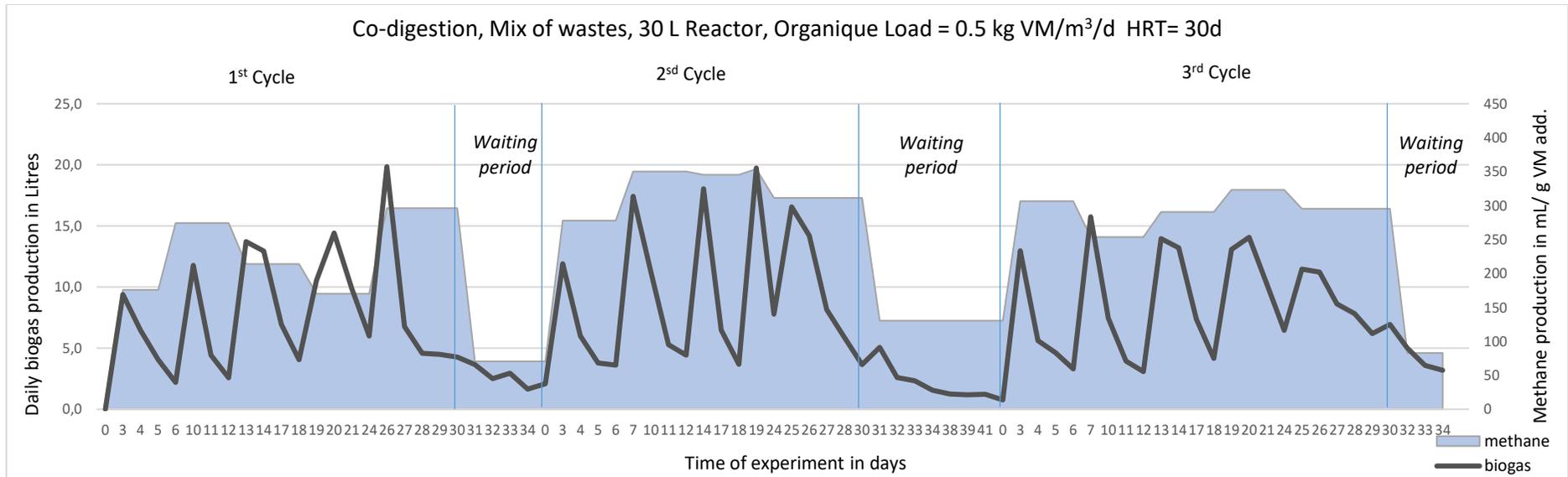


Figure 23: Production de biogaz en fonction du temps, Co-digestion à faible charge organique, Temps de séjour de 30 jours

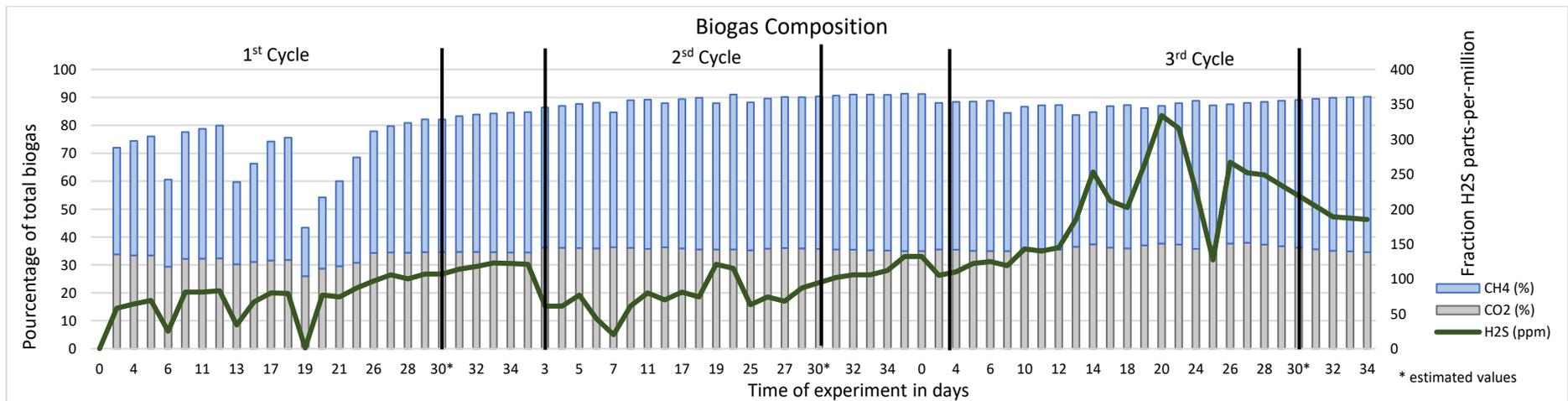


Figure 24: Composition du biogaz produit par Co-digestion à faible charge organique, Temps de séjour de 30 jours

MIX	MS (%MT)	MV (%MS)	C (%MS)	H (%MS)	N (%MS)	S (%MS)
Cycle 1, 2 et 3	1,91 (0,11)*	79,4 (4,3)*	41,8 (0,3)*	5,84 (0,06)*	2,52 (0,04)*	0,14 (0,01)*
Digestats	MS (%MT)	MV (%MS)	C (%MS)	H (%MS)	N (%MS)	S (%MS)
Cycle 3	0,64 (0,27)	57,0 (5,7)	27,7 (3,2)	3,85 (0,40)	3,14 (0,37)	Non-quantifiable

Tableau 30 : Caractérisation du MIX et des digestats

*basé sur des calculs ; (écart-type de la moyenne)

	MV consommée (%)	C consommé (%)	H consommé (%)	N consommé (%)	C consommé pour la production de CH₄ et de CO₂ (%)
Cycle 1	-	-	-	-	39
Cycle 2	-	-	-	-	53
Cycle 3	75 (13)	77 (12)	77 (12)	57 (24)	48
	Production moyenne CH₄ (ml/g MV)	CH₄ (%biogaz)	pH initial	pH final	
Cycle 1	224 (59)	39 (9)	7.2	7,2	
Cycle 2	328 (33)	53 (2)	7.2	6,9	
Cycle 3	294 (26)	51 (2)	6.9	6,8	

- : non déterminée

Tableau 31: Caractérisation des Cycles d'alimentation

Analyse cycle 1

Le premier cycle de l'expérimentation a permis, d'après le [Tableau 31](#), de produire en moyenne 224 mL CH₄/g MV ajoutée dont la fraction de méthane moyenne représentait 39% du biogaz produit. A partir du [Tableau 30](#), il apparait également que, 39% du C ajouté a été consommé afin de produire du méthane et du dioxyde de carbone. À partir des [Figure 23](#) et [Figure 24](#), on constate, de plus que, lors de ce premier cycle de digestion, de fortes baisses de la fraction de CH₄ dans le biogaz, descendant jusqu'à 17%. Ces baisses sont consécutives aux périodes d'alimentations, ce phénomène diminue en fin de premier cycle. Les pics de production sont atteints dans les 2 à 3 jours suivants les alimentations du réacteur. Les plus hautes concentrations en méthane sont obtenues au bout des 6 jours de digestion. La première période de carence indique une chute rapide de la production de biogaz quotidien, une fois passée le TRH de 30j. En effet, on constate alors une diminution de 4,3 L de biogaz/j à 1,6 L de biogaz/j.

Il est important de noter que lors de ce premier cycle d'expérimentation, le renouvellement du milieu s'est fait par un point d'accès situé sur le haut de la cuve. De plus le soutirage du digestat était réalisé par ce même point en hauteur, au moyen d'une pompe péristaltique. Cependant lors de la caractérisation du digestat, il a été constaté que cette méthode n'a pas permis de soutirer un digestat représentatif de l'ensemble du réacteur. L'ouverture répétée et prolongée du point d'accès a également provoqué une introduction d'air et donc d'oxygène

dans l'espace de tête durant les trois premières alimentations. Suite à cela, le point de soutirage du digestat a donc été modifié, réduisant le temps de contact avec à l'air. Il est également à noter que les analyses par μ GC du biogaz produit, ont permis de conclure que la fraction non détectée par l'analyseur de gaz, utilisé en routine, correspondait majoritairement à du N_2 .

Analyse cycle 2

Le second cycle de l'expérimentation a produit en moyenne 328 mL CH_4/g MV ajoutée, en 30 jours. Il est mesuré que 53% du C ajouté, a été consommé pour produire du CH_4 et du CO_2 . On observe de plus, un pic de production sur les deux dernières semaines d'expérimentation. Le biogaz total est alors, composé de 50-57% de méthane. Lors de la seconde période de carence on observe là encore une chute rapide de la production de biogaz quotidienne passant de 3,6 L/j à 0,8 L/j.

Lors de ce second cycle, le renouvellement du milieu a donc été réalisé par le bas de la cuve, permettant ainsi de réduire l'introduction d'oxygène dans le réacteur. Néanmoins, celui-ci étant partiellement bouché, les quantités et les qualités de digestat mesurées ne sont pas en adéquation avec les quantités et les qualités réelles d'expérience. Les conditions sont revenues à la normale à la fin de la seconde période de carence.

Analyse cycle 3

Le dernier cycle de cette expérimentation a produit une moyenne de 294 mL CH_4/g MV ajoutée soit en moyenne 51% du biogaz total produit. 75 % de la MV apportée au réacteur a été dégradée dont 48 % du C la composant, l'a été pour la production de CH_4 et CO_2 . Au total 77% du C apporté a été éliminé. Le troisième cycle permet de constater que 77 % de la masse initiale en hydrogène apportée au réacteur a également été transformée. Quant à l'azote C'est près de 60% de la masse mesurée initialement, qui a été consommée. Il est cependant observé, lors de cette dernière expérimentation, une augmentation de la production d' H_2S de 83 ppm en moyenne sur l'ensemble des expérimentations précédentes, à 194 ppm lors de celle-ci (Figure 24).

Interprétation

On observe en début de premier cycle que l'introduction d'air engendrée par le système employé, est responsable d'une inhibition partielle de la méthanisation. En effet suite aux alimentations, la concentration en N_2 croissante et la chute de la fraction de CH_4 , permet de supposer le développement compétitif d'une espèce microbienne différente des méthanogènes. Il est aussi constaté que ces périodes correspondent à une chute de la production d' H_2S , probablement consécutive à l'inhibition des populations de BSR, bactéries anaérobies strictes. Une fois le mode de prélèvement changé, les conditions opératoires permettent une augmentation de la fraction en CH_4 dans le biogaz produit. Il est alors émise l'hypothèse de l'obtention d'une dominance des archées méthanogènes dans le consortium microbien. Chaque période d'alimentation du réacteur permet d'identifier l'apparition d'un pic de production en biogaz. Lors des pics, la phase de croissance, présente 1-2 jours après l'alimentation, possède une composition en biogaz plus riche en CO_2 et N_2 que le biogaz

produit pendant les périodes de ralentissement (entre 3-6 jours). Cela démontre une compétition constante et persistante dans le réacteur entre les diverses familles microbiennes du consortium. L'augmentation des fractions en CH₄ suite aux 2 premiers jours après l'alimentation, permet toutefois de valider les conditions opératoires fixées pour le bon développement des populations méthanogènes. L'identification de la présence de CH₄, de l'H₂S et de N₂ en fraction principale dans le biogaz permet de considérer trois catégories bactéries dans le consortium microbien. Ces observations corroborent celles faites lors des analyses préliminaires menées en flacon de 500mL.

Les deuxième et troisième cycles permettent d'obtenir une stabilité dans la production de méthane avec des résultats entre 294 et 328 mL CH₄ par g MV ajoutée. La consommation du C afin de produire du CO₂ et du CH₄ y est, de plus, proche de 50%, ce qui est généralement admis comme standard pour un procédé de méthanisation stable [296]. Les volumes de méthane produit sont également comparables à ceux obtenus avec un MIX similaire, lors des analyses préliminaires. Les performances en termes de production de biogaz obtenus lors du deuxième cycle sont toutefois à nuancer. En effet ces dernières sont dues à une fraction moins importante de digestat extrait de façon hebdomadaire engendrant donc une augmentation du temps réel de digestion.

Le cycle trois, montre une augmentation de la production d'H₂S et donc le développement de la population de BSR, malgré des concentrations en S en entrée de réacteur, relativement faibles (<0.15% MS). Il est observé que cette augmentation de la concentration en H₂S, impacte majoritairement les méthanogènes, les fractions en N₂ restant stables, voire augmentant légèrement durant ces phases de production d'H₂S. Cette augmentation de la fraction apparente de N₂ peut être due à la chute de la fraction de méthane. Il a toutefois déjà été démontré dans la littérature, des interactions entre les populations dénitrifiantes et les BSR, notamment par les interactions nitrate/sulfure et nitrite/sulfate [398]. De faibles concentrations en S, ont également déjà été mises en évidence pour favoriser la formation de N₂, quand de plus importantes concentrations favoriseraient la formation de NO et N₂O [399]. Cela indique une source d'inhibition possible de la méthanisation, pour ce substrat avec les conditions opératoires fixées, qu'il est nécessaire de surveiller. Au vu de ces résultats, aucune hypothèse n'est cependant avancée quant aux raisons ayant permis l'augmentation de la production d'H₂S, jusque-là stable. Aucune hypothèse n'explique également la potentielle présence de nitrate dans le substrat qui n'a, de plus, pas été détectée en quantités significatives dans les BP ou les échantillons de MIX testés.

Les contraintes techniques rencontrées durant le premier et second cycle d'alimentation n'ont pas permis de réaliser un suivi des pourcentages de C, H, N et S consommés. Il est toutefois possible de déduire que lors du troisième cycle, plus de 75 % de la MV a été consommée. Lors de ce dernier cycle, les pourcentages de conversion du carbone, de l'hydrogène et de l'azote ont également pu être déterminés. Ces informations permettent notamment de relier la formation de CH₄ et CO₂ présents dans le biogaz, au C consommé. Concernant la mesure de l'azote il est toutefois à noter que lors de l'analyse élémentaire la quantification ne prend pas en compte la fraction de NH₄⁺ potentiellement produite après minéralisation de l'azote organique.

Durant les périodes de carences, on observe des concentrations en méthane plus élevées que durant les cycles d'alimentation, mais de faibles productions de biogaz. L'augmentation

partielle du temps de digestion des déchets semble donc favorable au développement de population méthanogène et ainsi permettre de stabiliser des concentrations en méthane élevée. Cependant une légère augmentation de la production d'H₂S est constatée durant les deux premières phases de carence. Cette dernière n'a toutefois pas été observée lors de la troisième phase de carence où le phénomène inverse, à savoir une chute de la fraction d'H₂S, a été mesurée. L'hypothèse est qu'en absence de renouvellement du substrat, la quantité de S dans le milieu soit rapidement épuisée.

Sur l'ensemble de l'expérience les valeurs de pH mesurées sont relativement stables malgré des évolutions dans la composition du biogaz et donc des variations dans les réactions biologiques se déroulant dans le milieu. Contrairement aux analyses préliminaires, le pH du réacteur tend à s'acidifier au cours du temps là où les flacons de 500ml présentaient des pH plus alcalins en fin de réaction. Cela peut être dû à la concentration en H₂S, ponctuelle lors des analyses préliminaires mais constante dans le volume de tête du réacteur et entraînant la formation d'un acide faible par échange aux interfaces liquide/air.

ii) Co-Digestion, semi-continue, à 37°C, charge organique moyenne.

La seconde expérimentation a été réalisée à la suite de la précédente, après une période de carence. Le même réacteur a été employé sans renouvellement du milieu. L'alimentation en MIX a également été faite en semi-continu. La température du réacteur a été maintenue à 37°C ainsi qu'une agitation de 4h toutes les 12h avec une vitesse de 9tours/min. Cette seconde expérimentation a été menée à charge dite « moyenne ». Pour cela les conditions opératoires ont été fixées un TRH de 30-35 jours, une charge organique entre 1 et 1,3 kg MV/m³/j et des rythmes d'alimentation de 6L tous les 6-7 jours. Les [Figure 25](#) et [Figure 26](#) présentent les résultats obtenus ainsi que les conditions opératoires fixées. Les [Tableau 32](#) et [Tableau 33](#) résument quant à eux, les analyses physico-chimiques menées sur le MIX en entrée de réacteur et sur le digestat en fin de réaction, ainsi que les bilans de masse et les rendements qui en résultent.

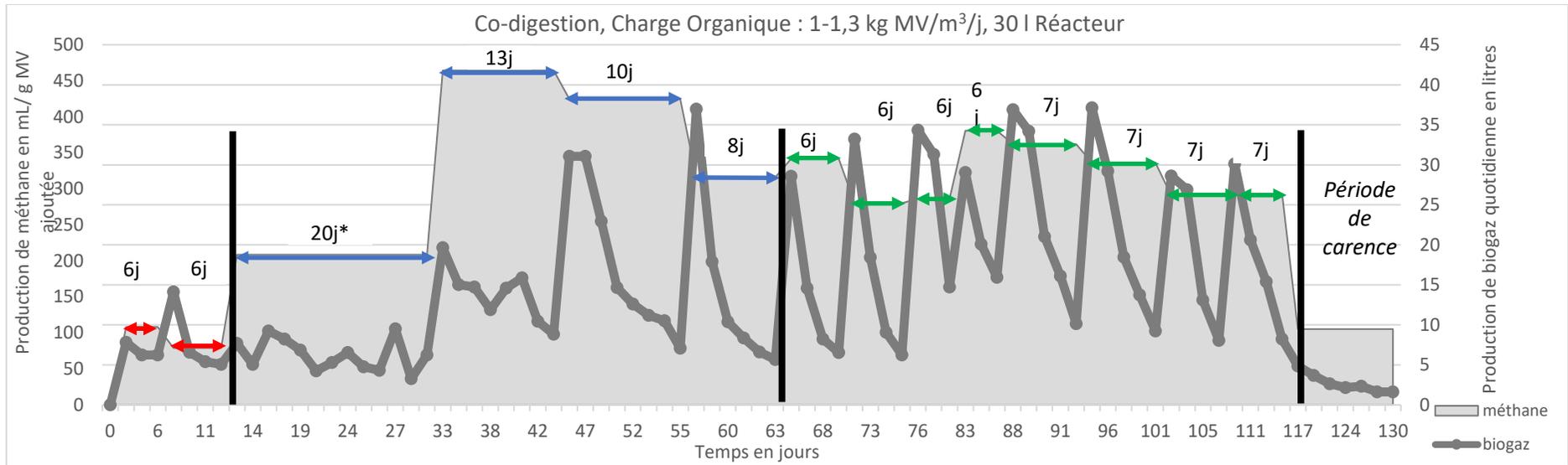


Figure 25: Production de biogaz en fonction du temps, Co-digestion à charge organique moyenne, Temps de séjour variable

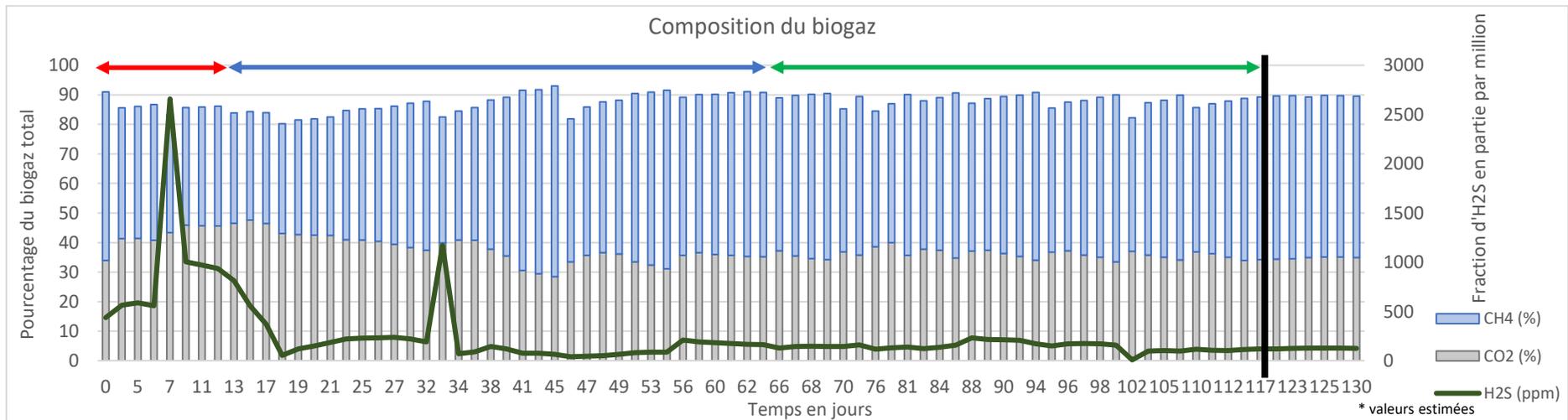


Figure 26: Composition du biogaz produit par Co-digestion à charge organique moyenne, Temps de séjour compris entre 30 et 35j

Tableau 32 : Caractérisation du MIX et des digestats

MIX	MS (%MT)	MV (%MS)	C (%MS)	H (%MS)	N (%MS)	S (%MS)
Période 1, 2 et 3	4,3 (0,4)*	79 (2,0)*	41,7 (0,2)*	5,82 (0,04)*	2,50 (0,03)*	0,14 (0,01)*
Digestat	MS (%MT)	MV (%MS)	C (%MS)	H (%MS)	N (%MS)	S (%MS)
Période 1	0,37 (0,01)	57,0 (2,1)	29,7 (1,0)	4,45 (0,29)	3,51 (0,60)	Non-quantifiable
Période 2	1,04 (0,49)	59,7 (3,4)	31,9 (2,7)	4,52 (0,43)	3,40 (0,65)	
Période 3	0,88 (0,54)	63,0 (3,2)	32,2 (5,7)	4,64 (0,67)	3,86 (0,23)	

*basé sur des calculs ; (écart-type de la moyenne)

Tableau 33: Caractérisation des Cycles d'alimentation

	MV consommée (%)	C consommé (%)	H consommé (%)	N consommé (%)	C consommé pour la production de CH ₄ et de CO ₂ (%)
Période 1	94 (1)	94 (1)	93 (1)	88 (1)	18
Période 2	83 (7)	82 (8)	82 (9)	70 (11)	57
Période 3	83 (11)	82 (15)	82 (14)	69 (17)	51
	Production moyenne CH ₄ (mL/gr MV)	CH ₄ (%biogaz)	pH initial	pH final	
Période 1	94 (21)	44 (6)	6,8	5,5	
Période 2	353 (115)	49 (8)	5,8	7,0	
Période 3	321 (39)	52 (3)	7,0	7,0	

Afin d'interpréter au mieux les résultats obtenus, trois périodes de temps ont été définies. La première période en rouge, correspond à une inhibition partielle du milieu lors du changement de condition opératoire. La seconde, en bleu décrit la période nécessaire à la stabilisation de la réaction de méthanisation dans le réacteur. Enfin, la troisième en vert est la période pour laquelle la réaction a été réalisée aux conditions expérimentales initialement fixées.

Analyse période 1

Lors de cette première période, on constate, que le changement de charge organique entraîne, une baisse rapide du pH passant 6,8 à 5,5 en seulement 12 jours (Tableau 33). Cette chute s'accompagne d'une hausse de la production d'H₂S, de CO₂ et de N₂ ainsi que d'une diminution de la concentration de méthane dans le biogaz à 44% en moyenne (Figure 26). Sur ces 12 jours la production de méthane n'atteint que 94 ml CH₄/g MV ajoutée. On constate, également, que durant cette période le pourcentage de C total consommée est de 94%, 93% pour l'hydrogène et 88% pour l'azote (Tableau 33). Le pourcentage de C transformé en CH₄ et CO₂ n'est toutefois que de 18%. Après une augmentation brusque de l'H₂S, sa production chute rapidement.

Face à la détérioration rapide de la concentration en méthane dans le milieu ainsi qu'à la baisse du pH, la période 1 a rapidement été stoppée.

Afin de stabiliser le réacteur, il a été décidé d'ajouter avant la première alimentation, un apport en soude afin de corriger le pH (5.5 à 5.8). Le temps entre deux alimentations a également été augmenté tout d'abord à 20 jours puis baissé progressivement à 13 j, 10 j et enfin 8 j. La période 2 correspond ainsi aux 5L jours qui ont été nécessaires pour obtenir une méthanisation jugée satisfaisante et ainsi revenir aux paramètres initiaux de l'étude.

Analyse période 2

La seconde période de l'expérimentation correspond à une phase où les conditions opératoires ont dû être modifiées. La charge organique, la température et la composition du MIX n'ont pas été changés. Toutefois, le temps entre chaque alimentation a évolué plusieurs fois en fonction des résultats obtenus. Cette période d'une durée de 51 jours est composée de 4 alimentations de 6L, et a permis de produire en moyenne 353 ml CH₄/g MV ajoutée. Lors de la première alimentation il a tout d'abord été observé une poursuite de la tendance précédente à savoir, une baisse de la concentration en CH₄ dans le biogaz en faveur des fractions de CO₂ et N₂. Par la suite, il est observé la formation progressive des pics de production en biogaz consécutif aux phases d'alimentation ainsi que l'augmentation de la fraction de CH₄. En moyenne, sur la seconde période, la fraction de méthane contenue dans le biogaz a été de 49%. 82% du C total ajouté, a été dégradé, également 82% de l'hydrogène a été dégradé et 70% l'a été pour l'azote. Sur la part de C consommé, 57% a permis de produire du CH₄ et du CO₂.

Analyse période 3

La dernière période composant cette expérimentation a débuté avec l'obtention d'une réaction de méthanisation jugée stable. 4 alimentations de 6L ont été réalisées chacune espacée de 6 jours, suivies de 4 autres alimentations de 6L, cette fois espacées de 7 jours. Durant cette période une fraction moyenne de méthane dans le biogaz de 52% et une production de 321 mL CH₄/g MV ajoutée ont été obtenues. Les pics de production de biogaz mesurés lors de la première expérimentation, sont visibles après chaque alimentation. De façon similaire les plus fortes concentrations en méthane sont obtenues 4 à 5 jours après l'apport de substrat. Sur l'ensemble de la période 82% du C total a été éliminé dont 51 % qui ont été employés pour la production de CH₄ et CO₂. Les fractions de N₂ et d'H₂S obtenues en fin de période 2 se sont toutefois maintenues au cours de cette troisième période. La phase de carence imposée au réacteur se traduit là encore par une chute rapide de la courbe de production de biogaz.

Comparaison avec la littérature

Tableau 34: Valeurs de mixes urbains

Co-digestion (% basé sur la MV)	Conditions	Production moyenne en CH ₄ (mL/g MV _{ajoutée})	MV consommée (%)	Référence
Eau noire : 1L Déchet alimentaire : 40g (< 5%)	TRH : 20j	Environ 570	65	[80]
Eau usée: 90% Déchet alimentaire : 10%	BMP sans milieu nutritionnel	293 (±12)	30	[368]
Eau usée : 50% Déchet alimentaire : 50%	BMP sans milieu nutritionnel	365 (±30)	40	[368]
Boue primaire : 50% Déchet de fruit et légume : 50%	TRH: 20j CO: 1,7 kg MV/m ³ /j	386	-	[344]
Boue primaire : 33% Déchet alimentaire : 33% Déchet vert : 33%	TRH: 30-35j CO: 1-1,3 kg MV/m ³ /j	321 (±39)	83	Cette étude

Interprétation

La première période d'expérimentation est très clairement marquée par une inhibition partielle du milieu, sous la contrainte du changement de la charge organique appliquée. On parle alors de surcharge organique du milieu ou « overloading », causé dans le cas présent par une augmentation trop brusque de la matière organique apportée au milieu [123]. Tout comme lors des expérimentations précédentes, il a été constaté que la phase d'inhibition de la méthanisation s'accompagne d'une augmentation des fractions apparentes en CO₂, N₂ et H₂S dans le biogaz (en partie due à la baisse de la fraction de CH₄). Ces observations tendent à démontrer la présence d'une compétition entre les archées méthanogènes et deux autres populations microbiennes productrices respectivement d'H₂S et de N₂. En seulement 12 jours la dégradation de la matière, durant cette première période, dépasse les 90%, ce qui écarte une inhibition totale du réacteur. Cette rapide dégradation du mix de déchets est toutefois, la cause probable de la chute brutale du pH. Cela suggère également que ces bactéries inhibitrices possèdent une capacité de développement bien supérieure aux populations méthanogènes et une meilleure résistance aux variations de pH. La décroissance rapide de la courbe de production de l'H₂S, appuie également l'hypothèse émise précédemment concernant l'épuisement du substrat, due aux faibles quantités en S apportées par le MIX (Tableau 32).

L'augmentation du nombre de jours entre chaque alimentation, ainsi que l'ajout de pastilles de soude pour corriger le pH, ont permis d'empêcher l'établissement d'une inhibition durable de la méthanisation. Cela s'observe notamment par l'obtention de pics de production suite aux alimentations et par l'augmentation de la fraction de méthane dans le biogaz. La diminution progressive (environ 25%) de la durée entre chaque alimentation a été menée sur le principe d'une montée en charge progressive du réacteur, le TRH remplaçant la charge en tant que variable [134]. Cette seconde période laisse donc entrevoir la possibilité d'alimenter le réacteur avec une charge supérieure à celle expérimentée précédemment. De plus, grâce à des temps de digestion plus long, la production de méthane par gramme de MV ajoutée apparaît comme plus stable et est supérieure aux autres périodes de l'expérience*. En effet contrairement aux périodes de carences, où les pics de production décrivent des chutes nettes et rapides, on observe là un bénéfice à prolonger le temps de digestion. Cela se traduit notamment par un plateau après la période de croissance exponentielle de la production de biogaz, au lieu d'un pic et d'une décroissance rapide. Durant cette deuxième période, on note également que le pourcentage de dégradation de la MV est inférieur à la période 1, malgré un temps de digestion supérieur. Il atteint tout de même les 82%, mais semble indiquer une capacité épuratoire plus faible et plus lente lorsque la méthanisation est majoritaire dans le réacteur [157].

La dernière période de l'expérimentation vient valider certaines des hypothèses émises précédemment. Tout d'abord, cette dernière période permet l'obtention d'une réaction de méthanisation stable, sans variation du pH, durant une période de 52 jours. Elle valide ainsi la possibilité de mener l'alimentation du réacteur avec le mix de déchets sélectionné, pour une charge organique deux fois supérieure à celle validée précédemment. La concentration de méthane dans le biogaz pour ce mix de déchets, se confirme aux alentours de 51-52%. Avec un TRH compris entre 30 et 35 jours, la production moyenne de méthane obtenue est de 321 mL CH₄/g MV ajoutée ce qui est en adéquation avec les valeurs obtenues lors des analyses préliminaires. La capacité épuratoire, pour les conditions fixées, se confirme avec plus de 80% de la MV digérée. Elle reste toutefois inférieure aux résultats obtenus lors de l'inhibition partielle des méthanogènes, probablement due aux métabolismes plus lents de ces derniers. Les présences en N₂ et H₂S, persistantes, même après l'établissement d'une méthanisation stable, confirme enfin, un consortium microbien riche, capable de produire dans un même temps des concentrations significatives en CH₄, CO₂, N₂ et H₂S [399]. Si l'on compare ces résultats avec ceux de la bibliographie, on constate d'après le [Tableau 34](#), que la production de méthane obtenue est légèrement plus faible. Il est toutefois à noter que les mixes retrouvés dans la littérature sont majoritairement composés d'eaux usées et de déchets alimentaires. Comme identifié dans le Chapitre II, avec un pouvoir méthanogène plus faible, la présence de déchet vert dans le mix réactionnel de notre étude, explique les résultats obtenus. Les études sur des MIX urbains nous permettent également de constater que la stabilité de la réaction semble possible pour des TRH plus courts et des CO plus élevées. La consommation de la MV y apparaît, cependant plus faible que celle obtenue dans cette étude.

* Des expérimentations réalisées par la suite sur le réacteur mais non présentées dans cette thèse, ont notamment permis, par augmentation du TRH, d'accroître la fraction de méthane à 59.4% et de CO₂ à 37% ; la fraction théorique de N₂ n'excédant plus les 3.2%. La quantité d'H₂S était, elle, de 300 ppm dans le biogaz produit.

Limites de l'expérimentation :

- Lors de la conduite de la réaction, malgré le prélèvement d'un surplus de MIX à des fins de caractérisation, cet échantillonnage ne s'est pas avéré assez homogène pour réaliser les analyses souhaitées. En effet d'importants écarts ont été observés (résultats non communiqués) entre les caractéristiques théoriques et expérimentales. La détermination du MIX en entrée de réacteur, présentée en [Tableau 32](#), a donc été réalisée d'après les calculs de pesée afin d'être plus proche des valeurs réelles employées.
- Les charges organiques appliquées au réacteur, lors de ces deux expérimentations restent faibles en comparaison de celles retrouvées dans la bibliographie. D'après la bibliographie, pour des MIX proches de celui-ci (eau noire et déchet alimentaire), les charges organiques étudiées peuvent atteindre 1,7-1,8 kg MV/m³/j [80,344]. En effet, l'emploi d'une simple décantation pour concentrer les eaux usées, n'as pas permis d'atteindre, dans cette étude, de telles charges organiques pour le MIX fixé. La fluctuation de la fraction organique des eaux usées utilisées et les limites du procédé de décantation, expliquent également, les variations de CO entre 1 et 1,3 kg MV/m³/j lors du second essai en réacteur.
- L'alimentation de 6L réalisée tous les 6 à 7j est le reflet de contraintes réelles du contexte d'étude, qui peuvent limiter le rythme d'alimentation à un régime semi-continu, soit : (i) des tailles de gisements limitées et nécessitant généralement des périodes de prétraitement ; (ii) des rythmes de collecte souvent hebdomadaires notamment pour les DA ; (iii) des volumes de stockage limités afin de permettre leur intégration dans une aire urbaine. Ce rythme d'alimentation répond également à des contraintes techniques d'un laboratoire de recherche. A savoir, l'emploi de déchets réels nécessitant des temps de caractérisation avant et après chaque alimentation et l'impossibilité d'alimenter le réacteur durant les weekends.
- L'absence d'analyse chimique ou microbiologique ne permet pas de valider ou d'invalider les hypothèses émises quant aux populations microbiennes dans le réacteur. Il en est de même pour les voies métaboliques conduisant à la production de N₂ dans les concentrations observées au cours de l'étude. Toutefois des analyses complémentaires sur le biogaz produit, ont permis d'identifier du NO dans des quantités de l'ordre de la particule par billion. Ce composé est l'un des intermédiaires de la dénitrification, ce qui appuierait l'hypothèse formulée en faveur de cette voie métabolique. De plus la dénitrification a déjà été identifiée dans d'autres études, lors de méthanisation notamment des eaux usées industrielles riches en déchets alimentaires [196]. Cependant les premières quantifications sur le MIX n'ont pas permis de confirmer la présence du nitrate, substrat de ces réactions, dans des concentrations significatives. A l'échelle du ppb aucune trace de NO₂ n'a également été détectée.
- Bien que prévues initialement, des contraintes pratiques ont empêché la bonne réalisation des analyses chimiques sur le digestat produit. Seuls, respectivement deux et trois mesures de N_{total}, Nkjeldalh, NH₄⁺ et P_{total} ont été possibles sur l'ensemble des deux cycles d'alimentation. Par conséquent, elles serviront uniquement de base de réflexion pour les scénarios de valorisation présentés en Chap. IV.

IV / Conclusions

Ce troisième Chapitre comprend l'ensemble des expérimentations réalisées au cours de cette thèse. Basé sur les conclusions du retour d'expérience réalisé en Chapitre II, le but a été d'établir des connaissances identifiées comme manquantes pour l'intégration de la méthanisation en petite unité dans un quartier. Pour cela, une caractérisation des gisements réels, disponibles, des prétraitements pour leurs stockages et leurs stabilisations ainsi que la conduite par co-digestion d'un procédé de méthanisation à échelle paillasse et laboratoire ont été réalisés.

- Basé sur la détermination de la MS, MV et du rapport C/N, les gisements disponibles de BP, DV et DA ont été identifiés comme les substrats principaux de cette étude pour former la base de l'alimentation d'un réacteur. Serviette et Paille, bien que possédant des rapports C/N fortement déséquilibrés, semblent toutefois présenter un intérêt en tant que substrat secondaire. En effet, l'emploi d'une faible quantité de ces déchets pourrait permettre d'améliorer certaines co-digestions, initialement faibles en C.
- Les procédés d'ensilage ainsi que de broyage et séchage, présentent un intérêt dans un but de conservation de la matière. L'ensilage apparaît comme pertinent afin de conserver des DV dans le temps et ainsi palier un des verrous majeurs de ce déchet qu'est la saisonnalité. De plus, le procédé d'ensilage s'avère efficace pour conserver la MV présente dans ce gisement. L'aération partielle du stockage, bien qu'identifiée comme impactante pour la MV, est jugée acceptable. Concernant le procédé de broyage/séchage, il permet de stabiliser un gisement dans le temps, mais également de réduire considérablement le volume de ce dernier par l'élimination de sa fraction aqueuse. Une fois stabilisés et stockés, les déchets peuvent ainsi être conservés hermétiquement pour un emploi régulier dans le temps. La diminution des volumes est également un paramètre important et mise en avant dans un contexte d'intégration urbaine. A cette fin, le procédé de décantation réalisé sur les eaux usées, semble également une étape primordiale pour l'emploi de ce gisement, considérant l'environnement d'étude.
- Le MIX formé par le mélange en quantité égale (basé sur la MV) de BP, DV et DA, a permis de produire une méthanisation plus stable que lors de leurs emplois en mono-digestion. La quantité de méthane produite est alors supérieure à la moyenne théorique calculée d'après les résultats de mono-digestion. Ces analyses préliminaires ont ainsi permis de valider le MIX pour l'alimentation d'un réacteur à échelle laboratoire. L'expérimentation à l'échelle paillasse de la méthanisation en excluant le DV ou par ajout des substrats secondaires n'a toutefois pas permis de conclure quant à une baisse ou une hausse des performances.
- L'emploi de ce MIX dans un réacteur semi-continu de 30L a confirmé la stabilité du procédé dans le temps. Pour des conditions opératoires de 37°C et un TRH de 30-35j, plus de 75% de la MV apportée au réacteur a été consommée. Il a été également observé qu'une perturbation de l'apport hebdomadaire du réacteur tend à l'apparition d'effets inhibiteurs sur les populations méthanogène. Ce fait confirme la nécessité de stocker et stabiliser les gisements pour lisser l'alimentation du réacteur au cours de l'année. L'augmentation du temps de digestion ainsi que l'apport ponctuel de correcteur d'acidité se sont révélés efficaces pour corriger le réacteur et favoriser le développement des micro-organismes méthanogènes. Pour des charges de,

respectivement, 0,5 kg MV/m³/j et 1 kg MV/m³/j, la méthanisation du MIX de déchets urbains réalisés, a permis de produire entre 294 et 321 L CH₄/kg MV et un biogaz comprenant en moyenne 52% de méthane.

L'approche expérimentale développée lors de ce troisième Chapitre permet ainsi de répondre à certaines des questions identifiées dans le Chapitre II. Elle apporte des données basées sur des déchets réels et dans des conditions opératoires tenant compte de l'ensemble du processus de valorisation par méthanisation. Malgré cela la comparaison avec la littérature permet d'entrevoir des premières optimisations possibles des conditions opératoires réalisées. De plus l'échelle laboratoire employée reste limitée pour une réponse sur le plan urbain. Ces données ne permettant pas, dans l'état, d'analyser le rendement global du processus, que ce soit sur un aspect de traitement des déchets ou de production d'énergie pour un quartier. Afin d'explorer ces aspects et de déterminer les bénéfices du procédé par une intégration à échelle urbaine, une quatrième étape apparaît donc comme nécessaire.

V / Perspectives

Dues aux contraintes techniques évoquées, le travail expérimental réalisé dans ce Chapitre pourrait être amélioré afin de répondre à certaines des interrogations suggérées par ses résultats. Ainsi la détermination des fractions en composés difficilement dégradables tels qu'initié par l'ATG, permettrait d'affiner la compréhension sur la dégradation des substrats. Les profils chimiques (nitrate, ammonium, AGV...) du MIX en entrée et du digestat en sortie de réacteur, permettraient également d'établir des bilans de matières précis et une meilleure connaissance des voies métaboliques rencontrées. Au-delà de ces aspects techniques, plusieurs expériences pourraient être menées pour approfondir certaines des conclusions développées. Ainsi l'impact des procédés de collecte sur les gisements de déchets et sur la méthanisation pourrait être investigué. A titre d'exemple, des récents travaux de Georgiopoulou et Lyberatos [400], étudient notamment l'impact de la collecte sur la MV des DA. Comme imposé dans la réglementation européenne l'obligation d'un procédé d'hygiénisation des boues devrait également être considéré afin d'évaluer son impact sur la stabilité de la méthanisation et la production de biogaz. Concernant le réacteur et la co-digestion employée, l'étude par ajout de substrats secondaires serait pertinente afin de conclure quant à l'intérêt de ces substrats pour la méthanisation. Les travaux de Capson-Tojo et al., [401] démontrent ainsi que le carton est un substrat secondaire pertinent pour la co-digestion de DA en réduisant l'accumulation d'acide, et en augmentant ainsi la stabilité de la réaction. Enfin l'étude du digestat et de sa conformité quant aux normes de rejets semblent primordiales pour pouvoir envisager le procédé via la co-digestion et les conditions étudiées.

Chapitre 4 : Intégration de la méthanisation

Traitement de la matière organique

et

Valorisation énergétique

I / Introduction

Ce quatrième et dernier Chapitre comprend les scénarios de valorisation réalisés afin d'étudier l'intégration du processus de méthanisation à l'échelle urbaine et ses performances. La construction de ces scénarios s'est, dans un premier temps, appuyée sur les données recueillies dans le Chap. II afin de réaliser une estimation d'un quartier « standard ». Celui-ci devant comprendre un système composé du nombre d'habitant considéré, les quantités de déchets théoriques générées et les installations nécessaires à leurs valorisations par méthanisation. Dans un second temps et d'après les résultats expérimentaux obtenus dans le Chap. III, les quantités de déchets traitées ont pu être affinées et la production de biogaz/digestat, reliée à des conditions opératoires. Basés sur ce système, les scénarios présentent les bilans épuratoires et énergétiques, d'un processus de valorisation des déchets urbains par méthanisation et une discussion sur les limites et possibilités offertes par l'emploi de petites unités intégrées.

II / Méthodologies

a) Simulation d'un « quartier standard » et des flux de déchets

La première partie de l'élaboration des scénarios de valorisation, a consisté à déterminer l'échelle du quartier à considérer et les productions de BP, DV et DA en liens avec le nombre d'habitant estimé. Pour cela, les supports de la bibliographie et des documents techniques synthétisés dans le Chap. II ont été nécessaires. Une fois un « quartier standard » établi et un nombre d'habitant considéré, les quantités et les profils des déchets à traiter par an, ont pu être simulés. Une comparaison entre ces profils physico-chimiques « standards » et ceux employés de notre étude, en Chap. III, a par la suite, permis d'établir les flux à considérer après prétraitement et stockage. Ces éléments constituent le contexte d'intégration des scénarios de valorisation. Basées sur ces résultats, les caractéristiques d'un réacteur théorique ont ensuite été estimées. Enfin il a été déterminé le pourcentage annuel de déchets consommés en tenant compte des conditions opératoires testées et des quantités de déchets simulées pour le « quartier standard ».

b) Système énergétique et variables

La seconde partie de ce Chapitre a été réalisée afin de construire un système énergétique intégrant l'ensemble du processus de valorisation par méthanisation. Ce dernier, doit ainsi traduire du bilan des échanges, productions et consommations d'énergies à l'intérieur du processus, à partir des sous-systèmes qui constituent son ensemble. Afin de définir ces sous-systèmes, les étapes significatives identifiées dans le Chap. II, ont été considérées, à savoir :

1. Collecte
2. Stockage et Prétraitement
3. Méthanisation
4. Posttraitement du biogaz
5. Posttraitement du digestat
6. Valorisation du biogaz
7. Valorisation du digestat

Les variables propres à chacun de ces sous-systèmes ont ensuite été définies. Les variables massiques correspondant alors, aux flux de matières premières et les variables énergétiques étant, associées, elles, à des consommations ou des productions en termes d'électricité ou de chaleur.

c) Bilans des consommations et des productions énergétiques

La première étape afin de déterminer les consommations et gains énergétiques du processus de valorisation, a consisté à déterminer les valeurs propres à chacune des variables de chacun des sous-systèmes. Pour cela, les données bibliographiques issues du Chapitre II ont été employées en complément des données opératoires, employées lors du Chapitre III. Concernant la variation de la CO, lors du second essai en réacteur, il a été décidé de considérer ces résultats pour une CO de 1 kg MV/m³/d. Les bilans énergétiques, pour les deux charges organiques expérimentées, ont alors été obtenus, par vecteur énergétique, en soustrayant leurs productions et leurs consommations énergétiques. Enfin il a été déterminé le bénéfice énergétique du procédé en croisant les excédents énergétiques précédemment établis et des données de consommations réelles issues d'un quartier. Ces données proviennent des compteurs électriques/chaleurs du campus universitaire de l'IMT Atlantique, Nantes, comprenant 550 logements. Les relevés ont été collectés entre janvier 2016 et octobre 2018 à compter d'environ une mesure tous les mois.

III / Résultats et Discussion

a) Simulation d'un « quartier standard » et des flux de déchets

La détermination des caractéristiques d'un « quartier standard » s'appuie sur les projets étudiés dans le Chap. II. La taille de quartier a été fixée arbitrairement à 500 habitants. Cette valeur se situe entre celle du projet d'Eva Lanxmeer (250 logements) et celle de l'éco quartier de Flintenbreite (117 logements), en comptant entre 2,3 et 3 habitants par logements [319,338,402]. Les flux de DV, DA et BP théoriques, produits ont également été estimés d'après la littérature. Le [Tableau 35](#) regroupe les valeurs relevées dans le Chap. II et les compare aux valeurs expérimentales déterminées dans le Chap. III. Les modifications de la MV dues aux prétraitements (séchage, décantation, ensilage) sont ainsi directement impactées sur la quantité de déchets théorique, collectable.

Tableau 35: Caractéristiques des flux de déchets

Déchets	Caractérisation			Quantité disponible		
	Valeurs moyennes issues de la littérature	Ref.	Cette étude (après prétraitement)	Valeurs moyennes issues de la littérature	Ref.	Estimées dans cette étude
Eau Noire/ Boue Primaire	3,5 g MV/L	[80,145,332,337]	11,6 g MV/L	8,5 L/cap/j	[80,145,332,337]	2,6 L/cap/j
Déchet Alimentaire	205 g MV/kg	[80,145,337]	834 g MV/kg	0,35 kg/cap/j	[80,145,337,348]	0,09 kg/cap/j
Déchet Vert	416 g MV/kg	[145,337,344]	242 g MV/kg	Variable	[145,337]	150m ² /an

Cette première étape permet de disposer du contexte d'intégration du processus de valorisation. Ce contexte comprend donc un quartier de 500 habitants et une production de déchets moyenne dans l'année, déterminée. La seconde étape correspond elle, à l'estimation de la taille du réacteur pour les conditions expérimentales réalisées dans le Chap III. Les caractéristiques fixées sont indiquées dans le [Tableau 36](#).

Tableau 36: Caractéristiques théoriques du réacteur

Paramètres	Réacteur théorique	
TRH (jour)	30	
Débit (m ³ /j)	1,0	
Dimensionnement (m ³)	30	
Charge Organique (kg MV/m ³ /j)	0,5	1

A partir des résultats présentés en [Tableau 35](#) et [Tableau 36](#), il a été possible d'estimer la quantité moyenne de déchets, annuellement employée. Le [Tableau 37](#) présente les fractions de chaque gisement, traitées par le processus de méthanisation pour une intégration dans un « quartier standard ».

Tableau 37: Flux de déchets consommés par le système

Charge Organique	Quantité de déchets consommée	Boue Primaire (kg MT/j)		Déchet Alimentaire (kg MT/j)		Déchet Vert (kg MT/an)		Eau à apporter au procédé (m ³ /j)
0,5 kg MV/m ³ /j	15 kg MV/j	431		6,0		21		0,5
1 kg MV/m ³ /j	30 kg MV/j	862		12		41		0,1
MT consommée par jour CO = 0,5 et 1 kg MV/m ³ /j	-	33 %	66 %	14 %	28 %	7 %	14 %	-

Le MIX employé dans cette étude est constitué de trois types de déchets en fraction équivalente, toutefois les tailles de leur gisement respectif, ne sont pas identiques. On constate ainsi, dans le [Tableau 37](#), que seule 14 à 28 % de la production quotidienne de DA est employée, ce qui laisse une importante fraction du gisement non traitée. A l'inverse 7-14% des DV collectés annuellement sont employés quotidiennement ce qui traduit un épuisement rapide de la ressource, ne permettant pas dans le cadre d'un « quartier standard » un apport régulier en DV. 33 à 66 % de la fraction de BP produite quotidiennement est, elle, traitée par le procédé pour les conditions opératoires appliquées.

Les [Tableau 35](#) et [Tableau 36](#) mettent en avant l'intérêt de l'emploi de prétraitement afin de réduire la proportion d'eau dans les déchets. On constate ainsi, que pour les DA et BP, les flux de gisement générés sont réduits de respectivement 75% et 69%. Cela a pour conséquence de diminuer la taille des installations de stockage nécessaires, mais aussi celle du réacteur de méthanisation. A titre de comparaison, un réacteur de 30m³ est estimé pour cette étude, pour des réacteurs de 70-72m³ dans les projets de Flintenbreite ou d'Eva-Lanxmeer. Les bilans obtenus dans le [Tableau 37](#) et relatifs à la fraction des gisements traitée, permettent de constater une adéquation entre le MIX utilisé, les conditions opératoires et la gestion des eaux usées. Toutefois, on constate que moins d'un tiers du gisement DA peut être traité, en considérant les paramètres de notre étude. De plus, et afin de palier l'épuisement du gisement de DV observé d'après le [Tableau 37](#), plusieurs études récentes incluent le recours à des gisements péri-urbains. Les travaux de Körner et al., et ceux de Thiriet et al., estiment ainsi de plus importantes fractions de déchets, en tenant compte d'une zone de collecte, déterminée en intégrant le quartier et ses ressources proches [321,403]. Cette démarche permet l'augmentation des quantités de déchets valorisables, tout en restant dans une aire de collecte relativement proche. La fraction de DV disponible peut alors être nettement supérieure à celle déterminée dans cette étude. En adéquation avec ces études, la zone de collecte des DV sera, pour la suite des scénarios, fixée à 5km autour du quartier.

b) Système énergétique et variables

Une fois le contexte d'intégration établi, la seconde partie de la construction des scénarios correspond à la définition du système de l'étude. Il comprend l'ensemble des sous-systèmes et des liens composant le processus de valorisation par méthanisation. Pour cela les étapes de procédé identifiées comme clefs dans le Chap. II ont été employées. Les Figure 27 et Figure 28 présentent le système analysé dans cette étude, les sous-systèmes pris en compte, ainsi que respectivement, les variables massiques et énergétiques rattachées à chacun d'entre eux. Le Tableau 38 présente, lui, les hypothèses faites quant aux procédés employés pour chaque sous-système.

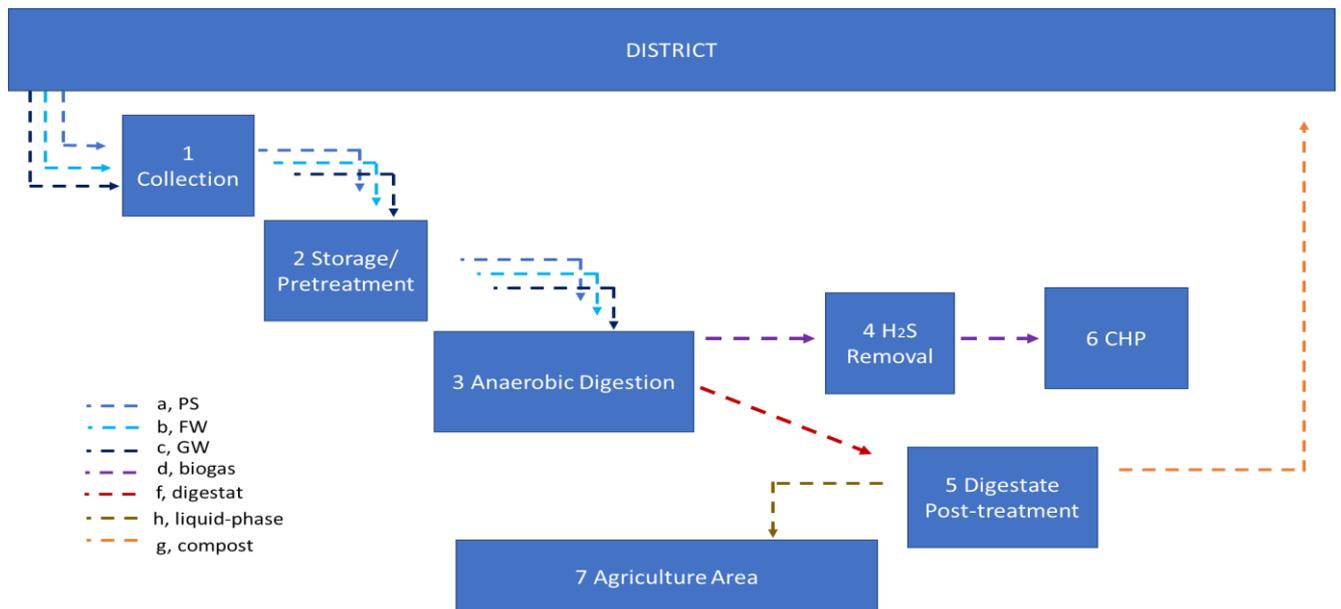


Figure 27: Ensemble du système étudié et de ses variables massiques

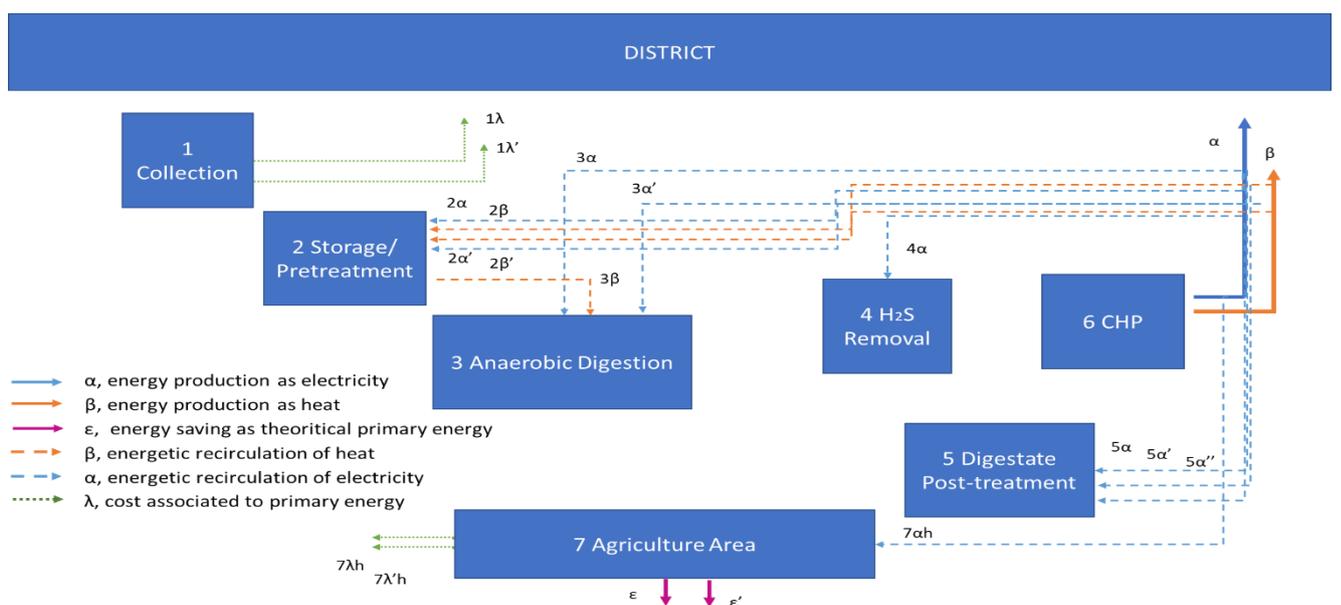


Figure 28: Ensemble du système étudié et de ses variables énergétiques

Tableau 38: Procédés admis pour le système étudié

Sous-Système	Procédés Admis
1 – Collecte	Eaux usées : Collecte gravitaire DA et DV : Collecte par des camions
2 - Stockage et Prétraitements	Eaux usées : Décantation et Hygiénisation DA : Séchage DV : Ensilage
3 – Méthanisation	CSTR, équipé d'un récupérateur de chaleur (depuis l'Hygiénisation)
4 - Posttraitement du biogaz	Lavage à l'eau
5 - Posttraitement du digestat	Table d'égouttage
6 - Valorisation énergétique	Unité de CHP
7 - Valorisation du digestat	Epannage sur des terres agricoles

Les flux schématisés dans les [Figure 27](#) et [Figure 28](#) sont séparés selon leur nature. Les flux massiques représentent la matière organique, sous différents états. Ils débutent ainsi, du déchet brut collecté depuis les quartiers jusqu'à son épandage sous forme de digestat et sa valorisation sous forme de biogaz. Les vecteurs énergétiques résultant de la méthanisation sont eux, présentés sous la forme d'une production ou d'une recirculation d'électricité ou de chaleur. Ils peuvent également prendre la forme d'une économie d'énergie primaire théorique ou traduire des consommations apparentées à de l'énergie primaire. Dans le premier cas, ils sont issus de la valorisation du digestat sous forme d'engrais et de fertilisant. Ils représentent ainsi une économie proportionnelle aux consommations énergétiques qu'auraient nécessité leur synthèse par voie chimique. Dans le second cas, ils résultent principalement des consommations énergétiques liées aux transports. Les procédés admis dans ce système et présentés dans le [Tableau 38](#), sont étudiés pour globalement permettre un processus de méthanisation simple d'emploi et peu coûteux en énergie. Ainsi la collecte est admise comme gravitaire pour les eaux usées et réalisée par des camions pour les DA et DV. Les prétraitements sont ceux, étudiés lors du Chap. III, auxquels s'ajoute une Hygiénisation des eaux usées, afin d'obtenir une réduction des germes pathogènes, favorable pour l'épandage. Le séchage est considéré lui, comme présentant un effet sanitaire suffisant vis-à-vis de la réglementation sur les SPAn. Le méthaniseur comprend également un récupérateur de chaleur couplé à l'étape d'hygiénisation afin d'améliorer les flux d'énergie thermique. Un simple lavage à l'eau est compté pour éliminer la fraction d'H₂S du biogaz et permettre sa valorisation par CHP. Enfin, le digestat est préalablement traité afin de récupérer d'une part un compost et de disposer également d'un lixiviat approprié pour l'épandage en terres agricoles.

c) Bilans des consommations et des productions énergétiques

Une fois le système énergétique défini, il a été déterminé les valeurs relatives aux variables de chaque sous-système. Pour cela les paramètres opératoires ont été favorisés, toutefois en absence de ces données, des valeurs issues de la littérature ont été utilisées. Le [Tableau 39](#) présente l'ensemble des variables, formules et données employées ainsi que les références bibliographiques qui y sont relatives.

Tableau 39: Détermination de la production énergétique

Variables	Fonction	Formule/ Unité		Charge Organique		Commentaires	Références
				0,5	1		
1λ	Transport DA	MJ _{EP} /an	x= MJ/Km/m ³	5,075	5,075	Collecte eaux usées estimées comme gravitaires ; Aire de collecte DV étendue	[145,404–406]
			y= Km	1	1		
			z=m ³ /an	9	18		
1λ'	Transport DV	MJ _{EP} /an	x= MJ/Km/m ³	5,075	5,075		
			y= Km	5	5		
			z=m ³ /an	4	9		
2α	Décantation (Pompe)	KWh _{EL} /an	x=m ³ /h	0,059	0,118	Choix d'un décanteur gravitaire ; Pompe à cavité progressive	Entreprise Bécot
			y=kWh f(m ³ /h)	0,1	0,1		
			z=h/j/an	8760	8760		
2β	Sécheur	KWh _{EL} /an	x=kwh/h	3	3	Consommation moyennée sur l'utilisation donc pas de différence entre les CO	GET Innovation
			y=h/j	10	18		
			z=j/an	365	365		
2α'	Pompe/Hygiénisation	KWh _{EL} /an	x=m ³ /h	0,018	0,036	Pompe à cavité progressive	Entreprise Bécot
			y=kWh f(m ³ /h)	0,1	0,1		
			z=h/j/an	8760	8760		
2β'	Hygiénisation	P=RCΔT J _{Chaleur} /j	R=kg/j	431	862	C en fonction de la littérature	[80,407]
			C=J/kg/K (mix)	3767	3767		
			ΔT= K-K	50	50		
		P=ΔT'SU W _{Chaleur}	ΔT'= K-K	50	50	S et U estimés d'après la littérature pour acier inoxydable et laine de roche	[296,408]
			S=m ²	0,04	0,07		
			U=W/m ² /K	0,54	0,54		
3α	Pompe/Réacteur	KWh _{EL} /an	x=m ³ /h	0,042	0,042	Pompe à cavité progressive	Entreprise Bécot
			y=kWh f(m ³ /h)	0,1	0,1		

			$z=h/j/\text{an}$	8760	8760		
$3\alpha'$	Agitation	W_{EL}/an	$x=m^3 \text{ réacteur}$	30	30	Prise en compte uniquement de la surface utile	[80,409]
			$y=W/m^3 \text{ réacteur}$	4	4		
			$z=h/j/\text{an}$	8760	8760		
3β	Maintien Température	-	Performance récup. Chaleur	85%	85%	-	[80,407]
		$P=RC\Delta T$	$R=kg/j$	1000	1000	Considérant un récupérateur de chaleur, la composition du MIX et sa fraction à 70°C	[296,408]
		J_{Chaleur}/j	$C=J/kg/K \text{ (mix)}$	3963	3650		
			$\Delta T= K-K$	-4	-23,5		
		$P=\Delta T'SU$	$\Delta T'= K-K$	17	17		
		W_{Chaleur}	$S'=m^2$	70	70	$S'= S + \text{espace de tête}$	
$U=W/m^2/K$	0,54		0,54				
4α	Posttraitement (Lavage à l'eau)	KWh_{EL}/an	$x=KWh/Nm^3$	0,25	0,25	Valeurs issues de la littérature	[296]
			$y=Nm^3/\text{an}$	3358	7249		
5α	Pompe/Séparation de phase	KWh_{EL}/an	$x=m^3/h$	0,042	0,042	Pompe à cavité progressive	Entreprise Bécot
			$y=kWh f(m^3/h)$	0,1	0,1		
			$z=h/j/\text{an}$	8760	8760		
$5\alpha'$	Séparation (table d'égouttage)	MJ_{EL}/an	$x=MJ/t$	4,3	4,3	Assumée pour un rendement de 100% et une consommation égale à une presse	[404,405]
			$y=m^3 \text{ digestat}/\text{an}$	365	365		[406]
$5\alpha''$	Compostage	MJ_{EL}/an	$x=MJ/t$	510	510	Valeur assumée comme consommation électrique	[404,405]
			$y=m^3 \text{ digestat (solide)}/\text{an}$	2,3	3,2		[406]
-	Perte procédé	-	% biogaz	2%	2%	Perte Posttraitement	[296]
		-	% énergie	10%	10%	Perte CHP	
α	Prod. Electricité	MJ_{EL}/an (fonct. % CH4)	$x=\% CH_4$	51%	52%	Perte biogaz impactée sur Y Composition biogaz pris en compte dans la valeur de Z Perte CHP impactée sur le résultat	[296]
			$y=Nm^3 \text{ biogaz}/\text{an}$	3291	7104		
			$z=MJ/m^3$	18,26	18,63		
			Conversion	30%	30%		
β	Prod. Chaleur	$MJ_{\text{Chaleur}}/\text{an}$	$x=\% CH_4$	51%	52%		

		(fonct. % CH4)	y=Nm ³ biogaz/y	3291	7104		
			z=MJ/m ³	18,26	18,63		
			Conversion	70%	70%		
7ah	Pompe/Epandage	KWh _{EL} /an	x=m ³ /y	0,041	0,041	Pompe à cavité progressive	Entreprise Bécot
			y=kWh f(m ³ /h)	0,1	0,1		
			z=h/j/an	8760	8760		
7λh	Transport Lixiviat	MJ _{EP} /an	x= MJ/Km/m ³ liquide	3,92	3,92	Valeurs moyennes issues de la littérature	[404–406]
			y= Km	3	3		
			z=m ³ liquide/an	363	362		
7λ'h	Epandage	MJ _{EP} /an	x=MJ/m ³ liquide	18,58	18,58	Valeurs moyennes issues de la littérature	[404,405]
			y=m ³ liquide/an	363	362		[406]
ε	Valorisation du N	MJ _{EP} /an	x=MJ/kg	50	50	Y obtenus par expérimentation	[404,405]
			y=kg/an	152	152	Fraction solide négligée	
ε'	Valorisation du P	MJ _{EP} /an	x=MJ/kg	8,6	8,6	Y obtenus par expérimentation Fraction solide négligée	[404–406]
			y=kg/an	36	49		

La construction du [Tableau 39](#) a nécessité plusieurs partis pris, mentionnés dans les Commentaires. Ainsi, les valeurs relatives à la nature du MIX (coût de transport, coefficient calorifique spécifique...) ont été estimées sur la base de la littérature disponible pour des eaux usées, des DA séchés et des DV (non ensilés). L'emploi d'un décanteur gravitaire simple a été choisi pour limiter la consommation énergétique lors de la concentration des eaux usées. L'ensemble des pompes considérées, l'ont été sur la base d'une pompe à cavité progressive de la marque SYDEX, afin d'accepter des variations de viscosité des effluents. Un récupérateur de chaleur a également été compté afin de valoriser la chaleur apportée lors de l'hygiénisation. Le corps du réacteur a été admis comme composé de plaques d'acier inoxydable et l'isolation faite de couches de laine de roche. Enfin, la zone d'épandage de la phase liquide a été admise comme possible sur une zone de 3km autour du quartier. Concernant le compostage, au vu des quantités considérées, un emploi directement par les habitants en zone résidentielle est estimé comme possible.

L'exploitation numérique du [Tableau 39](#) permet de déterminer les énergies produites et consommées par le système. Basés sur l'écart entre ces valeurs, les bilans énergétiques ont pu être déterminés. Les [Figure 29](#) et [Figure 30](#) présentent ainsi la production énergétique pour une CO de 0,5 et 1 kg MV/m³/jour. La [Figure 31](#) correspond aux bilans réalisés pour les deux CO étudiées, en fonction des différents vecteurs énergétiques identifiés.

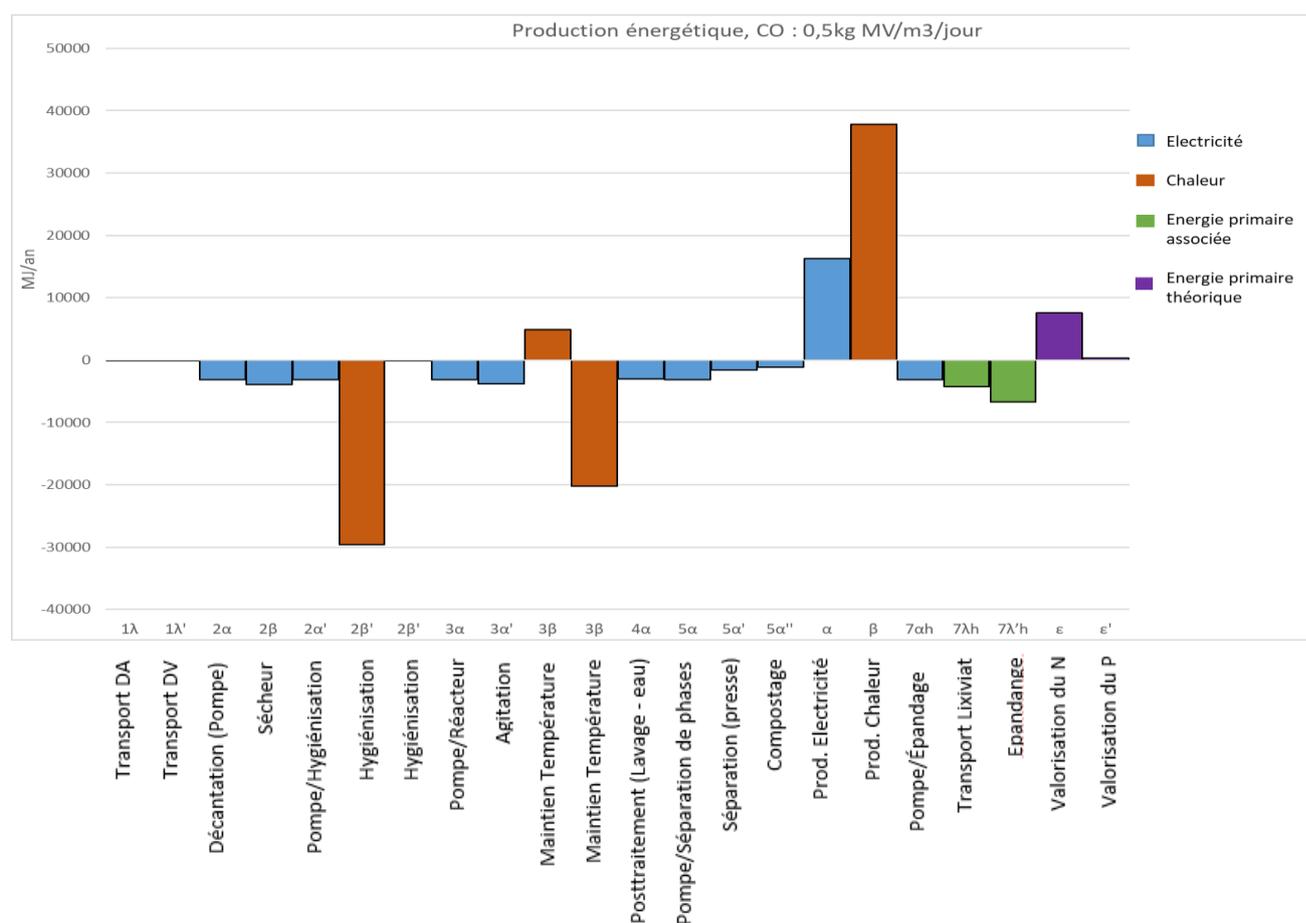


Figure 29: Production d'énergie en MJ/an pour une CO de 0,5kg MV/m³/jour

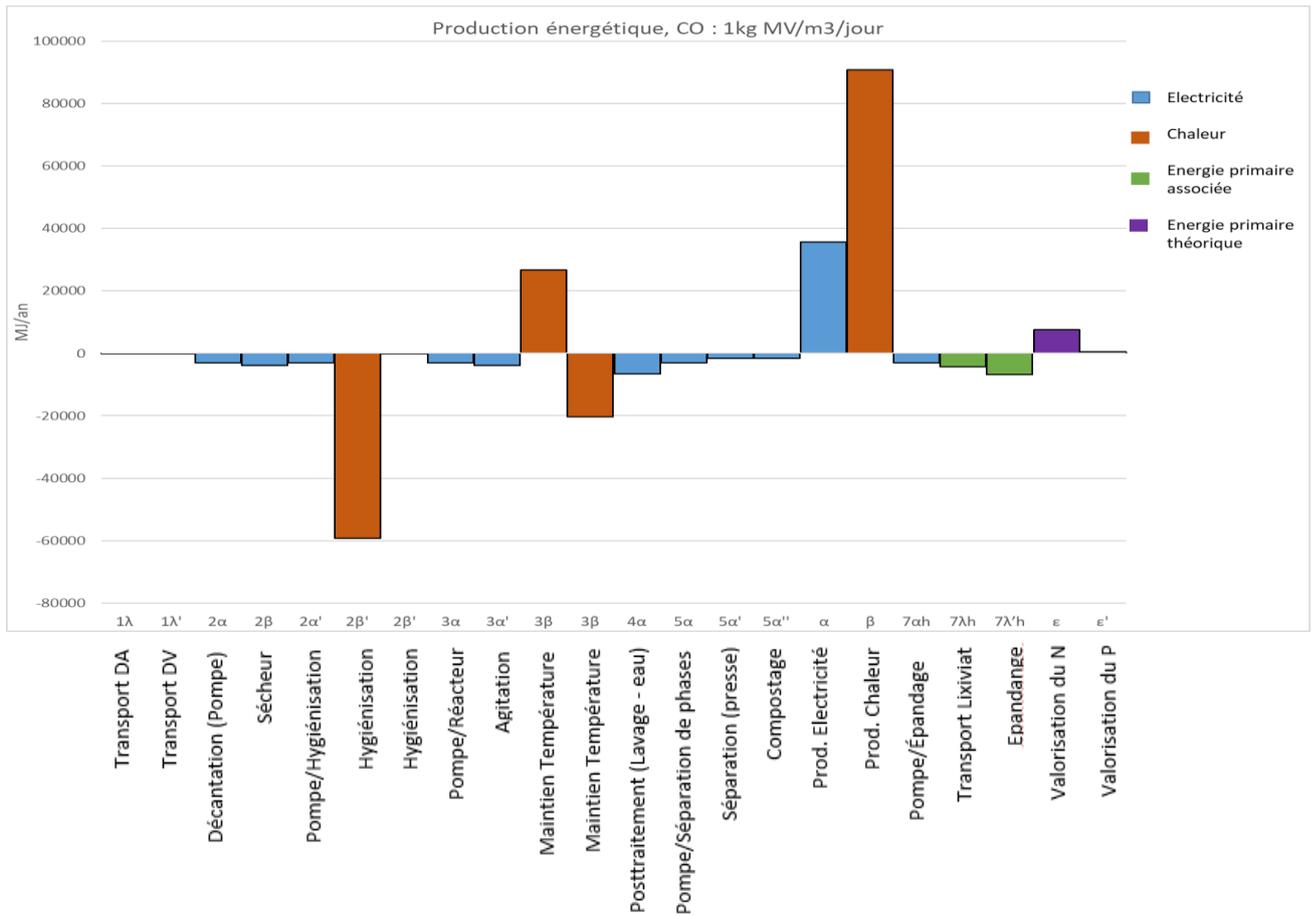


Figure 30 : Production d'énergie en MJ/an pour une CO de 1kg MV/m³/jour

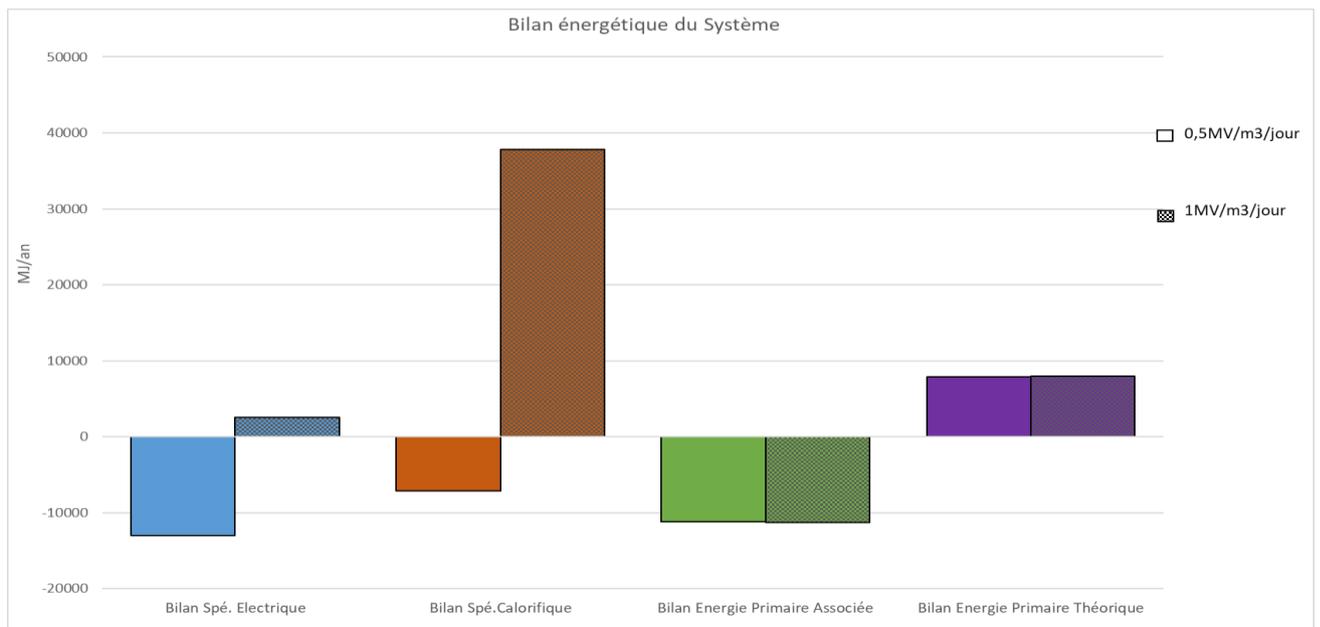


Figure 31: Bilans énergétiques en MJ/an pour une CO de 0,5 et 1 kg MV/m³/jour

Les [Figure 29](#) et [Figure 30](#) permettent d’observer les consommations et productions d’énergie de chaque variable composant le système. On peut ainsi déterminer des étapes critiques, dont la consommation en énergie pèse fortement sur le système. Concernant les dépenses électriques, les pompes et le sécheur participent ainsi, pour près de 60% de leurs consommations, soit, cumulées près de 20 000 MJ/an. Ces variables sont, de plus, dépendantes d’effets de seuil, elles ne vont donc, pas être impactées par les différences de CO, tant que celles-ci sont comprises dans leurs gammes de fonctionnement. On note également que la seule phase d’hygiénisation, concentre la majeure partie de l’apport calorifique nécessaire au système, soit, pour une CO moyenne, jusqu’à 60 000 MJ/an. Entre les deux CO, il est observé des quantités d’énergie produites et consommées différentes, toutefois la part relative des flux énergétiques reste elle, identique. Seul le sous-système 3, varie entre les deux CO, dû à la fraction du substrat hygiénisé plus importante à une CO de 1 kg MV/m³/jour qu’à 0,5 kg MV/m³/jour. On remarque que les consommations liées aux transports sont faibles, soit entre 4 400 à 4 600 MJ/an. Pour cela l’aire géographique a été adaptée en fonction de chaque substrat.

La [Figure 31](#) présente les bilans énergétiques du système, obtenus pour les différents vecteurs étudiés. On constate alors que pour une faible CO appliquée, une source extérieure d’énergie électrique et calorifique, sera nécessaire pour alimenter le processus, à hauteur, respectivement, de 13 000 et 7 000 MJ/an. A l’inverse, le bilan électrique est légèrement positif pour une CO de 1 kg MV/m³/jour, principalement dû à l’augmentation du biogaz valorisable et aux effets de seuil des pompes et du sécheur. En termes d’énergie calorifique, le processus est également excédentaire, pour une CO de 1 kg MV/m³/jour, à hauteur de 40 000 MJ/an, notamment grâce à l’emploi d’un échangeur de chaleur. En effet, à CO moyenne, en comparaison à une faible CO, la fraction de BP est augmentée et celle d’eau d’appoint est diminuée, cela a pour conséquence d’accentuer les bénéfices du récupérateur de chaleur. Concernant les énergies primaires, on différencie les consommations liées au transport, des bénéfices théoriques générés par la valorisation du digestat. Cela représente pour les deux CO considérées, respectivement, un bilan négatif d’environ 11 200 MJ/an et un bilan excédentaire d’environ 8 000 MJ/an.

Le [Tableau 40](#) regroupe les valeurs moyennes de consommation énergétique, obtenues pour 550 logements étudiants (MDE de l’IMT Atlantique Nantes). Les données ont été collectées par ENGIE, durant une période allant de fin Janvier 2016 à octobre 2018 et on admet un taux d’occupation des habitations de 100%. Le nombre d’habitant par logement a été fixé à 1,1 en tenant compte du type de logement considéré (appartement étudiant et studio).

Tableau 40: Consommation énergétique des ménages

550 logements étudiants	Chauffage	Eau Chaude Sanitaire	Colonne montante électrique	Eclairage extérieur
Consommation moyenne du quartier (MWh/an)	760	488	730	9,7

Consommation rapportée à 500 habitants (MWh/an)	628	403	603	8.0
Production d'énergie du système (MWh _{CHouEL} /an)	13,6	13,6	1,8	1,8
Fraction alimentée par méthanisation pour une CO de 1 kg MV/m ³ /jour	2,2%	3,4%	0,3%	23%

Le **Tableau 40** présente quatre voies possibles pour la valorisation de l'énergie produite par méthanisation (CO = 1 kg MV/m³/jour) à l'échelle du quartier. Les deux premières visent à valoriser l'énergie calorifique à travers le chauffage des habitations, ou la production d'eau chaude sanitaire. Elles représentent alors, respectivement 2,2% à 3,4% de la consommation annuelle. Les deux autres voies de valorisation présentées, concernent la production d'électricité pour l'approvisionnement des colonnes montantes ou de l'éclairage extérieur. La part de la consommation annuelle alimentée, s'élève alors respectivement à 0,3% et 23%.

Ces résultats montrent que la part de la consommation énergétique, que peut satisfaire la valorisation des déchets par méthanisation reste très limitée. En effet, les bénéfices de la méthanisation telle qu'étudiée dans ces travaux, se concentrent sur moins de 4% de la consommation énergétique annuelle des ménages. Sur cette fraction, une large majorité est représentée par de l'énergie calorifique. A l'échelle d'un ménage, la part d'électricité apportée par la méthanisation est négligeable, elle peut toutefois représenter plus de 20% de l'énergie nécessaire au fonctionnement annuel de l'éclairage extérieur du quartier.

d) Limites du système

Les bilans obtenus souffrent de l'absence de certaines données dont plusieurs d'entre elles ont, par conséquent, dû être estimées ou adaptées de la bibliographie. Ces variables peuvent alors grandement influencer les tendances observées. L'estimation de la puissance des pompes, des valeurs de coefficient calorifique spécifique et de conductivité (isolation) sont notamment des données qui nécessiteraient de plus amples investigations. De part là même, les choix quant aux procédés de collecte, prétraitement et posttraitement influencent le résultat final des bilans. A titre d'exemple, pour le système de cette étude, une séparation de phase et un procédé de compostage ont été comptés et ceux malgré un digestat principalement liquide. Les consommations énergétiques engendrées peuvent par conséquent être évitées. Il a toutefois été choisi de les conserver dans cette étude afin de maintenir la production d'un compost local, bénéfique pour une intégration sociale du procédé à l'échelle urbaine.

L'autre limite importante de ces scénarios est l'absence de prise en compte de la temporalité des évènements. En effet, même si le choix des procédés s'est concentré sur une stabilisation du substrat entrant dans le réacteur et donc sur une régularité du biogaz produit, une temporalité du système demeure. Elle apparait notamment dans les valeurs moyennées de consommation énergétique pour un quartier. Les relevés concernant le chauffage des habitations se concentrent par exemple essentiellement sur la période de novembre à mai et sont nuls le reste du temps. Une valeur moyennée n'est donc pas représentative de ces demandes énergétiques intermittentes. A ce titre, la fraction énergétique déterminée pour l'alimentation du chauffage de l'eau chaude sanitaire est plus fiable que celle des chauffages. L'augmentation de la demande énergétique en fonction des périodes de l'année coïncide également avec les périodes où les températures du substrat et extérieures, seront plus basses. Le réacteur exigeant donc dans ces périodes, une fraction plus importante de chaleur par auto-alimentation. La prise en compte de cette saisonnalité sur la détermination des bénéfices énergétiques de la méthanisation serait donc nécessaire afin d'affiner les résultats obtenus. Pour cela, il serait nécessaire de prendre en compte :

- L'évolution du profil physico-chimique et de la taille des gisements de déchets urbains durant l'année.
- L'évolution des températures ambiantes pour une zone d'intégration donnée.
- L'occupation des habitations durant l'année et l'impact sur les consommations.
- L'épandage, il est en effet, soumis à des périodes de restriction en fonction de la nature du digestat et des cultures réalisées, qu'y doivent être considérées.

IV / Conclusion et Perspective

Ce Chapitre met en lumière plusieurs conclusions quant aux capacités de la méthanisation à, i) traiter des déchets organiques et ii) les valoriser sous la forme d'énergie.

Sur le premier point, il est mis en évidence les relations entre les gisements de déchets urbains et la fraction de ces derniers, employée lors du processus de méthanisation. Ainsi si la charge appliquée lors de cette étude permet de valoriser entre 33 et 66% du gisement des BP, il subsiste toutefois une importante fraction de déchets organiques notamment alimentaire à traiter. Il serait donc pertinent d'étudier, une augmentation de la CO du MIX par un apport plus important en DA, en remplacement de l'eau d'appoint. Au cours de notre étude, des analyses préliminaires ont été menées en ce sens avec l'emploi d'un MIX 50%/50% MV de BP et DA et excluant la présence de DV. Les résultats n'ont toutefois pas permis d'identifier ni une inhibition de la réaction, ni une augmentation des performances du procédé. Dans la littérature on retrouve des études sur des MIX BP (ou eau noire) et DA (ou FODM) dans des ratios 75:25 (vol.) et jusqu'à 50:50 basés sur la MV ou la DCO. Ces résultats présentent généralement une augmentation de la production de biogaz en comparaison aux BP seules et une augmentation de la stabilité du réacteur [80,124,344,368]. L'augmentation de la CO par l'augmentation de la part de DA dans le MIX apparaît donc comme une perspective intéressante à ce travail. Le gisement de DV est, au regard de cette étude, insuffisant pour garantir un apport du réacteur conséquent, tout au long de l'année. Il semble ainsi pertinent d'étendre l'aire de collecte des déchets, principalement pour ce gisement. Cette démarche peut de plus, conduire à inclure de nouveaux types de déchets organiques. Considérant ces résultats, le MIX employé dans cette étude serait donc à reconsidérer. En effet, bien que garantissant de la stabilité de la méthanisation par co-digestion des trois principaux déchets urbains identifiés, on constate que sa composition n'est pas optimisée au vu de la taille des gisements à traiter. D'après la littérature disponible sur la méthanisation urbaine, il apparaît que le TRH pourrait également être abaissé à 20-25j sans risque d'inhibition. On observe également que les prétraitements sélectionnés permettent une réduction de la taille des installations par réduction de la proportion d'eau dans les gisements de déchets. Cette réduction de la taille des équipements est particulièrement favorable pour l'intégration des procédés dans un quartier. Toutefois, tout en restant dans des valeurs inférieures à celles retrouvées dans la bibliographie, une augmentation de la taille des réacteurs peut également permettre de traiter davantage de déchets organiques. A titre d'exemple, pour le MIX sélectionné dans cette étude, la prise en compte d'un réacteur de 45m³ et du débit associé permettraient de traiter 99% des BP et 42% des DA, pour une CO de 1 kg MV/m³/jour. L'optimisation de la conduite du réacteur en tenant compte de la variation de ces paramètres apparaît donc comme une suite intéressante à ces travaux de thèse.

Concernant les bilans énergétiques établis, ceux-ci permettent de constater que certaines étapes concentrent la majeure partie des consommations thermiques, comme électriques. Ainsi en absence d'un récupérateur de chaleur, la demande calorifique nécessaire à l'hygiénisation du procédé, engendrerait des bilans négatifs. A l'inverse, le séchage des DA et le posttraitement du biogaz n'apparaissent pas comme des étapes critiques d'un point de vue énergétique. Le séchage et la décantation présentent de plus, des consommations énergétiques

à mettre en parallèle des bénéfices qu'ils engendrent par la diminution des volumes de substrat/tailles des installations. Néanmoins, comme suggéré par plusieurs études sur la méthanisation urbaine, on constate que le choix des technologies employées est essentiel [74,80,407,410]. En effet, au vu des faibles bénéfices énergétiques considérés par le système, des procédés simples et sobres en termes de consommation énergétique sont nécessaires. Les bilans obtenus permettent également de mettre en avant les bénéfices calorifiques de la méthanisation. La production excédentaire de chaleur est en effet jusqu'à 15 fois supérieure à la quantité (en MJ/an) d'électricité valorisable pour le quartier. À savoir, pour une CO « moyenne », une production excédentaire de 76 MJ_{CH}/cap./an pour 5 MJ_{EL}/cap./an. La méthanisation intégrée à l'échelle urbaine permet ainsi une récupération de cette chaleur pour les habitations, qui est généralement perdue en fonctionnement ex-situ. On constate également que in situ, les transports représentent une consommation énergétique relativement faible en comparaison des autres dépenses énergétiques du système. Peu d'études sont à ce jour disponibles quant à la valorisation énergétique de la méthanisation urbaine. A titre de comparaison, dans la thèse de Wendland, il est estimé, un processus de méthanisation (Eau noire et DA) avec un système de collecte des eaux noires, sous-vide. Le bilan électrique et calorifique est alors, négatif à hauteur de respectivement, -216 MJ_{CH}/cap./an et -29 MJ_{EL}/cap./an. Toutefois, il est estimé qu'une optimisation du système de collecte permettrait de concentrer le substrat entrant, de réduire les consommations liées au fonctionnement et de produire jusqu'à : 108 et 61 kWh_{EL}/cap./an. Dans les travaux de Zeeman et al., seule la valorisation énergétique est considérée, il apparaît que le système nécessite un apport de 21 MJ_{EL}/cap./an, il est toutefois compensé par les économies d'énergie engendrées, estimées à hauteur de 220 MJ_{EL}/cap./an [332].

Les scénarios de valorisation présentés dans cette étude ne tiennent en effet pas compte de plusieurs éléments. Ainsi, en l'absence d'une valorisation de 100% des déchets générés, il n'est pas considéré d'économies engendrées par la substitution à des procédés conventionnels. Une optimisation des paramètres de l'étude, pourrait ainsi permettre de considérer ces économies. Dans cette étude, seules les quantités de N et de P produites en remplacement de leurs synthèses par voies chimiques, ont été prises en compte sous la forme d'énergie théorique. En plus, des fractions de déchets consommées, cette optimisation dans la conduite de la méthanisation devrait également être bénéfique à la production de biogaz. Elle permettrait ainsi d'améliorer les bilans obtenus pour l'ensemble des vecteurs énergétiques. Néanmoins, l'identification de terres agricoles susceptibles d'accueillir les quantités de digestat liquide générées, apparaît comme primordiale. En effet, en l'absence de terres disponibles proches, les consommations énergétiques admises, se révéleraient grandement augmentées ; soit par la nécessité de transports plus importants, soit par l'emploi d'un sécheur pour le digestat. Enfin, de manière à consolider et approfondir les bilans proposés par cette thèse, la prise en compte de la temporalité des événements nous apparaît comme une des pistes d'études nécessaires.

Conclusions Générales

La rédaction de cette thèse a pour objectif d'apporter des réponses quant à la faisabilité de la méthanisation à l'échelle urbaine, pour cela 3 axes de réflexion ont été développés. Suite à une bibliographie sur l'emploi de la méthanisation il est apparu que le premier axe de réflexion devait permettre d'identifier les projets réalisant actuellement cette méthanisation urbaine. Le but étant de réaliser un retour d'expérience afin d'en comprendre les limites, les verrous mais également les succès, valorisables pour de futures applications.

Le Chap. II présente cette synthèse, réalisée sur les documents techniques et scientifiques recueillis au prêt des porteurs de ces projets. Le chapitre permet l'identification de plusieurs déchets urbains pertinents pour la méthanisation. Il définit des échelles d'application en séparant la méthanisation urbaine in-situ, intégrée directement dans le cadre urbain et la méthanisation ex-situ, nécessitant le transport des déchets sur de longue distance. Cette distinction entre méthanisation in-situ et ex-situ est également reliée à la taille des installations, il apparaît en effet que, in-situ, la méthanisation est majoritairement, conduite en petite unité pour favoriser son intégration. Le chapitre met également en lumière la multitude de procédés connectés à la méthanisation, en proposant des solutions pour leurs applications. Cette compréhension de la méthanisation en tant que système apparaît dès lors comme un point essentiel dans la construction d'une réponse quant à la problématique proposée par cette thèse. Cela introduit également un second axe de réflexion qui est l'étude d'un processus de valorisation par méthanisation incluant, en plus d'un réacteur, les étapes de collecte, stockage/prétraitement et valorisation. Quatre autres facteurs apparaissent enfin, comme influant sur la faisabilité de la méthanisation urbaine, soit les aspects sociétaux, environnementaux, politiques et économiques. La prise en compte du facteur environnemental sera l'objet du troisième axe de réflexion à travers la valorisation énergétique de la méthanisation.

Le Chap. III étudie l'approche systémique de la méthanisation urbaine en proposant l'expérimentation d'un second axe de réflexion ; l'étude d'un processus de valorisation à des déchets urbains par méthanisation. La première étape a consisté en une succession d'analyses sur la pertinence des gisements et ceux afin de valider ou d'invalider leurs emplois par méthanisation. BP, DA et DV ont été déterminés comme substrat principaux suite à ces analyses, Paille et Serviette sont, elles, considérées comme de potentiels substrats secondaires. L'emploi de déchets réels a ainsi permis de simuler leurs comportements tout au long du processus de valorisation. La décantation, le séchage et l'ensilage, respectivement des BP, DA et DV, se sont avérés efficaces afin de réaliser une réduction des volumes de déchets à traiter ainsi que pour palier à la saisonnalité et à leurs besoins de stockage. L'étude de la méthanisation s'est ensuite faite en deux étapes, la première, préliminaire, a été menée à échelle paillasse afin de valider de la pertinence de la co-digestion par rapport à la mono-digestion. La seconde, à échelle laboratoire dans un réacteur de 30 L, a, elle, permis, de conclure sur la possibilité de mener la méthanisation par co-digestion à 37°C avec un TRH de 30-35 jours. La production de méthane a été de 294 et 321 L CH₄/kg MV, pour respectivement une CO de 0,5 kg MV/m³/jour et de 1 MV/m³/jour.

Le quatrième Chap. de cette thèse a pour objectif de rassembler les données précédemment obtenues afin de construire un modèle de valorisation par méthanisation, intégré à l'échelle urbaine. D'après les données du Chap II, un « quartier standard » comprenant 500 habitants et présentant des productions de déchets connues, a été déterminé. Le couplage de ces données avec les valeurs expérimentales du Chap III a ensuite, permis de déterminer la fraction de chaque gisement de déchet traité, pour les CO appliquées. On constate alors que les conditions opératoires proposées par cette étude permettent de traiter jusqu'à 66% des BP mais nécessiterait d'être reconsidérées afin d'améliorer la gestion des DA et DV. Des éléments, quant à l'optimisation des paramètres de conduite du réacteur, sont également proposés. Par la suite, le Chapitre aborde l'efficacité énergétique du processus de méthanisation. Cette étape permet d'identifier le prétraitement, le chauffage du réacteur et la valorisation du digestat comme les étapes les plus coûteuses en énergie. L'emploi des prétraitements permet toutefois de diminuer les volumes de gisement, entraînant une meilleure intégration des procédés et une baisse de leurs demandes énergétiques. Le coût des transports apparaît également comme minimisé par une intégration urbaine et une distance optimisée en fonction des gisements. La charge organique appliquée est identifiée comme essentielle au vu des résultats obtenus. Les bilans étant négatif pour une CO de 0,5 kg MV/m³/jour mais excédentaire en énergie pour une CO de 1 kg MV/m³/jour. La valorisation de l'énergie produite à l'échelle d'un quartier représente cependant moins de 5% des dépenses énergétiques annuelles. La majeure partie de cette énergie l'est toutefois sous forme de chaleur, renforçant l'intérêt d'une installation de la méthanisation proche des habitations.

Concernant la réponse à la question posée par cette thèse quant à la faisabilité de la méthanisation à l'échelle urbaine, les résultats obtenus mettent en lumière que :

- Le procédé de méthanisation in situ, semble réservé à de nouvelles habitations ou à des projets de réhabilitation, mais peu adapté pour des quartiers déjà construits.
- Le procédé apparaît comme réalisable pour la valorisation des déchets urbains par l'emploi d'une co-digestion.
- La méthanisation présente un bilan énergétique positif pour une CO d'au moins 1 kg MV/m³/jour
- Contrairement à la méthanisation ex-situ, l'intégration du procédé à l'échelle urbaine permet une valorisation calorifique de l'énergie produite tout en limitant les coûts de transport du processus.

Certains prérequis sont toutefois identifiés :

- Afin de pallier la saisonnalité des déchets, des procédés de prétraitement et de stockage sont nécessaires à la méthanisation.
- La réduction de la taille des installations pour l'intégration du processus en zone urbaine, implique l'emploi de prétraitements spécifiques.
- Considérant les faibles productions d'énergies identifiées, les technologies à implanter se doivent d'être simples et sobres en énergie.
- L'emploi d'un récupérateur de chaleur apparaît comme essentiel afin d'éviter les pertes calorifiques et ainsi obtenir des bilans énergétiques positifs.
- Une zone d'épandage doit être disponible proche du quartier, pour l'emploi du lixiviat et ceux afin d'éviter des coûts supplémentaires liés à son transport ou son séchage.

Perspectives Générales

Les conclusions de cette thèse permettent d'apporter un certain nombre d'éléments quant à la question de la faisabilité de la méthanisation à l'échelle urbaine. Néanmoins, afin d'établir un modèle de préservation des ressources tel que défini en [Figure 1](#), plusieurs connaissances restent encore à développer. Nous dressons ainsi, dans les paragraphes suivants, un rapide aperçu des perspectives de ces travaux :

Dans cette étude, l'aire du quartier se borne à 550 logements et ne prend, de plus, pas en compte les possibles infrastructures telles que des restaurants, des écoles ou des crèches... Toutefois, afin de réaliser un inventaire plus exhaustif des gisements de déchets disponibles (et de leurs volumes) ainsi que des consommations énergétiques, ces éléments nécessiteraient d'être étudiés. L'évolution actuelle des espaces péri-urbains, constatée avec l'apparition de projets de ferme urbaine notamment, est de plus, un point qui nous semble pertinent d'inclure pour de futurs développements de ce sujet. La prise en compte de l'élargissement de l'aire urbaine sur les volumes et types de déchets serait ainsi, à inclure lors de la reconsidération du MIX employé pour la méthanisation.

L'aboutissement des démarches initiées dans ces travaux, quant à la détermination de la biodégradabilité des substrats, permettrait également d'affiner le choix des déchets sélectionnés. In fine, elle devrait permettre une aide à la décision pour valoriser les déchets en fonction de leurs compositions, par méthanisation ou par d'autres procédés de traitement.

Si lors de ces travaux, il a été pris en compte des procédés de prétraitement et de stockage, plusieurs étapes nécessiteraient elles aussi, d'être considérées. Ainsi, la collecte et l'hygiénisation seraient à étudier vis-à-vis de leurs impacts sur la MV et sur les performances de la méthanisation. On peut notamment citer les études de Georgiopoulou, Lyberatos et Gao [400,411] qui ont récemment entrepris des recherches en ce sens.

Comme évoqué précédemment, l'optimisation de la composition du substrat entrant, nous apparaît comme un point important de ces perspectives. Il s'accompagne également, d'un travail nécessaire, sur les conditions opératoires de la méthanisation. En effet, une meilleure prise en compte de ces éléments permettrait, d'augmenter les bénéfices de la valorisation énergétique réalisée, tout en maximisant ses capacités à traiter les gisements de déchets urbains. Les interactions entre les différents procédés de valorisation telles que les couplages méthanisation-pyrolyse et/ou méthanisation-compostage, sont également des voies de développement pluridisciplinaires pertinentes. Elles nécessitent toutefois d'admettre une parfaite connaissance des gisements disponibles, notamment leurs profils physico-chimiques. A ce titre, les recherches récentes menées par Manns et al., peuvent être mentionnées [412].

L'étude du digestat produit, peu développé dans cette étude, est néanmoins un point essentiel pour garantir la durabilité du processus mis en œuvre. Pour compléter ces travaux il nous apparaît important, dans un premier temps, de s'assurer de l'innocuité du digestat puis de déterminer ses bénéfices agricoles potentiels. A l'échelle d'un projet urbain, il pourrait par la suite être déterminé, les capacités d'accueil par épandage, des zones agricoles proches du

quartier. Cela afin de déterminer la fraction de digestat employable localement et celle devant être transportée ou traitée. Le traitement du lixiviat pourrait alors être entrepris par séchage ou par des procédés biologiques secondaires, nécessitant la prise en compte de zones de rejet végétalisées dans l'espace urbain.

On constate au vu des bilans énergétiques, qu'un certain nombre de données techniques seraient également nécessaires, relatives notamment, à la mise en œuvre des procédés. Ces données pourraient être obtenues par de l'expérimentation à échelle pilote dans un quartier, comme présentée à titre d'exemple à Sneek. Les valeurs employées, notamment pour les pompes, systèmes d'alimentation et isolations thermiques, pourraient ainsi être renseignées au plus juste d'une application à taille réelle.

Enfin, bien que le procédé apparaisse comme possible d'un point de vue technique, il subsiste un manque de connaissance sur les aspects environnementaux, sociaux et économiques, liés à son intégration à échelle urbaine. Pour le premier point, on constate une multiplication du nombre d'études sur la méthanisation incluant de l'ACV. Ces études permettent ainsi de progressivement établir des conclusions sur cet aspect. Toutefois, de nombreux critères sociaux et économiques restent à investiguer afin de parvenir à l'établissement d'un procédé durable. Il n'en demeure pas moins, que la méthanisation présente plusieurs avantages relatifs à ces questions. Ainsi d'un point de vue social, le procédé permet une valorisation des déchets, tout en garantissant un bénéfice énergétique aux habitations proches. La production de compost, issue du digestat peut également être valorisée localement pour des jardins et des cultures. Cela, questionne toutefois sur l'acceptabilité des procédés de traitement des déchets, intégrés en zone urbaine. L'emploi de compost ou d'épandage issus de la valorisation des eaux usées étant également un sujet de débat. Enfin, le processus de méthanisation nécessite une implication des habitants pour la collecte de la fraction organique des déchets, notamment alimentaires, qu'il serait nécessaire d'évaluer [58]. D'un point de vue économique, les bénéfices énergétiques de la méthanisation sont démontrés dans cette étude. Ces bénéfices sont de plus, à mettre en parallèle des économies engendrées par la substitution à des procédés de traitement conventionnels. Néanmoins, avant l'installation du procédé, les coûts des infrastructures impliquées par l'ensemble du système, doivent être évalués. Une intégration ne sera alors possible que si le processus s'avère économiquement viable et ce malgré une installation en zone urbaine. Ainsi l'ensemble de ces réponses, abordant une pluridisciplinarité certaine, permettrait, pour les auteurs de cette thèse, de répondre pleinement à la question de la faisabilité de la méthanisation à l'échelle urbaine.

○ Références

- [1] Moletta R. La méthanisation (3^e Éd.). Libr Lavoisier 2015.
<http://www.lavoisier.fr/livre/environnement/la-methanisation-3e-ed/moletta/descriptif-9782743019914> (accessed March 4, 2016).
- [2] Marchaim U. Biogas processes for sustainable development. Food & Agriculture Org.; 1992.
- [3] Khanal SK, editor. Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications. Ames, Iowa: Blackwell; 2008.
- [4] Chanakya HN, Moletta R. Technologies émergentes de biométhanisation de la biomasse végétale en Inde 2005.
- [5] Chen L, Zhao L, Ren C, Wang F. The progress and prospects of rural biogas production in China. *Energy Policy* 2012;51:58–63. doi:10.1016/j.enpol.2012.05.052.
- [6] Moletta R. Le biogaz « à la ferme » 2003.
- [7] De Baere L, Mattheeuws B. Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste in Europe 2008:518–25.
- [8] Berger S, Couturier C. La Méthanisation En Milieu Rural. Méthanisation 2e Ed, Paris: LAVOISSIER; 2011, p. 552.
- [9] Hjort-Gregersen K, Moller HB, Sommer SG, Birkmose T, Nielsen LH. Probiogas : Promotion of Biogas for Electricity and Heat Production in EU countries. Economic and Environmental Benefits of Biogas from Centralised co-digestion 2007.
- [10] Cours des Comptes. L'usine de traitement des déchets Amétyst de Montpellier : un pari sur un processus industriel complexe. Cours des Comptes; 2017.
- [11] ATEE Club Biogaz. COMMUNAUTE URBAINE LILLE METROPOLE,CENTRE DE VALORISATION ORGANIQUE 2011.
http://atee.fr/sites/default/files/2011_fiche_lillemetropole_clubbiogaz.pdf.
- [12] EPTISA. ENVIRONMENTAL MANAGEMENT, HEALTH AND ENERGY COMPETENCE UNIT 2009.
<http://www.eptisa.com/ficheros/energy-sector-booklet.pdf>.
- [13] Sinoe. Carte des unités de méthanisation et de biogaz n.d.
<http://carto.sinoe.org/carto/methanisation/flash/> (accessed April 6, 2016).
- [14] Baudez J-C, Bendoula R, Peu P. Quels besoins de recherche dans le domaine de la digestion anaérobie des boues résiduaires ? ONEMA; 2014.
- [15] Hilkih Igoni A, Ayotamuno MJ, Eze CL, Ogaji SOT, Probert SD. Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. *Appl Energy* 2008;85:430–8. doi:10.1016/j.apenergy.2007.07.013.
- [16] De Baere L. Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future? *Water Sci Technol J Int Assoc Water Pollut Res* 2006;53:187–94.
- [17] Commissariat Général Au Développement Durable. Objectifs énergétiques Europe 2020 : la France doit poursuivre ses efforts pour les énergies renouvelables 2014.
<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/CS547.pdf> (accessed April 8, 2016).
- [18] Ademe. Visions Energie Climat 2030/2050 2014.
- [19] Circulaire du 10 janvier 2012. 2012.
- [20] Boëdec M. Nature en ville : 81 projets d'aménagements exemplaires – – Environnement-magazine.fr. *Environ Mag* 2016. <http://www.environnement-magazine.fr/article/47881-l-interprofession-du-paysage-recompense-81-projets/> (accessed July 26, 2016).
- [21] LOI n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte. 2015.
- [22] Bomstein D. Tout savoir sur les financements européens pour l'environnement – – Environnement-magazine.fr. *Environ Mag* 2016. <http://www.environnement-magazine.fr/article/47552-tout-savoir-sur-les-financements-europeens-pour-l-environnement/> (accessed July 26, 2016).

- [23] Radisson L. Biogaz : une ordonnance pour booster les 300 projets d'injection en attente. *Actu-Environ* 2016. <http://www.actu-environnement.com/ae/news/biogaz-biomethane-injection-ordonnance-2016-411-appels-offres-investissements-participatifs-26570.php4> (accessed April 12, 2016).
- [24] Canto A. Paris vise 50 % de recyclage – Déchets & Recyclage – *Environnement-magazine.fr*. *Environ Mag* 2016. <http://www.environnement-magazine.fr/article/46931-paris-vise-50-de-recyclage/> (accessed April 8, 2016).
- [25] Laperche D. Paris prépare le tri à la source des biodéchets. *Actu-Environ* 2016. <http://www.actu-environnement.com/ae/news/paris-prepare-tri-a-la-source-des-biodechets-26257.php4> (accessed April 8, 2016).
- [26] Boughriet R. La collecte des déchets à la croisée des chemins 2016. <http://www.actu-environnement.com/ae/dossiers/dechets-collecte/croisee-chemins.php> (accessed April 8, 2016).
- [27] Brest Métropole. Rapport Annuel dechets 2014.pdf 2014. http://www.brest.fr/fileadmin/user_upload/Ecologie_urbaine/Dechets/Fichiers/Rapport%20Annuel%20dechets%202014.pdf (accessed April 8, 2016).
- [28] Boëdec M. Innovation urbaine : cinq nouveaux démonstrateurs émergent – *Environnement-magazine.fr*. *Environ Mag* 2016. <http://www.environnement-magazine.fr/article/46918-innovation-urbaine-cinq-nouveaux-demonstrateurs-emergent/> (accessed April 8, 2016).
- [29] Yigitcanlar T, Dur F. Developing a Sustainability Assessment Model: The Sustainable Infrastructure, Land-Use, Environment and Transport Model. *Sustainability* 2010;2:321–40. doi:10.3390/su2010321.
- [30] Jacobs J. *The Death and Life of Great American Cities*. Reissue edition. Vintage; 1992.
- [31] Jacobs J. *Cities and the Wealth of Nations*. Reprint edition. Vintage; 1985.
- [32] Jacobs J. *The Economy of Cities*. First Pr. edition. Vintage; 1970.
- [33] Scarlett L. Introduction: Cities and Sustainability. *Sustain. Dev. Law Policy*, 2011.
- [34] Freiburg. GreenCity : Approaches to sustainability 2016. http://www.freiburg.de/pb/site/Freiburg/get/params_E-680488302/640888/GreenCity_E2017.pdf (accessed June 14, 2017).
- [35] Jabareen YR. Sustainable Urban Forms: Their Typologies, Models, and Concepts. *J Plan Educ Res* 2006;26:38–52. doi:10.1177/0739456X05285119.
- [36] Esnouf C, Russel M, Bricas N. duALIne : Rapport Complet 2011. http://www.cirad.fr/content/download/5873/56749/version/3/file/duALIne_RapportComplet_nov2011.pdf (accessed April 8, 2016).
- [37] Hough M. *Cities and Natural Process: A Basis for Sustainability*. Routledge; 2004.
- [38] Berg PG, Nycander G. *Sustainable neighbourhoods : a qualitative model for resource management in communities* 1997.
- [39] Fraker H. *Why Urban Sustainability at Neighborhood Scales* 2013.
- [40] Huang AGV, Soubotin KMN. Hammarby Sjostad : A Case Study 2007:82.
- [41] Malmö: Bo01, City of Tomorrow: European Building Exhibition and sustainable n.d. <http://infohouse.p2ric.org/ref/24/23390.htm> (accessed April 11, 2016).
- [42] Persson B, Arkus. *The Western Harbour: experiences and lessons learned from Malmö, Sweden*. Malmö: Arkus; 2013.
- [43] Wulf S, Jäger P, Döhler H. Balancing of greenhouse gas emissions and economic efficiency for biogas-production through anaerobic co-fermentation of slurry with organic waste. *Agric Ecosyst Environ* 2006;112:178–85. doi:10.1016/j.agee.2005.08.017.
- [44] Kampelmann S. Mesurer l'économie circulaire à l'échelle territoriale. *Rev OFCE* 2016:161–84.
- [45] Pan S-Y, Du MA, Huang I-T, Liu I-H, Chang E-E, Chiang P-C. Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system: a review. *J Clean Prod* 2015;108, Part A:409–21. doi:10.1016/j.jclepro.2015.06.124.
- [46] FranceAgriMer. VALORISATION DES DECHETS VERTS EN FRANCE 2015.

- [47] ADEME. La composition des ordures ménagères et assimilées en France [campagne nationale de caractérisation 2007. Angers: ADEME; 2010.
- [48] ADEME. Guide technique : La gestion des déchets verts 2001.
- [49] Ventour L, WRAP (Organization). The food we waste. Banbury: WRAP; 2008.
- [50] Eklind Y, Kirchmann H. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: carbon turnover. *Bioresour Technol* 2000;74:115–124.
- [51] ADEME. Déchets ADEME 2015. ADEME EDITION; 2015.
- [52] ADEME. ESTIMATION DES GISEMENTS POTENTIELS DE SUBSTRATS UTILISABLES EN METHANISATION 2013.
http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/88252_gisements-substrats-methanisation.pdf (accessed August 4, 2016).
- [53] Thamsiroj T, Murphy JD. Modelling mono-digestion of grass silage in a 2-stage CSTR anaerobic digester using ADM1. *Bioresour Technol* 2011;102:948–59.
 doi:10.1016/j.biortech.2010.09.051.
- [54] Zhang R, El-Mashad HM, Hartman K, Wang F, Rapport J, Choate C, et al. Characterization of Food and Green Wastes As Feedstock for Anaerobic Digesters 2005.
- [55] Triolo JM, Pedersen L, Qu H, Sommer SG. Biochemical methane potential and anaerobic biodegradability of non-herbaceous and herbaceous phytomass in biogas production. *Bioresour Technol* 2012;125:226–32. doi:10.1016/j.biortech.2012.08.079.
- [56] Hertel S, Navarro P, Körner I. Biogas and nutrients from blackwater, lawn cuttings and grease trap residues—experiments for Hamburg’s Jenfelder Au district 2015.
<http://link.springer.com/article/10.1186/s13705-015-0057-5> (accessed August 4, 2016).
- [57] Rao PV, Baral SS, Dey R, Mutnuri S. Biogas generation potential by anaerobic digestion for sustainable energy development in India. *Renew Sustain Energy Rev* 2010;14:2086–94.
 doi:10.1016/j.rser.2010.03.031.
- [58] Bernstad A. Household food waste management—Evaluations of current status and potential improvements using life-cycle assessment methodology. 2012.
- [59] Kayhanian M. Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high-solids anaerobic digester. *Waste Manag Res* 1995;13:123–136.
- [60] ADEME. ÉTAT DE L’ART DE LA COLLECTE SÉPARÉE ET DE LA GESTION DE PROXIMITÉ DES BIODÉCHETS 2013. http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/89041_etude-biodechets-synthese.pdf (accessed August 3, 2016).
- [61] Campuzano R, González-Martínez S. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Manag* 2016;54:3–12.
 doi:10.1016/j.wasman.2016.05.016.
- [62] Fisgativa H, Tremier A, Dabert P. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Manag* 2016;50:264–74.
 doi:10.1016/j.wasman.2016.01.041.
- [63] Zhang L, Lee Y-W, Jahng D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. *Bioresour Technol* 2011;102:5048–59.
 doi:10.1016/j.biortech.2011.01.082.
- [64] Zhang R, Elmashad H, Hartman K, Wang F, Liu G, Choate C, et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 2007;98:929–35.
 doi:10.1016/j.biortech.2006.02.039.
- [65] Cho JK, Soon CP. BIOCHEMICAL METHANE POTENTIAL AND SOLID STATE ANAEROBIC DIGESTION OF KOREAN FOOD WASTES 1995:245–53.
- [66] Gunaseelan VN. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass Bioenergy* 2004;26:389–99. doi:10.1016/j.biombioe.2003.08.006.
- [67] Hartmann H. Phthalic acid esters found in municipal organic waste. *Water Sci Technol* 2003;48:175–83.

- [68] Hartmann H, Ahring BK. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure. *Water Res* 2005;39:1543–52. doi:10.1016/j.watres.2005.02.001.
- [69] Levén L, Eriksson ARB, Schnürer A. Effect of process temperature on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste: Temperature effects on microbial communities in bioreactors. *FEMS Microbiol Ecol* 2007;59:683–93. doi:10.1111/j.1574-6941.2006.00263.x.
- [70] Gallert C, Winter J. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Appl Microbiol Biotechnol* 1997;48:405–10. doi:10.1007/s002530051071.
- [71] Gioannis GD, Muntoni A, Poletti A, Pomi R, Spiga D. Energy recovery from one- and two-stage anaerobic digestion of food waste. *Waste Manag* 2017;68:595–602. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.013.
- [72] Gómez X, Cuetos MJ, Cara J, Morán A, García AI. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. *Renew Energy* 2006;31:2017–24. doi:10.1016/j.renene.2005.09.029.
- [73] Izumi K, Okishio Y, Nagao N, Niwa C, Yamamoto S, Toda T. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *Int Biodeterior Biodegrad* 2010;64:601–8. doi:10.1016/j.ibiod.2010.06.013.
- [74] Zeshan, Karthikeyan ObuliP, Visvanathan C. Effect of C/N ratio and ammonia-N accumulation in a pilot-scale thermophilic dry anaerobic digester. *Bioresour Technol* 2012;113:294–302. doi:10.1016/j.biortech.2012.02.028.
- [75] Agence de l'eau. Agence de l'Eau Seine Normandie - Les cycles de l'eau - Les eaux usées n.d. <http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=eauxusees> (accessed April 12, 2016).
- [76] Nelson N. SUSTAINABLE IMPLANT 2010.
- [77] Eriksson E, Auffarth K, Henze M, Ledin A. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 2002;4:85–104.
- [78] Alp Ö. Further treatment of digested blackwater for extraction of valuable components. Hamburg: Ges. zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der Techn. Univ. Hamburg-Harburg; 2010.
- [79] Katarzyna K. ANAEROBIC TREATMENT OF CONCENTRATED WASTEWATER IN DESAR CONCEPTS 2005.
- [80] Wendland C. Anaerobic digestion of blackwater and kitchen refuse. Hamburg: Ges. zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der Technischen Univ. Hamburg-Harburg; 2008.
- [81] de Graaff MS, Temmink H, Zeeman G, Buisman CJN. Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT. *Water* 2010;2:101–19. doi:10.3390/w2010101.
- [82] Metcalf et Eddy Inc., Tchobanoglous G, Burton F, Stensel HD. *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse*. London, United States: McGraw-Hill Education - Europe; 2003.
- [83] Miron Y, Zeeman G, van Lier JB, Lettinga G. The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. *Water Res* 2000;34:1705–13. doi:10.1016/S0043-1354(99)00280-8.
- [84] Roman HJ, Burgess JE, Pletschke BI. Enzyme treatment to decrease solids and improve digestion of primary sewage sludge 2006;5:963–7.
- [85] Inoue S, Sawayama S, Ogi T, Yokoyama S. Organic composition of liquidized sewage sludge. *Biomass Bioenergy* 1996;10:37–40. doi:10.1016/0961-9534(95)00056-9.
- [86] Gavala HN, Yenal U, Skiadas IV, Westermann P, Ahring BK. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Res* 2003;37:4561–72. doi:10.1016/S0043-1354(03)00401-9.
- [87] Texte Sénat. La qualité de l'eau et l'assainissement en France (rapport) n.d. <http://www.senat.fr/rap/l02-215-1/l02-215-160.html> (accessed April 12, 2016).
- [88] RECORD. *Revue des filières de traitement/valorisation des boues* 2007.

- [89] Camacho P, Prévot C. Méthanisation des boues. Méthanisation 2e Ed, Lavoisier; 2011, p. 552.
- [90] Song Y-C, Kwon S-J, Woo J-H. Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic- and thermophilic digestion of sewage sludge. *Water Res* 2004;38:1653–62. doi:10.1016/j.watres.2003.12.019.
- [91] Wu J, Zhang JB, Jiang Y, Cao ZP, Poncin S, Li HZ. Impacts of hydrodynamic conditions on sludge digestion in internal circulation anaerobic digester. *Process Biochem* 2012;47:1627–32. doi:10.1016/j.procbio.2012.03.009.
- [92] Dohányos M, Zábranská J, Jeníček P. Enhancement of sludge anaerobic digestion by using of a special thickening centrifuge. *Water Sci Technol* 1997;36:145–153.
- [93] Nah IW, Kang YW, Hwang K-Y, Song W-K. Mechanical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process. *Water Res* 2000;34:2362–2368.
- [94] de la Rubia MA, Perez M, Romero LI, Sales D. Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Process Biochem* 2006;41:79–86. doi:10.1016/j.procbio.2005.03.073.
- [95] Lee I-S, Parameswaran P, Rittmann BE. Effects of solids retention time on methanogenesis in anaerobic digestion of thickened mixed sludge. *Bioresour Technol* 2011;102:10266–72. doi:10.1016/j.biortech.2011.08.079.
- [96] Elbeshbishy E, Nakhla G, Hafez H. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresour Technol* 2012;110:18–25. doi:10.1016/j.biortech.2012.01.025.
- [97] Gomez X, Cuetos MJ, Cara J, Mor?n A, Garc?a AI. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. *Renew Energy* 2006;31:2017–24. doi:10.1016/j.renene.2005.09.029.
- [98] Gunaseelan VN. ANAEROBIC DIGESTION OF BIOMASS FOR METHANE PRODUCTION: A REVIEW. *Biomass Bionenergy* 1997;13:83–114.
- [99] Yu L, Bule M, Ma J, Zhao Q, Frear C, Chen S. Enhancing volatile fatty acid (VFA) and bio-methane production from lawn grass with pretreatment. *Bioresour Technol* 2014;162:243–9. doi:10.1016/j.biortech.2014.03.089.
- [100] Liu G, Zhang R, El-Mashad HM, Dong R. Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. *Bioresour Technol* 2009;100:5103–8. doi:10.1016/j.biortech.2009.03.081.
- [101] Yan S, Li J, Chen X, Wu J, Wang P, Ye J, et al. Enzymatical hydrolysis of food waste and ethanol production from the hydrolysate. *Renew Energy* 2011;36:1259–65. doi:10.1016/j.renene.2010.08.020.
- [102] Buffiere P, Frederic S, Marty B, Delgenes J-P. A comprehensive method for organic matter characterization in solid wastes in view of assessing their anaerobic biodegradability. *Water Sci Technol* 2008;58:1783. doi:10.2166/wst.2008.517.
- [103] Kujawa-Roeleveld K, Zeeman G. Anaerobic Treatment in Decentralised and Source-Separation-Based Sanitation Concepts. *Rev Environ Sci Biotechnol* 2006;5:115–39. doi:10.1007/s11157-005-5789-9.
- [104] Appels L, Baeyens J, Degrève J, Dewil R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Prog Energy Combust Sci* 2008;34:755–81. doi:10.1016/j.pecs.2008.06.002.
- [105] Iacovidou E, Ohandja D-G, Voulvoulis N. Food waste co-digestion with sewage sludge – Realising its potential in the UK. *J Environ Manage* 2012;112:267–74. doi:10.1016/j.jenvman.2012.07.029.
- [106] Siegrist H, Renggli D, Gujer W. Mathematical Modelling of Anaerobic Mesophilic Sewage Sludge Treatment. *Water Sci Technol* 1993;27:25–36.
- [107] Baker JR, Milke MW, Mihelcic JR. Relationship between chemical and theoretical oxygen demand for specific classes of organic chemicals. *Water Res* 1999;33:327–34. doi:10.1016/S0043-1354(98)00231-0.

- [108] Gunaseelan VN. Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition. *Bioresour Technol* 2007;98:1270–7. doi:10.1016/j.biortech.2006.05.014.
- [109] Lesteur M, Bellon-Maurel V, Gonzalez C, Latrille E, Roger JM, Junqua G, et al. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochem* 2010;45:431–40. doi:10.1016/j.procbio.2009.11.018.
- [110] Straka F, Jenicek P, Zabranska J, Dohanyos M, Kuncarova M. Anaerobic fermentation of biomass and wastes with respect to sulfur and nitrogen contents in treated materials. *Proc. The 11th Int. Waste Manag. Landfill Symp.*, 2007.
- [111] Maki LR. Experiments on the microbiology of cellulose decomposition in a municipal sewage plant. *Antonie Van Leeuwenhoek* 1954;20:185–200.
- [112] Noike T, Endo G, Chang J-E, Yaguchi J-I, Matsumoto J-I. Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion. *Biotechnol Bioeng* 1985;27:1482–1489.
- [113] Belitz H-D, Grosch W, Schieberle P. *Food Chemistry*. Springer Science & Business Media; 2009.
- [114] Elefsiniotis P, Oldham WK. Substrate degradation patterns in acid-phase anaerobic digestion of municipal primary sludge. *Environ Technol* 1994;15:741–51. doi:10.1080/09593339409385480.
- [115] Dong L, Zhenhong Y, Yongming S. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). *Bioresour Technol* 2010;101:2722–8. doi:10.1016/j.biortech.2009.12.007.
- [116] Kaluzny MA, Duncan LA, Merritt MV, Epps DE. Rapid separation of lipid classes in high yield and purity using bonded phase columns. *J Lipid Res* 1985;26:135–140.
- [117] Lowry OH, Rosebrough NJ, Farr AL, Randall RJ, others. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J Biol Chem* 1951;193:265–275.
- [118] Chandler JA, Jewell WJ, Gossett JM, Van Soest PJ, Robertson JB. Predicting methane fermentation biodegradability. *Biotechnol Bioeng Symp U. S., Research Org.: Cornell Univ., Ithaca, NY*: 1980.
- [119] Komilis DP, Ham RK. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Manag* 2003;23:419–23. doi:10.1016/S0956-053X(03)00062-X.
- [120] Van Soest PJ, Robertson JB, Lewis BA, others. Symposium: carbohydrate methodology, metabolism, and nutritional implications in dairy cattle. *J Dairy Sci* 1991;74:3583–3597.
- [121] Carballo T, Gil MV, Gómez X, González-Andrés F, Morán A. Characterization of different compost extracts using Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) and thermal analysis. *Biodegradation* 2008;19:815–30. doi:10.1007/s10532-008-9184-4.
- [122] Cuetos MJ, Morán A, Otero M, Gómez X. Anaerobic co-digestion of poultry blood with OFMSW: FTIR and TG–DTG study of process stabilization. *Environ Technol* 2009;30:571–82. doi:10.1080/09593330902835730.
- [123] Chen X, Yan W, Sheng K, Sanati M. Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. *Bioresour Technol* 2014;154:215–21. doi:10.1016/j.biortech.2013.12.054.
- [124] Sosnowski P, Wiczorek A, Ledakowicz S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Adv Environ Res* 2003;7:609–616.
- [125] Rajagopal R, Lim JW, Mao Y, Chen C-L, Wang J-Y. Anaerobic co-digestion of source segregated brown water (feces-without-urine) and food waste: For Singapore context. *Sci Total Environ* 2013;443:877–86. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.11.016.
- [126] Siddiqui Z, Horan NJ, Anaman K. Optimisation of C:N Ratio for Co-Digested Processed Industrial Food Waste and Sewage Sludge Using the BMP Test. *Int J Chem React Eng* 2011;9. doi:10.1515/1542-6580.2327.
- [127] Elsayed M, Andres Y, Blél W, Gad A, Ahmed A. Effect of VS organic loads and buckwheat husk on methane production by anaerobic co-digestion of primary sludge and wheat straw. *Energy Convers Manag* 2016;117:538–47. doi:10.1016/j.enconman.2016.03.064.

- [128] Amir S, Jouraiphy A, Meddich A, El Gharous M, Winterton P, Hafidi M. Structural study of humic acids during composting of activated sludge-green waste: Elemental analysis, FTIR and ¹³C NMR. *J Hazard Mater* 2010;177:524–9. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.12.064.
- [129] Hammes K, Smernik RJ, Skjemstad JO, Herzog A, Vogt UF, Schmidt MWI. Synthesis and characterisation of laboratory-charred grass straw (*Oryza sativa*) and chestnut wood (*Castanea sativa*) as reference materials for black carbon quantification. *Org Geochem* 2006;37:1629–33. doi:10.1016/j.orggeochem.2006.07.003.
- [130] Cheung SW, Anderson BC. Laboratory investigation of ethanol production from municipal primary wastewater solids. *Bioresour Technol* 1997;59:81–96. doi:10.1016/S0960-8524(96)00109-5.
- [131] Pokoo-Aikins G, Heath A, Mentzer RA, Sam Mannan M, Rogers WJ, El-Halwagi MM. A multi-criteria approach to screening alternatives for converting sewage sludge to biodiesel. *J Loss Prev Process Ind* 2010;23:412–20. doi:10.1016/j.jlp.2010.01.005.
- [132] Frederickson J, Butt KR, Morris RM, Daniel C. Combining vermiculture with traditional green waste composting systems. *5th Int Symp Earthworm Ecol* 1997;29:725–30. doi:10.1016/S0038-0717(96)00025-9.
- [133] Zorpas AA, Kapetanios E, Zorpas GA, Karlis P, Vlyssides A, Haralambous I, et al. Compost produced from organic fraction of municipal solid waste, primary stabilized sewage sludge and natural zeolite. *J Hazard Mater* 2000;77:149–59. doi:10.1016/S0304-3894(00)00233-8.
- [134] Cresson R, Carrère H, Delgenès JP, Bernet N. Biofilm formation during the start-up period of an anaerobic biofilm reactor—Impact of nutrient complementation. *Biochem Eng J* 2006;30:55–62. doi:10.1016/j.bej.2006.02.002.
- [135] Godon J-J. Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation. *Moletta R Méthanisation* 2008:61–85.
- [136] García-Gen S, Lema JM, Rodríguez J. Generalised modelling approach for anaerobic co-digestion of fermentable substrates. *Bioresour Technol* 2013;147:525–33. doi:10.1016/j.biortech.2013.08.063.
- [137] Harper SR, Pholand FG. Recent Developments in Hydrogen Management During Anaerobic Biological Wastewater Treatment. *Biotechnol Bioeng* 1986;XXVIII:585–602.
- [138] Rotaru A-E, Shrestha PM, Liu F, Shrestha M, Shrestha D, Embree M, et al. A new model for electron flow during anaerobic digestion: direct interspecies electron transfer to *Methanosaeta* for the reduction of carbon dioxide to methane. *Energy Env Sci* 2014;7:408–15. doi:10.1039/C3EE42189A.
- [139] Sperling M von, Chernicharo CA de L. Biological wastewater treatment in warm climate regions. Vol. 1: [...]. London: IWA [u.a.]; 2005.
- [140] Sun J. Isolation and characterization of cellulose from sugarcane bagasse. *Polym Degrad Stab* 2004;84:331–9. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2004.02.008.
- [141] Åkerholm M, Hinterstoisser B, Salmén L. Characterization of the crystalline structure of cellulose using static and dynamic FT-IR spectroscopy. *Carbohydr Res* 2004;339:569–78. doi:10.1016/j.carres.2003.11.012.
- [142] Hanaki K, Matsuo T, Nagase M. Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnol Bioeng* 1981;23:1591–1610.
- [143] Lyberatos G, Skiadas IV. Modelling of anaerobic digestion—a review. *Glob Nest Int J* 1999;1:63–76.
- [144] Mata-Alvarez J, editor. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. London: IWA; 2003.
- [145] Hertel S, Navarro P, Deegener S, Körner I. Biogas and nutrients from blackwater, lawn cuttings and grease trap residues—experiments for Hamburg’s Jenfelder Au district. *Energy Sustain Soc* 2015;5:29. doi:10.1186/s13705-015-0057-5.
- [146] Maunoir S. Influence d’additifs minéraux sur la digestion anaérobie. *Th Dr Univ Montp II* 1991:229.

- [147] Stams AJM, de Bok FAM, Plugge CM, van Eekert MHA, Dolging J, Schraa G. Exocellular electron transfer in anaerobic microbial communities. *Environ Microbiol* 2006;8:371–82. doi:10.1111/j.1462-2920.2006.00989.x.
- [148] Siegert I, Banks C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. *Process Biochem* 2005;40:3412–8. doi:10.1016/j.procbio.2005.01.025.
- [149] Siriwongrungson V, Zeng RJ, Angelidaki I. Homoacetogenesis as the alternative pathway for H₂ sink during thermophilic anaerobic degradation of butyrate under suppressed methanogenesis. *Water Res* 2007;41:4204–10. doi:10.1016/j.watres.2007.05.037.
- [150] Hattori S. Syntrophic acetate-oxidizing microbes in methanogenic environments. *Microbes Environ JSME* 2008;23:118–27.
- [151] Chen Y, Cheng JJ, Creamer KS. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresour Technol* 2008;99:4044–64. doi:10.1016/j.biortech.2007.01.057.
- [152] Bernet N, Buffière P. Caractérisation de la mise en oeuvre de la méthanisation. *Méthanisation 2e Ed*, Paris: Lavoisier; 2011, p. 552.
- [153] Speece RE. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. *Environ Sci Technol* 1983;17:416A-427A. doi:10.1021/es00115a001.
- [154] Girault R. Etude des cinétiques de dégradation anaérobie et des interactions entre substrats organiques : impact sur les filières de co-digestion. Rennes 1, 2011.
- [155] Sasaki D, Hori T, Haruta S, Ueno Y, Ishii M, Igarashi Y. Methanogenic pathway and community structure in a thermophilic anaerobic digestion process of organic solid waste. *J Biosci Bioeng* 2011;111:41–6. doi:10.1016/j.jbiosc.2010.08.011.
- [156] Bryant MP, Campbell LL, Reddy CA, Crabill MR. Growth of *Desulfovibrio* in lactate or ethanol media low in sulfate in association with H₂-utilizing methanogenic bacteria. *Appl Environ Microbiol* 1977;33:1162–1169.
- [157] Hansen KH, Angelidaki I, Ahring BK. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Res* 1998;32:5–12.
- [158] Colleran S, Pender S. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of sulphate-containing wastewaters. *Water Sci Technol* 2002;45:231–5.
- [159] Lovley DR, Phillips EJ. Competitive mechanisms for inhibition of sulfate reduction and methane production in the zone of ferric iron reduction in sediments. *Appl Environ Microbiol* 1987;53:2636–2641.
- [160] Yenigün O, Demirel B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochem* 2013;48:901–11. doi:10.1016/j.procbio.2013.04.012.
- [161] McInerney MJ, Bryant MP. Basic Principles of Bioconversions in Anaerobic Digestion and Methanogenesis. In: Sofer SS, Zaborsky OR, editors. *Biomass Convers. Process. Energy Fuels*, Boston, MA: Springer US; 1981, p. 277–96.
- [162] Van Lier JB, Grolle KC, Frijters CT, Stams AJ, Lettinga G. Effects of acetate, propionate, and butyrate on the thermophilic anaerobic degradation of propionate by methanogenic sludge and defined cultures. *Appl Environ Microbiol* 1993;59:1003–1011.
- [163] Taherzadeh MJ, Karimi K. Pretreatment of Lignocellulosic Wastes to Improve Ethanol and Biogas Production: A Review. *Int J Mol Sci* 2008;9:1621–51. doi:10.3390/ijms9091621.
- [164] Yoon Y-M, Kim S-H, Shin K-S, Kim C-H. Effects of Substrate to Inoculum Ratio on the Biochemical Methane Potential of Piggery Slaughterhouse Wastes. *Asian-Australas J Anim Sci* 2014;27:600–7. doi:10.5713/ajas.2013.13537.
- [165] Khalid A, Arshad M, Anjum M, Mahmood T, Dawson L. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Manag* 2011;31:1737–44. doi:10.1016/j.wasman.2011.03.021.
- [166] Ağdağ ON, Sponza DT. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *J Hazard Mater* 2007;140:75–85. doi:10.1016/j.jhazmat.2006.06.059.

- [167] Lo HM, Kurniawan TA, Sillanpää MET, Pai TY, Chiang CF, Chao KP, et al. Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors. *Bioresour Technol* 2010;101:6329–35. doi:10.1016/j.biortech.2010.03.048.
- [168] Comino E, Rosso M, Riggio V. Development of a pilot scale anaerobic digester for biogas production from cow manure and whey mix. *Bioresour Technol* 2009;100:5072–8. doi:10.1016/j.biortech.2009.05.059.
- [169] Girault R, Peu P, Béline F, Lendormi T, Guillaume S. Caractéristiques des substrats et interactions dans les filières de co-digestion: cas particulier des co-substrats d'origine agro-industrielle. *Sci Eaux Territ* 2013;44–53.
- [170] Stams AJ, Grolle KC, Frijters CT, Van Lier JB. Enrichment of thermophilic propionate-oxidizing bacteria in syntrophy with *Methanobacterium thermoautotrophicum* or *Methanobacterium thermoformicum*. *Appl Environ Microbiol* 1992;58:346–352.
- [171] Smith DP, McCarty PL. Energetic and rate effects on methanogenesis of ethanol and propionate in perturbed CSTRs. *Biotechnol Bioeng* 1989;34:39–54.
- [172] Bryant MP, Wolin EA, Wolin MJ, Wolfe RS. *Methanobacillus omelianskii*, a symbiotic association of two species of bacteria. *Arch Für Mikrobiol* 1967;59:20–31. doi:10.1007/BF00406313.
- [173] Decker K, Jungermann K, Thauer RK. Energy production in anaerobic organisms. *Angew Chem Int Ed Engl* 1970;9:138–158.
- [174] Thauer RK, Jungermann K, Decker K. Energy Conservation in Chemotrophic Anaerobic Bacteria. *Am Soc Microbiol* 1977:100–80.
- [175] Isa Z, Grusenmeyer S, Verstraete W. Sulfate reduction relative to methane production in high-rate anaerobic digestion: microbiological aspects. *Appl Environ Microbiol* 1986;51:580–587.
- [176] Klüber HD, Conrad R. Effects of nitrate, nitrite, NO and N₂O on methanogenesis and other redox processes in anoxic rice field soil. *FEMS Microbiol Ecol* 1998;25:301–18.
- [177] Noyola A. Technologies de traitement des effluents urbains dans les pays chauds. Méthanisation 2e Ed, Paris: Lavoisier; 2011, p. 552.
- [178] Noyola A, Padilla-Rivera A, Morgan-Sagastume JM, Güereca LP, Hernández-Padilla F. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *CLEAN - Soil Air Water* 2012;40:926–32. doi:10.1002/clen.201100707.
- [179] Qiao W, Yan X, Ye J, Sun Y, Wang W, Zhang Z. Evaluation of biogas production from different biomass wastes with/without hydrothermal pretreatment. *Renew Energy* 2011;36:3313–8. doi:10.1016/j.renene.2011.05.002.
- [180] O'Flaherty V, Mahony T, O'Kennedy R, Colleran E. Effect of pH on growth kinetics and sulphide toxicity thresholds of a range of methanogenic, syntrophic and sulphate-reducing bacteria. *Process Biochem* 1998;33:555–69.
- [181] Palmowski LM, Müller JA. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. *Water Sci Technol* 2000;41:155–62.
- [182] Alphenaar PA, Visser A, Lettinga G. THE EFFECT OF LIQUID UPWARD VELOCITY AND HYDRAULIC RETENTION TIME ON GRANULATION IN UASB REACTORS TREATING WASTEWATER WITH A HIGH SULPHATE CONTENT. *Bioresour Technol* 1993:249–58.
- [183] Kim JK, Oh BR, Chun YN, Kim SW. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. *J Biosci Bioeng* 2006;102:328–32. doi:10.1263/jbb.102.328.
- [184] Bolzonella D, Pavan P, Battistoni P, Cecchi F. Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. *Process Biochem* 2005;40:1453–60. doi:10.1016/j.procbio.2004.06.036.
- [185] Hernández M. Hydrogen production from anaerobic co-digestion of coffee mucilage and swine manure. 2012.
- [186] Nurliyana MY, H'ng PS, Rasmina H, Kalsom MSU, Chin KL, Lee SH, et al. Effect of C/N ratio in methane productivity and biodegradability during facultative co-digestion of palm oil mill effluent and empty fruit bunch. *Ind Crops Prod* 2015;76:409–15. doi:10.1016/j.indcrop.2015.04.047.

- [187] Parkin GF, Owen WF. Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. *J Environ Eng* 1986;112:867–920.
- [188] Sung S, Liu T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. *Chemosphere* 2003;53:43–52. doi:10.1016/S0045-6535(03)00434-X.
- [189] Bareha Y, Girault R, Jimenez J, Trémier A. Characterization and prediction of organic nitrogen biodegradability during anaerobic digestion: A bioaccessibility approach. *Bioresour Technol* 2018;263:425–36. doi:https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.085.
- [190] Calli B, Mertoglu B, Inanc B, Yenigun O. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. *Process Biochem* 2005;40:1285–92. doi:10.1016/j.procbio.2004.05.008.
- [191] Jetten MSM, Wagner M, Fuerst J, Loosdrecht M van, Kuenen G, Strous M. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. *Curr Opin Biotechnol* 2001;12:283–8. doi:https://doi.org/10.1016/S0958-1669(00)00211-1.
- [192] Lij? L, Malamis S, Gonz?lez-Garc?a S, Fatone F, Moreira MT, Katsou E. Technical and environmental evaluation of an integrated scheme for the co-treatment of wastewater and domestic organic waste in small communities. *Water Res* 2017;109:173–85. doi:10.1016/j.watres.2016.10.057.
- [193] Vigneron V. Voies de réduction des oxydes d'azote lors de leur injection dans un massif de déchets ménagers et assimilés. 2005. <http://cemadoc.irstea.fr/oa/PUB00019342-voies-reduction-des-oxydes-azote-lors-leur-injecti.html> (accessed June 12, 2017).
- [194] Moletta R, Antonini G, Bernet N. Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires. Paris: Editions TEC & DOC; 2006.
- [195] Huiliñir C, Aspé E, Roeckel M. Modeling of the denitrification/anaerobic digestion process of salmon fishery wastewater in a biofilm tubular reactor. *J Environ Manage* 2011;92:1591–608. doi:10.1016/j.jenvman.2011.01.015.
- [196] Akunna JC, Bizeau C, Moletta R. Denitrification in anaerobic digesters: Possibilities and influence of wastewater COD/N-NO_x ratio. *Environ Technol* 1992;13:825–36. doi:10.1080/09593339209385217.
- [197] Percheron G, Bernet N, Moletta R. Interactions between methanogenic and nitrate reducing bacteria during the anaerobic digestion of an industrial sulfate rich wastewater. *FEMS Microbiol Ecol* 1999;29:341–350.
- [198] Tiedje JM, Sexstone AJ, Myrold DD, Robinson JA. Denitrification: ecological niches, competition and survival. *Antonie Van Leeuwenhoek* 1983;48:569–583.
- [199] Sakaki S. Étude de la production des acides gras volatils à partir de la fermentation acidogène des boues d'épuration des effluents issus d'une usine de pâtes et papiers. Institut national de la recherche scientifique, 2014.
- [200] Wang Q, Kuninobu M, Ogawa HI, Kato Y. Degradation of volatile fatty acids in highly efficient anaerobic digestion. *Biomass Bioenergy* 1999:10.
- [201] Öztürk M. Conversion of acetate, propionate and butyrate to methane under thermophilic conditions in batch reactors. *Water Res* 1991;25:1509–13. doi:10.1016/0043-1354(91)90181-O.
- [202] Gorris LGM, van Deursen JMA, van der Drift C, Vogels GD. Inhibition of propionate degradation by acetate in methanogenic fluidized bed reactors. *Biotechnol Lett* 1989;11:61–6. doi:10.1007/BF01026788.
- [203] Mawson AJ, Earle RL, Larsen VF. Degradation of acetic and propionic acids in the methane fermentation. *Water Res* 1991;25:1549–54. doi:10.1016/0043-1354(91)90187-U.
- [204] Choi E, Rim JM. Competition and Inhibition of Sulfate Reducers and Methane Producers in Anaerobic Treatment. *Water Sci Technol* 1991;23:1259–64.
- [205] Karhadkar PP, Audic J-M, Faup GM, Khanna P. Sulfide and sulfate inhibition of methanogenesis. *Water Res* 1987;21:1061–6. doi:https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90027-3.

- [206] Zhang L, Jahng D. Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types. *J Hazard Mater* 2010;182:536–43. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.06.065.
- [207] Rinzema A, van Lier J, Lettinga G. Sodium inhibition of acetoclastic methanogens in granular sludge from a UASB reactor. *Enzyme Microb Technol* 1988;10:24–32. doi:10.1016/0141-0229(88)90094-4.
- [208] Fang C, Boe K, Angelidaki I. Anaerobic co-digestion of desugared molasses with cow manure; focusing on sodium and potassium inhibition. *Bioresour Technol* 2011;102:1005–11. doi:10.1016/j.biortech.2010.09.077.
- [209] Feijoo G, Soto M, Mèndez R, Lema JM. Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: Antagonism and adaptation phenomena. *Enzyme Microb Technol* 1995;17:180–8.
- [210] Abdel-Shafy HI, Mansour MSM. Biogas production as affected by heavy metals in the anaerobic digestion of sludge. *Egypt J Pet* 2014;23:409–17. doi:10.1016/j.ejpe.2014.09.009.
- [211] Hickey RF, Vanderwielen J, Switzenbaum MS. THE EFFECT OF HEAVY METALS ON METHANE PRODUCTION AND HYDROGEN AND CARBON MONOXIDE LEVELS DURING BATCH ANAEROBIC SLUDGE DIGESTION. *Water Res* 1989;23:207–18.
- [212] Lin C-Y. Effect of heavy metals on acidogenesis in anaerobic digestion. *Water Res* 1993;27:147–152.
- [213] Oleszkiewicz JA, Sharma VK. Stimulation and inhibition of anaerobic processes by heavy metals—a review. *Biol Wastes* 1990;31:45–67.
- [214] Bouallagui H, Haouari O, Touhami Y, Ben Cheikh R, Marouani L, Hamdi M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochem* 2004;39:2143–8. doi:10.1016/j.procbio.2003.11.022.
- [215] Kim M, Ahn Y-H, Speece RE. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. thermophilic. *Water Res* 2002;36:4369–4385.
- [216] Liu C, Yuan X, Zeng G, Li W, Li J. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresour Technol* 2008;99:882–8. doi:10.1016/j.biortech.2007.01.013.
- [217] Lay J-J, Noike T. INFLUENCES OF pH AND MOISTURE CONTENT ON THE METHANE PRODUCTION IN HIGH-SOLIDS SLUDGE DIGESTION. *Water Res* 1997;31:1518–24.
- [218] Bouallagui H, Rachdi B, Gannoun H, Hamdi M. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of abattoir wastewater and fruit and vegetable waste in anaerobic sequencing batch reactors. *Biodegradation* 2009;20:401–9. doi:10.1007/s10532-008-9231-1.
- [219] Kayhanian M. Performance of a High-Solids Anaerobic Digestion Process Under Various Ammonia Concentrations. *J Chem Technol Biotechnol* 1994:349–52.
- [220] Siles JA, Brekelmans J, Martín MA, Chica AF, Martín A. Impact of ammonia and sulphate concentration on thermophilic anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 2010;101:9040–8. doi:10.1016/j.biortech.2010.06.163.
- [221] Carrère H, Dumas C, Battimelli A, Batstone DJ, Delgenès JP, Steyer JP, et al. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *J Hazard Mater* 2010;183:1–15. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.06.129.
- [222] Mata-Alvarez J, Mace S, Llabrés P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresour Technol* 2000;74:3–16.
- [223] Hartmann H, Angelidaki I, Ahring BK er. Increase of anaerobic degradation of particulate organic matter in full-scale biogas plants by mechanical maceration. *Water Sci Technol* 2000;41:145–153.
- [224] Tiehm A, Nickel K, Neis U. The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Sci Technol* 1997;36:121–128.
- [225] Valo A, Carrère H, Delgenès JP. Thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion: Pre-treatment of waste activated sludge. *J Chem Technol Biotechnol* 2004;79:1197–203. doi:10.1002/jctb.1106.

- [226] Nielsen HB, Mladenovska Z, Ahring BK. Bioaugmentation of a two-stage thermophilic (68°C/55°C) anaerobic digestion concept for improvement of the methane yield from cattle manure. *Biotechnol Bioeng* 2007;97:1638–43. doi:10.1002/bit.21342.
- [227] Bougrier C, Albasi C, Delgenès JP, Carrère H. Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chem Eng Process Process Intensif* 2006;45:711–8. doi:10.1016/j.cep.2006.02.005.
- [228] Borges ESM, Chernicharo CAL. EFFECT OF THERMAL TREATMENT OF ANAEROBIC SLUDGE ON THE BIOAVAILABILITY AND BIODEGRADABILITY CHARACTERISTICS OF THE ORGANIC FRACTION. *Braz J Chem Eng* 2009;26:469–80.
- [229] Mladenovska Z, Hartmann H, Kvist T, Sales-Cruz M, Gani R, Ahring BK. Thermal pretreatment of the solid fraction of manure: impact on the biogas reactor performance and microbial community. *Water Sci Technol* 2006;53:59–67. doi:10.2166/wst.2006.236.
- [230] Lin Y, Wang D, Wu S, Wang C. Alkali pretreatment enhances biogas production in the anaerobic digestion of pulp and paper sludge. *J Hazard Mater* 2009;170:366–73. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.04.086.
- [231] Yi H, Han Y, Zhuo Y. Effect of Combined Pretreatment of Waste Activated Sludge for Anaerobic Digestion Process. *Procedia Environ Sci* 2013;18:716–21. doi:10.1016/j.proenv.2013.04.097.
- [232] Uma Rani R, Adish Kumar S, Kaliappan S, Yeom I-T, Rajesh Banu J. Low temperature thermo-chemical pretreatment of dairy waste activated sludge for anaerobic digestion process. *Bioresour Technol* 2012;103:415–24. doi:10.1016/j.biortech.2011.09.124.
- [233] Chamchoi N, Garcia H, Angelidaki I. Methane Potential of Household Waste : Batch Assays Determination. *J Environ Res* 2011;33:13–26.
- [234] Chu L, Yan S, Xing X-H, Sun X, Jurcik B. Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. *Water Res* 2009;43:1811–22. doi:10.1016/j.watres.2009.02.012.
- [235] Yeom IT, Lee KR, Lee YH, Ahn KH, Lee SH. Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants. *Water Sci Technol* 2002;46:421–5.
- [236] Cesaro A, Belgiorno V. Sonolysis and ozonation as pretreatment for anaerobic digestion of solid organic waste. *Ultrason Sonochem* 2013;20:931–6. doi:10.1016/j.ultsonch.2012.10.017.
- [237] Ometto F, Quiroga G, Pšenička P, Whitton R, Jefferson B, Villa R. Impacts of microalgae pre-treatments for improved anaerobic digestion: Thermal treatment, thermal hydrolysis, ultrasound and enzymatic hydrolysis. *Water Res* 2014;65:350–61. doi:10.1016/j.watres.2014.07.040.
- [238] Bochmann G, Herfellner T, Susanto F, Kreuter F, Pesta G. Application of enzymes in anaerobic digestion. *Water Sci Technol* 2007;56:29–35. doi:10.2166/wst.2007.727.
- [239] Mobarak-Qamsari E, Kasra-Kermanshahi R, Nosrati M, Amani T. Enzymatic pre-hydrolysis of high fat content dairy wastewater as a pretreatment for anaerobic digestion. *Int J Environ Res* 2012;6:475–480.
- [240] Mallick P, Akunna JC, Walker GM. Anaerobic digestion of distillery spent wash: Influence of enzymatic pre-treatment of intact yeast cells. *Bioresour Technol* 2010;101:1681–5. doi:10.1016/j.biortech.2009.09.089.
- [241] Masse L, Massé DI, Kennedy KJ. Effect of hydrolysis pretreatment on fat degradation during anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater. *Process Biochem* 2003;38:1365–72. doi:10.1016/S0032-9592(03)00020-7.
- [242] AFNOR. Caractérisation et management des boues (AFNOR/P16P). Non Communiquée.
- [243] Hansen TL, Cour Jansen J la, Spliid H, Davidsson Å, Christensen TH. Composition of source-sorted municipal organic waste collected in Danish cities. *Waste Manag* 2007;27:510–8. doi:10.1016/j.wasman.2006.03.008.
- [244] Angelidaki I, Ahring BK. Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. *Water Sci Technol* 2000;41:189–94.
- [245] Barjenbruch M, Kopplow O. Enzymatic, mechanical and thermal pre-treatment of surplus sludge. *Adv Environ Res* 2003;7:715–720.

- [246] Cesaro A, Naddeo V, Amodio V, Belgiorno V. Enhanced biogas production from anaerobic codigestion of solid waste by sonolysis. *Ultrason Sonochem* 2012;19:596–600. doi:10.1016/j.ultsonch.2011.09.002.
- [247] López Torres M, Espinosa Lloréns Ma del C. Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. *Waste Manag* 2008;28:2229–34. doi:10.1016/j.wasman.2007.10.006.
- [248] Lettinga G, Rebac S, Zeeman G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends Biotechnol* 2001;19:363–70. doi:10.1016/S0167-7799(01)01701-2.
- [249] McHugh S, Carton M, Mahony T, O’Flaherty V. Methanogenic population structure in a variety of anaerobic bioreactors. *FEMS Microbiol Lett* 2003;219:297–304. doi:10.1016/S0378-1097(03)00055-7.
- [250] Rebac S, Ruskova J, Gerbens S, van Lier JB, Stams AJM, Lettinga G. High-rate anaerobic treatment of wastewater under psychrophilic conditions. *J Ferment Bioeng* 1995;80:499–506. doi:10.1016/0922-338X(96)80926-3.
- [251] Chae KJ, Jang A, Yim SK, Kim IS. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresour Technol* 2008;99:1–6. doi:10.1016/j.biortech.2006.11.063.
- [252] van Lier JB, Tilche A, Ahring BK, Macarie H, Moletta R, Dohanyos M, et al. New perspectives in anaerobic digestion. *Water Sci Technol* 2001;43:1–18.
- [253] Buhr HO, Andrews JF. The thermophilic anaerobic digestion process. *Water Res* 1977;11:129–143.
- [254] Dugba PN, Zhang R. Treatment of dairy wastewater with two-stage anaerobic sequencing batch reactor systems — thermophilic versus mesophilic operations. *Bioresour Technol* 1999;68:225–33. doi:10.1016/S0960-8524(98)00156-4.
- [255] Elmitwalli TA, Oahn KL, Zeeman G, Lettinga G. Treatment of domestic sewage in a two-step anaerobic filter/anaerobic hybrid system at low temperature. *Water Res* 2002;36:2225–2232.
- [256] Connaughton S, Collins G, Oflaherty V. Psychrophilic and mesophilic anaerobic digestion of brewery effluent: A comparative study. *Water Res* 2006;40:2503–10. doi:10.1016/j.watres.2006.04.044.
- [257] Yirong C. Thermophilic anaerobic digestion of food waste. University of Southampton, 2014.
- [258] Macias-Corral M, Samani Z, Hanson A, Smith G, Funk P, Yu H, et al. Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure. *Bioresour Technol* 2008;99:8288–93. doi:10.1016/j.biortech.2008.03.057.
- [259] Yen H, Brune D. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresour Technol* 2007;98:130–4. doi:10.1016/j.biortech.2005.11.010.
- [260] Callaghan FJ, Wase DAJ, Thayanithy K, Forster CF. Co-digestion of waste organic solids: batch studies. *Bioresour Technol* 1999;67:117–22. doi:10.1016/S0960-8524(98)00108-4.
- [261] Ahn HK, Smith MC, Kondrad SL, White JW. Evaluation of Biogas Production Potential by Dry Anaerobic Digestion of Switchgrass–Animal Manure Mixtures. *Appl Biochem Biotechnol* 2010;160:965–75. doi:10.1007/s12010-009-8624-x.
- [262] Luning L, H M van Zundert E, J F Brinkmann A. Comparison of dry and wet digestion for solid waste. vol. 48. 2003. doi:10.2166/wst.2003.0210.
- [263] Bollon J. Etude des mécanismes physiques et de leur influence sur la cinétique de méthanisation en voie sèche: essais expérimentaux et modélisation. Lyon, INSA, 2012.
- [264] Lu S, Gibb SW, Liu Y, Zhou W, Imai T, Ukita M. Comparison of start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes by enzymatic activity assessment. *Proc. 10th World Congr. Anaerob. Can. Assoc. Water Qual. Montr.*, 2004, p. 1667–1671.
- [265] Brummeler E ten, Horbach H, Koster IW. Dry anaerobic batch digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *J Chem Technol Biotechnol* 1991;50:191–209.
- [266] Jha AK, Li J, Zhang L, Ban Q, Jin Y. Comparison between Wet and Dry Anaerobic Digestions of Cow Dung under Mesophilic and Thermophilic Conditions. *Adv Water Resour Prot* 2013;1.

- [267] Ward AJ, Hobbs PJ, Holliman PJ, Jones DL. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresour Technol* 2008;99:7928–40. doi:10.1016/j.biortech.2008.02.044.
- [268] Guendouz J, Buffière P, Cacho J, Carrère M, Delgenes J-P. Dry anaerobic digestion in batch mode: Design and operation of a laboratory-scale, completely mixed reactor. *Waste Manag* 2010;30:1768–71. doi:10.1016/j.wasman.2009.12.024.
- [269] Mata-Alvarez J. Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. *Water Intell Online* 2005;4. doi:10.2166/9781780402994.
- [270] Braber K. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. *Biomass Bioenergy* 1995;9:365–376.
- [271] Schievano A, D'Imporzano G, Malagutti L, Fragali E, Ruboni G, Adani F. Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresour Technol* 2010;101:5728–32. doi:10.1016/j.biortech.2010.02.032.
- [272] Llabrès-Luengo P, Mata-Alvarez J. The Hydrolytic Step in a Dry Digestion System. *Biol Wastes* 1988;23:25–37.
- [273] Poggi-Varaldo HM, Valdés L, Esparza-Garcia F, Fernández-Villagómez G. Solid substrate anaerobic co-digestion of paper mill sludge, biosolids, and municipal solid waste. *Water Sci Technol* 1997;35:197–204.
- [274] Kasali GB, Senior E. Effects of Temperature and Moisture on the Anaerobic Digestion of Refuse. *J Chem Technol Biotechnol* 1989;44:31–41.
- [275] Nishio N, Nakashimada Y. Recent development of anaerobic digestion processes for energy recovery from wastes. *J Biosci Bioeng* 2007;103:105–12. doi:10.1263/jbb.103.105.
- [276] Veeken A, Hamelers B. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresour Technol* 1999;69:249–54.
- [277] Rivard CJ, Himmel ME, Vinzant TB, Adney WS, Wyman CE, Grohmann K. Anaerobic digestion of processed municipal solid waste using a novel high solids reactor: Maximum solids levels and mixing requirements. *Biotechnol Lett* 1990;12:235–40. doi:10.1007/BF01026806.
- [278] Karim K, Hoffmann R, Thomas Klasson K, Al-Dahhan MH. Anaerobic digestion of animal waste: Effect of mode of mixing. *Water Res* 2005;39:3597–606. doi:10.1016/j.watres.2005.06.019.
- [279] De Baere L. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water Sci Technol* 2000;41:283–90.
- [280] Li Y, Park SY, Zhu J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renew Sustain Energy Rev* 2011;15:821–6. doi:10.1016/j.rser.2010.07.042.
- [281] Moller J, Boldrin A, Christensen TH. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Manag Res* 2009;27:813–24. doi:10.1177/0734242X09344876.
- [282] Nagao N, Tajima N, Kawai M, Niwa C, Kurosawa N, Matsuyama T, et al. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresour Technol* 2012;118:210–8. doi:10.1016/j.biortech.2012.05.045.
- [283] Donoso-Bravo A, Mailier J, Martin C, Rodríguez J, Aceves-Lara CA, Wouwer AV. Model selection, identification and validation in anaerobic digestion: A review. *Water Res* 2011;45:5347–64. doi:10.1016/j.watres.2011.08.059.
- [284] Nizami A-S, Murphy JD. What type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage? *Renew Sustain Energy Rev* 2010;14:1558–68. doi:10.1016/j.rser.2010.02.006.
- [285] Wilkie AC. Anaerobic digestion of dairy manure : Design and process considerations. *Nat Resour Agric Engeneering Serv* 2005:301–12.
- [286] Rajeshwari KV, Balakrishnan M, Kansal A, Lata K, Kishore VVN. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renew Sustain Energy Rev* 2000;4:135–56. doi:10.1016/S1364-0321(99)00014-3.
- [287] Lim SJ. Comparisons Between the UASB and the EGSB Reactor. 2011.

- [288] Seghezzi L, Zeeman G, van Lier JB, Hamelers HVM, Lettinga G. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresour Technol* 1998;65:175–90. doi:10.1016/S0960-8524(98)00046-7.
- [289] Puyol D, Mohedano AF, Sanz JL, Rodríguez JJ. Comparison of UASB and EGSB performance on the anaerobic biodegradation of 2,4-dichlorophenol. *Chemosphere* 2009;76:1192–8. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.06.015.
- [290] Schober G, Schäfer J, Schmid-Staiger U, Trösch W. One and two-stage digestion of solid organic waste. *Water Res* 1999;33:854–60. doi:10.1016/S0043-1354(98)00254-1.
- [291] Zhang L, Jahng D. Long-term anaerobic digestion of food waste stabilized by trace elements. *Waste Manag* 2012;32:1509–15. doi:10.1016/j.wasman.2012.03.015.
- [292] Misi SN, Forster CF. Semi-Continuous Anaerobic Co-Digestion of Agro-Wastes. *Environ Technol* 2002;23:445–51. doi:10.1080/09593332508618405.
- [293] Riau V, Rubia MÁD la, Pérez M. Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain class A biosolids: A semi-continuous study. *Bioresour Technol* 2010;101:2706–12. doi:https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.101.
- [294] Usack JG, Spirito CM, Angenent LT. Continuously-stirred Anaerobic Digester to Convert Organic Wastes into Biogas: System Setup and Basic Operation 2012:e3978. doi:10.3791/3978.
- [295] ZHANG JB. PROCÉDE DE TRAITEMENT ANAÉROBIE DES BOUES ET DE VALORISATION DU BIOGAZ. INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE, 2011.
- [296] Al Seadi T, Drosch B, Fuchs W, Rutz D, Janssen R. Biogas digestate quality and utilization. *Biogas Handb.*, Elsevier; 2013, p. 267–301. doi:10.1533/9780857097415.2.267.
- [297] Hoyer K, Hultheberg C, Svensson M, Jernberg J, Nørregård Ø. Biogas upgrading - Technical Review 2016:73.
- [298] Moisan F. Energy climate visions 2030 / 2050: which ways of life for tomorrow? 2014.
- [299] World Cities Report 2016. Urbanization And Development : Emerging Futures. Nairobi, Kenya: Unhabitat for a better urban future; n.d.
- [300] Kampelmann S. Mesurer l'économie circulaire à l'échelle territoriale. Une analyse systémique de la gestion des matières organiques à Bruxelles. *Rev OFCE* 2016;145:161–84. doi:10.3917/reof.145.0161.
- [301] Reverdy AL. Anaerobic digestion of sewage sludge: overview of the French situation. *Water Pract Technol* 2013;8:180–9. doi:10.2166/wpt.2013.020.
- [302] Netherlands Enterprise Agency. Sustainable biomass and bioenergy in the Netherlands 2015. <http://english.rvo.nl/sites/default/files/2016/05/Sustainable-biomass-bioenergy-netherlands.pdf> (accessed June 14, 2017).
- [303] Fraker H, Emeritus D. Why Urban Sustainability at Neighborhood Scales, 2013, p. 45.
- [304] Fraker H. The Hidden Potential of Sustainable Neighborhoods. 2013.
- [305] Clark WW, editor. Sustainable Communities. New York, NY: Springer New York; 2009. doi:10.1007/978-1-4419-0219-1.
- [306] Bringault A, Eisermann M, Lacassagne S. Vers des Villes 100 % énergies renouvelables et maîtrisant leur consommation Pistes de réflexion et d'action. 2016.
- [307] Berg PG, Nycander G. Sustainable neighbourhoods—a qualitative model for resource management in communities. *Landsc Urban Plan* 1997;39:117–135.
- [308] van Timmeren A, de Graaf PA, de Vries G. Spatial conditions for the integration of combined decentralised energy generation and waste (water) management in city districts. *WIT Trans Ecol Environ* 2005;84. doi:10.2495/SPD050051.
- [309] Kunkel P. Environmental policy in Freiburg 2011.
- [310] Hodge J, Haltrecht J. BedZED seven years on The impact of the UK's best known eco-village and its residents. London, United States: BioRegional; 2009.
- [311] Smith CS, Butler D. Water management at BedZED: some lessons. *Proc Inst Civ Eng - Eng Sustain* 2008;161:113–22. doi:10.1680/ensu.2008.161.2.113.

- [312] LEAP. Anaerobic Digestion : Local Energy ADventure Partnership n.d.
<http://communitybydesign.co.uk/pages/anaerobic-digestion> (accessed March 2, 2018).
- [313] Air Languedoc-Rousillon. UNITÉ DE MÉTHANISATION DES DÉCHETS MÉNAGERS AMÉTYST (MONTPELLIER) : SURVEILLANCE DES ODEURS ANNÉE 2014. ATMO; 2015.
- [314] Brest Métropole. Les déchets à Brest métropole. Brest: 2016.
- [315] Hofmann F, Stolpp S. Biogas in Germany Development, Technology and Benefits 2016.
- [316] Spijker E, Jepma C, Eisenack K, Brunekreeft G. A level playing field for the European biogas and biomethane market. GROEN GAS – GRÜNES GAS; 2015.
- [317] Valorga International. The Freiburg plant n.d.
<http://proxy.siteo.com.s3.amazonaws.com/www.valorgainternational.fr/file/100524-freiburgang4.pdf> (accessed July 31, 2018).
- [318] Münch E v. Overview of anaerobic treatment options for sustainable sanitation systems. BGR Symp. "Coupling Sustain. Sanit. Groundw. Prot.", 2008.
- [319] Sievers JC, Wätzel T, Londong J, Kraft E. Case study: characterization of source-separated blackwater and greywater in the ecological housing estate Lübeck "Flintenbreite" (Germany). *Environ Earth Sci* 2016;75. doi:10.1007/s12665-016-6232-y.
- [320] Münch E v. Ecological housing estate, Flintenbreite, Lübeck, Germany - draft. 2009.
- [321] Kôrner I, Hertel S. Experiences from the Jenfelder Au neighbourhood in Hamburg to utilize regional bioresources for energy provision, Moldova, Chisinau: 2014.
- [322] KREIS. Das KREIS-Projekt: Versorgen durch Entsorgen 2012.
- [323] Rauschnig G, Berger W, Ebeling B, Schöpe A. Ecological Settlement in Allermöhe Hamburg, Germany. 2009.
- [324] Dube R. Waste to Energy -Nashik, India (Co-Fermentation of Kitchen Waste and Fecal Sludge) 2014.
- [325] Husain M, Chavhan FI, Navale K. Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes in Nashik city. *Inte Rnational Res J Eng Technol IRJET* 2016;Volume: 03 Issue.
- [326] Prabhu MS, Mutnuri S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. *Waste Manag Res* 2016;34:307–15.
- [327] H.N. Bhange BKG, R.C. Purohit PMI. Energy Production through Co-fermentation of Organic Waste and Septage in Nashik City, India. *Int J Curr Microbiol Appl Sci* 2017;6:2788–98. doi:10.20546/ijcmas.2017.604.322.
- [328] Yadav JM, Dube R, Walther D, Pawar RK. Waste to Energy through Cofermentation of Organic Waste and Septage in Nashik: A Close the Loop Cycle Approach. *Dtsch Ges Für Int Zusammenarbeit GIZ GmbH New Delhi India n.d.*;4:369–375.
- [329] GIZ. Plant in Nashik 2018.
- [330] Hernández Leal L, Temmink H, Zeeman G, Buisman CJN. Bioflocculation of grey water for improved energy recovery within decentralized sanitation concepts. *Bioresour Technol* 2010;101:9065–70. doi:10.1016/j.biortech.2010.07.047.
- [331] Rovers J, Kroonen-Backbier B, de Haan JJ. Haal meer stikstof uit de bodem!: tips voor een optimaal stikstofgebruik op een aardbeibedrijf! *Praktijkonderzoek Plant & Omgeving BV*; 2006.
- [332] Zeeman G, Kujawa K, Mes T, Hernandez L, Graaff M, Abu-Ghunmi L. Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water). *Water Sci Technol* 2008;57. doi:10.2166/wst.2008.101.
- [333] Dumont M. Biogas Situation in the Netherlands 2012.
- [334] van Timmeren A, Tawil M. Integration of Living Machine and Biogas plant Case EVA Centre Lanxmeer, Culemborg, Geneva, Switzerland: 2006.
- [335] Röling W, van Timmeren A. Introducing urban agriculture related concepts in the built environment: The park f the 21st century 2012.
- [336] van Timmeren A, Kaptein M, Sidler D. Workshop: The Sustainable City. *Europhys Lett* 2007;54.
- [337] van Timmeren A, Sidler D, Kaptein M. Sustainable decentralized energy generation & sanitation: case EVA Lanxmeer, Culemborg, the Netherlands. *J Green Build* 2007;2:137–150.

- [338] van Timmeren A, Röling LC. Decentralised waste collection and separation in city districts and neighbourhoods 2003;67.
- [339] Klingstedt T, Gustavsson D, la Cour Jansen J. Modelling the COD Reducing Treatment Processes at Sjölanda WWTP. Lund University, 2015.
- [340] SYSAV BIOTEC. From food waste to new resources Sysav's pre-treatment plant for food waste n.d.
- [341] Alesia Israilava. Biofuels in Sweden: national verification system for sustainability 2013. https://www.energy-community.org/portal/page/portal/ENC_HOME/DOCS/2014194/0633975ACFA07B9CE053C92FA8C06338.PDF (accessed June 14, 2017).
- [342] Swedish Gas Association. Biogas In Sweden. Energigas Sverige; 2011.
- [343] Backman M, Rogulska M. Biomethane use in Sweden. Arch Automot Eng - Arch Motoryz 2016. doi:10.14669/AM.VOL71.ART1.
- [344] Davidsson Å, la Cour Jansen J, Appelqvist B, Gruvberger C, Hallmer M. Anaerobic digestion potential of urban organic waste: a case study in Malmö. Waste Manag Res 2007;25:162–9. doi:10.1177/0734242X07075635.
- [345] Held J, Mathiasson A, Nylander A. Handbook for biogas valorisation in Swedish 2008.
- [346] KLIMP. Biogas Kristianstad brochure 2009. Scribd 2009. <https://www.scribd.com/document/47459673/2-Biogas-Kristianstad-brochure-2009> (accessed February 22, 2018).
- [347] VASYD. SJÖLUNDA WASTEWATER TREATMENT PLANT n.d.
- [348] Bissmont M, Davidsson \AAsa, Schott ABS. New collection system for food waste to biogas. Energiforsk Rep 2015;100.
- [349] Austin G. Case study and sustainability assessment of Bo01, Malmö, Sweden. J Green Build 2013;8:34–50.
- [350] VA SYD. Sjolunda, VA SYD 2016. <https://www.vasyd.se/-/.../SjolundaReningsverkEnglish201609Web...> (accessed June 14, 2017).
- [351] Hellstedt C, Starberg K, Olsson L-E, Hellström D, Jonsson L, Mossakowska A. Increased Biogas Production at the Henriksdal WWTP. 2009.
- [352] Pandis Iveroth S, Vernay A-L, Mulder KF, Brandt N. Implications of systems integration at the urban level: the case of Hammarby Sjöstad, Stockholm. J Clean Prod 2013;48:220–31. doi:10.1016/j.jclepro.2012.09.012.
- [353] Jernberg J, Hedenskog S, Huang C. An urban development case study of Hammarby Sjöstad in Sweden, Stockholm 2015.
- [354] Ojala P. PROFITABILITY FACTORS OF BIOGAS PLANTS. 2017.
- [355] GreenGasGrids. Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter - goda svenska exempel 2008. <http://www.greengasgrids.eu/fileadmin/greengas/media/Markets/Sweden/BiogasinfoEngGodaExempel.pdf>.
- [356] Paing J, Guilbert A, Gagnon V, Chazarenc F. Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. Spec Issue 5th Int Symp Wetl Pollut Dyn Control 2015;80:46–52. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.10.029.
- [357] Zeeman G, Lettinga G. The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. Water Sci Technol 1999;39:187–94. doi:10.1016/S0273-1223(99)00101-8.
- [358] de Graaff MS. Resource recovery from black water. 2010.
- [359] Fabbri D, Torri C. Linking pyrolysis and anaerobic digestion (Py-AD) for the conversion of lignocellulosic biomass. Curr Opin Biotechnol 2016;38:167–173.
- [360] Monlau F, Sambusiti C, Antoniou N, Barakat A, Zabaniotou A. A new concept for enhancing energy recovery from agricultural residues by coupling anaerobic digestion and pyrolysis process. Appl Energy 2015;148:32–38.

- [361] Yang H, Yan R, Chen H, Lee DH, Zheng C. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. *Fuel* 2007;86:1781–8. doi:10.1016/j.fuel.2006.12.013.
- [362] Valilescu MN, Wendland C, Isacu M. Towards Safe Water and Sanitation in Rural Localities: Applying the Water Safety Planning Methodology in Manastir, Romania. Ref S2SMALL-22676, 2017.
- [363] Finnveden G. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resour Conserv Recycl* 1999;26:173–87. doi:10.1016/S0921-3449(99)00005-1.
- [364] Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å. Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. *J Clean Prod* 2005;13:213–29. doi:10.1016/j.jclepro.2004.02.023.
- [365] Clift R, Doig A, Finnveden G. The Application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste Management: Part 1—Methodology. *Sustain Dev* 2000;78:279–87. doi:10.1205/095758200530790.
- [366] Zhao C. Effect of Temperature on Biogas Production in Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater UASB System in Hammarby Sjöstadverk. 2011.
- [367] Stockholm Vatten och Avfall. Modernisation of Henriksdal Wastewater Treatment Plant 2016. <http://www.stockholmvatten.se/en/sfa-start/tunnel-and-wwtp/modern-wastewater-treatment/upgrade-of-henriksdal-wastewater-treatment-plant/> (accessed August 16, 2018).
- [368] Cabbai V, Ballico M, Aneggi E, Goi D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste Manag* 2013;33:1626–32. doi:10.1016/j.wasman.2013.03.020.
- [369] Möller K, Müller T. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review: Digestate nutrient availability. *Eng Life Sci* 2012;12:242–57. doi:10.1002/elsc.201100085.
- [370] Albuquerque JA, de la Fuente C, Campoy M, Carrasco L, Nájera I, Baixauli C, et al. Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *Eur J Agron* 2012;43:119–28. doi:10.1016/j.eja.2012.06.001.
- [371] Rehl T, Müller J. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. *Resour Conserv Recycl* 2011;56:92–104. doi:10.1016/j.resconrec.2011.08.007.
- [372] Curry N, Pillay P. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renew Energy* 2012;41:200–9. doi:10.1016/j.renene.2011.10.019.
- [373] Yentekakis IV, Goula G. Biogas Management: Advanced Utilization for Production of Renewable Energy and Added-value Chemicals. *Front Environ Sci* 2017;5. doi:10.3389/fenvs.2017.00007.
- [374] Warren K. A techno-economic comparison of biogas upgrading technologies in Europe 2012.
- [375] Woon KS, Lo IMC. A proposed framework of food waste collection and recycling for renewable biogas fuel production in Hong Kong. *Waste Manag* 2016;47:3–10. doi:10.1016/j.wasman.2015.03.022.
- [376] Roling W, Timmeren AV. Introducing urban agriculture related concepts in the built environment: the park of the 21st century. 2005 World Sustain. Build. Conf. Tokyo, 2005, p. 27–29.
- [377] OSER. Methamoly 2017.
- [378] Wortman E, Kruseman IEL. De zonneterp- een grootschalig zonproject. InnovatieNetwerk Groene Ruimte en Agrocluster Utrecht; 2005.
- [379] Mels AR, Andel N van, Wortmann E, Kristinsson J, Oei P, Wilt J de, et al. Greenhouse village, the greenhouse-powered, self-sufficient neighbourhood. *Proc. Int. Conf. Asia-Eur. Sustain. Urban Dev. Chongqing Univ.*, 2006.
- [380] Oteman M, Wiering M, Helderma J-K. The institutional space of community initiatives for renewable energy: a comparative case study of the Netherlands, Germany and Denmark. *Energy Sustain Soc* 2014;4:11.

- [381] Woon KS, Lo IMC, Chiu SLH, Yan DYS. Environmental assessment of food waste valorization in producing biogas for various types of energy use based on LCA approach. *Waste Manag* 2016;50:290–9. doi:10.1016/j.wasman.2016.02.022.
- [382] ADEME. Visions Energie Climat 2030/2050 Quels modes de vie pour demain ? 2014.
- [383] ADEME. Mix de gaz 100 % renouvelable en 2050 ? ADEME; 2018.
- [384] Bisinella de Faria AB, Spérandio M, Ahmadi A, Tiruta-Barna L. Evaluation of new alternatives in wastewater treatment plants based on dynamic modelling and life cycle assessment (DM-LCA). *Water Res* 2015;84:99–111. doi:10.1016/j.watres.2015.06.048.
- [385] Buonocore E, Mellino S, De Angelis G, Liu G, Ulgiati S. Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. *Ecol Indic* 2016. doi:10.1016/j.ecolind.2016.04.047.
- [386] Mezzullo WG, McManus MC, Hammond GP. Life cycle assessment of a small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste. *Appl Energy* 2013;102:657–64. doi:10.1016/j.apenergy.2012.08.008.
- [387] Khoshnevisan B, Tsapekos P, Alvarado-Morales M, Rafiee S, Tabatabaei M, Angelidaki I. Life cycle assessment of different strategies for energy and nutrient recovery from source sorted organic fraction of household waste. *J Clean Prod* 2018;180:360–74. doi:10.1016/j.jclepro.2018.01.198.
- [388] Todd J, Josephson B. The design of living technologies for waste treatment. *Mesocosms Ecol Eng* 1996;6:109–36. doi:10.1016/0925-8574(95)00054-2.
- [389] Scholz M. Chapter 6 - Primary Treatment. In: Scholz M, editor. *Wetl. Water Pollut. Control* Second Ed. Second Edition, Elsevier; 2016, p. 27–35. doi:10.1016/B978-0-444-63607-2.00006-X.
- [390] Eleazer WE, Odle WS, Wang Y-S, Barlaz MA. Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Environ Sci Technol* 1997;31:911–917.
- [391] Himanshu H, Murphy JD, Grant J, O’Kiely P. Synergies from co-digesting grass or clover silages with cattle slurry in in vitro batch anaerobic digestion. *Renew Energy* 2018;127:474–80. doi:https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.04.086.
- [392] Xie S, Frost JP, Lawlor PG, Wu G, Zhan X. Effects of thermo-chemical pre-treatment of grass silage on methane production by anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 2011;102:8748–55. doi:10.1016/j.biortech.2011.07.078.
- [393] Figativa H, Saoudi M, Tremier A. Impact of an aerobic pre-treatment on the anaerobic biodegradability of food waste 2016:2.
- [394] Tuomela M. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresour Technol* 2000;72:169–83. doi:10.1016/S0960-8524(99)00104-2.
- [395] Liyama K, Stone BA, Macauley BJ. Compositional Changes in Compost during Composting and Growth of *Agaricus bisporus*. *APPL Env MICROBIOL* 1994;60:9.
- [396] Thamsiriroj T, Nizami AS, Murphy JD. Why does mono-digestion of grass silage fail in long term operation? *Appl Energy* 2012;95:64–76. doi:https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.02.008.
- [397] Angelidaki I, Alves M, Bolzonella D, Borzacconi L, Campos JL, Guwy AJ, et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci Technol* 2009;59:927. doi:10.2166/wst.2009.040.
- [398] Fang Y, Du Y, Feng H, Hu L-F, Shen D-S, Long Y-Y. Sulfide oxidation and nitrate reduction for potential mitigation of H₂S in landfills. *Biodegradation* 2015;26:115–26. doi:10.1007/s10532-015-9720-y.
- [399] Scholten JCM, Bodegom PM, Vogelaar J, Ittersum A, Hordijk K, Roelofsen W, et al. Effect of sulfate and nitrate on acetate conversion by anaerobic microorganisms in a freshwater sediment. *FEMS Microbiol Ecol* 2002;42:375–85. doi:10.1111/j.1574-6941.2002.tb01027.x.
- [400] Georgiopoulou M, Lyberatos G. Life Cycle Assessment of the Management of Municipal Solid Waste: A Case Study 2017:20.
- [401] Capson-Tojo G, Rouez M, Crest M, Trably E, Steyer J-P, Bernet N, et al. Kinetic study of dry anaerobic co-digestion of food waste and cardboard for methane production. *Waste Manag* 2017;69:470–9. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.002.

- [402] Dequesne J, Bréjoux E. Observatoire des services publics d'eau et d'assainissement. Eaufrance, AFB, SISPEA; 2018.
- [403] Thiriet P, Bioteau T, Tremier A. PROPOSAL OF A GIS METHOD FOR DESIGNING A SPATIALLY OPTIMIZED MICRO-AD NETWORK IN URBAN AND PERI-URBAN AREAS 2018:1.
- [404] Pöschl M, Ward S, Owende P. Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Appl Energy* 2010;87:3305–21. doi:10.1016/j.apenergy.2010.05.011.
- [405] Berglund M, Börjesson P. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass Bioenergy* 2006;30:254–66. doi:10.1016/j.biombioe.2005.11.011.
- [406] Smyth BM, Murphy JD, O'Brien CM. What is the energy balance of grass biomethane in Ireland and other temperate northern European climates? *Renew Sustain Energy Rev* 2009;13:2349–60. doi:10.1016/j.rser.2009.04.003.
- [407] Astals S, Venegas C, Peces M, Jofre J, Lucena F, Mata-Alvarez J. Balancing hygienization and anaerobic digestion of raw sewage sludge. *Water Res* 2012;46:6218–27. doi:10.1016/j.watres.2012.07.035.
- [408] Ariunbaatar J, Panico A, Esposito G, Pirozzi F, Lens PNL. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Appl Energy* 2014;123:143–56. doi:10.1016/j.apenergy.2014.02.035.
- [409] Solagro. LA DIGESTION ANAÉROBIE DES BOUES URBAINES. 2001.
- [410] Nayono SE, Winter J, Gallert C. Anaerobic digestion of pressed off leachate from the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Manag* 2010;30:1828–33. doi:10.1016/j.wasman.2009.09.019.
- [411] Gao M, Zhang L, Florentino AP, Liu Y. Performance of anaerobic treatment of blackwater collected from different toilet flushing systems: Can we achieve both energy recovery and water conservation? *J Hazard Mater* 2019;365:44–52. doi:10.1016/j.jhazmat.2018.10.055.
- [412] Manns D, Schermuly J, Kjerulf Petersen L, Körner I. A Decentralised Management Scheme for Innovative Valorisation of Urban Biowaste. *Decisive*; 2017.

Annexes

I / ATG -DSC

Protocole

Afin de réaliser les mesures d'ATG-DSC, le protocole suivant a été employé :

1/ Palier à 20°C pendant 30 min pour purge à l'azote à 50 ml/min (inertage du four)

La tare de la balance est réalisée au début de ce palier.

2/ Montée en température jusqu'à 250°C avec une vitesse de chauffage de 10°C/min.

Au début du chauffage, le débit d'azote est ramené à 20 ml/min et est maintenu ainsi jusqu'à la fin de l'expérimentation.

3/ Palier à 250°C pendant 50 ou 80 min.

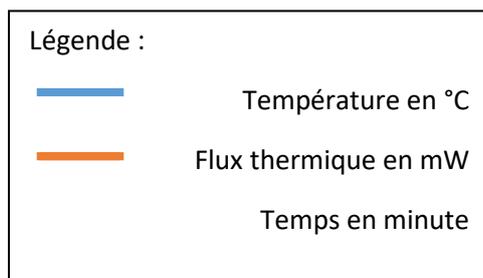
4/ Chauffage jusqu'à 300°C à 10°C/min.

5/ Palier à 300°C pendant 80 min.

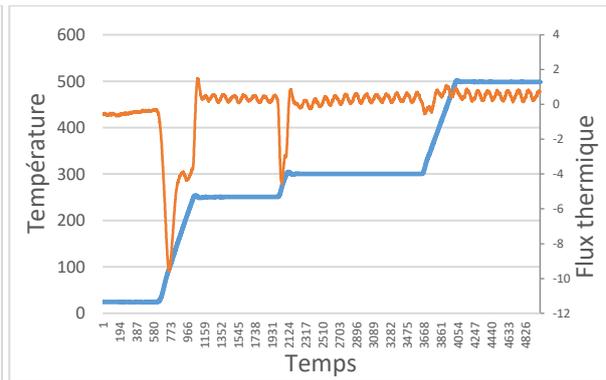
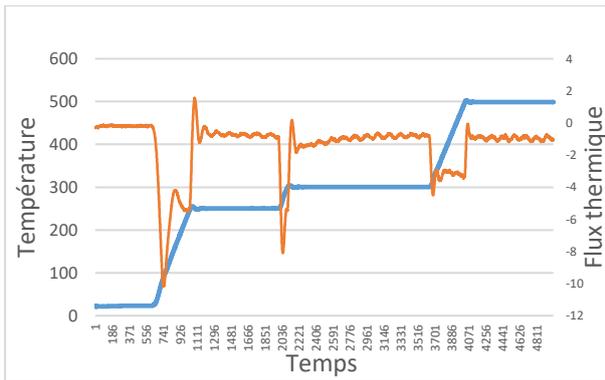
4/ Chauffage jusqu'à 500°C à 10°C/min.

6/ Palier à 500°C pendant 50 min.

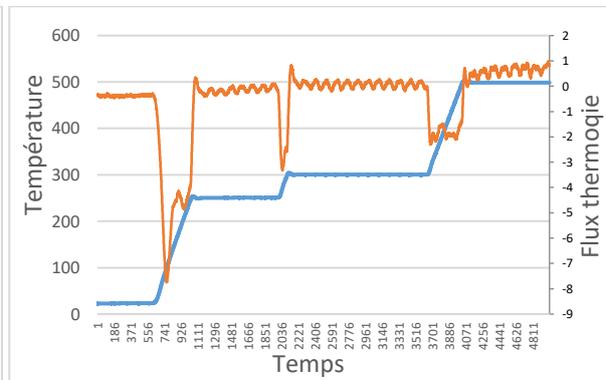
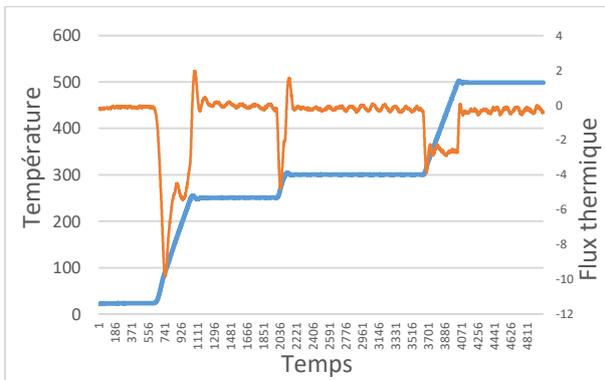
Graphiques



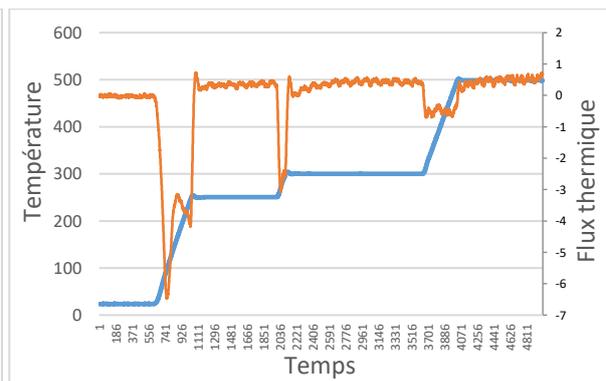
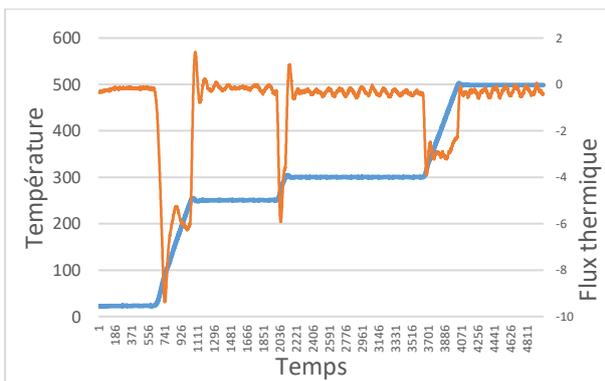
Serviette



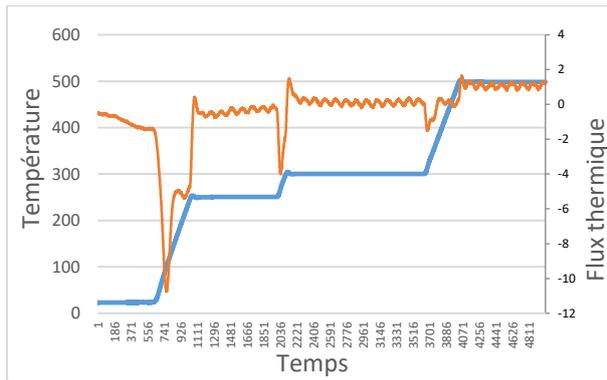
Déchet Vert



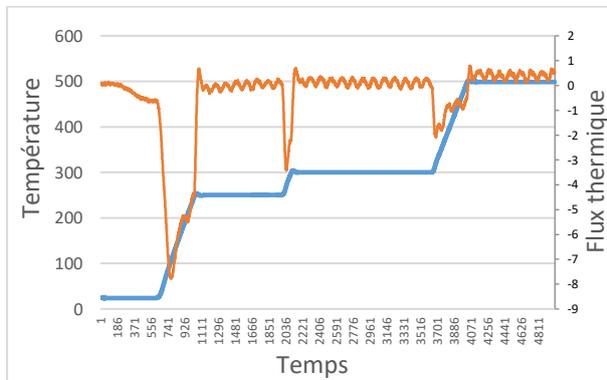
Boue Primaire



Paille



Déchet Alimentaire



Titre : Etude de faisabilité de la micro-méthanisation par co-digestion à l'échelle des quartiers

Mots clés : méthanisation, déchets urbains, approche systémique, quartier, énergie durable

Résumé : Notre société évolue constamment et se positionne vis-à-vis du monde qui l'entoure. Cette évolution la pousse à se réorganiser autour d'énergie provenant de source locale et renouvelable. Pour ces raisons, il semble pertinent de concevoir une évolution possible de la méthanisation par des unités localisées. On parle alors de micro-méthanisation à l'échelle urbaine. La rédaction de cette thèse a ainsi eu pour objectif d'apporter des éléments de réponse quant à la question de la faisabilité d'intégrer cette micro-méthanisation dans des quartiers. Pour cela, il a été réalisé : **i)** Une analyse des retours d'expérience issus de villes porteuses de projet de méthanisation urbaine. **ii)** Une approche expérimentale, dans le but d'obtenir un processus de méthanisation des déchets urbains à l'échelle laboratoire.

iii) Ces données d'entrée ont ensuite permis l'établissement d'un modèle de valorisation des déchets dans un quartier.

Ces résultats mettent en avant la nécessité d'une approche systémique afin de pouvoir intégrer la méthanisation dans un quartier. Ils permettent de plus, de recommander l'utilisation de certains procédés et l'emploi de déchets, afin d'améliorer la mise en œuvre du processus dans l'espace urbain. Dans des conditions définies la méthanisation urbains est possible et stable dans le temps. De plus, le bilan énergétique s'avère bénéfique pour le quartier. On note que l'énergie ainsi produite, l'est majoritairement sous forme de chaleur ce qui met en avant l'intérêt d'un processus intégré, proche des habitations.

Title : Feasibility study of micro-anaerobic digestion by co-digestion at the district level

Keywords : anaerobic digestion, urban waste, systemic approach , district, sustainable energy

Abstract : Our society is constantly evolving and positioning itself in relation to the world around it. This evolution pushes it to reorganize itself around energy from local and more renewable sources. For these reasons, it seems appropriate to design a possible evolution of anaerobic digestion (AD) by localized units. This is referred to a micro-AD at urban scale. The purpose of this thesis was to provide some answers to the question of the feasibility of integrating this micro-AD into a neighbourhood. To this end, it was carried out: **i)** An analysis of feedback from cities with urban AD projects. **ii)** An experimental approach, with the aim of obtaining a stable AD process of urban waste at laboratory scale.

iii) These input data then made it possible to establish a waste recovery model in a district.

These results highlight the need for a systemic approach in order to be able to integrate AD in a neighbourhood. They also make it possible to recommend processes and wastes, in order to improve the implementation of the process in urban areas. Under defined conditions, urban AD is possible and stable over time. In addition, the energy balance is beneficial for the district. It should be noted that the energy thus produced is mainly in the form of heat, which highlights the importance of an integrated process, close to homes.