

BIOMÉTHANISATION DES DÉCHETS PUTRESCIBLES MUNICIPAUX –
TECHNOLOGIES DISPONIBLES ET ENJEUX POUR LE QUÉBEC

par

João Alberto Lima Amarante

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement
en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, juillet 2010

IDENTIFICATION SIGNALÉTIQUE

BIOMÉTHANISATION DES DÉCHETS PUTRESCIBLES MUNICIPAUX – TECHNOLOGIES DISPONIBLES ET ENJEUX POUR LE QUÉBEC

João Alberto Lima Amarante

Essai effectué en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

Sous la direction de Marc Olivier

Université de Sherbrooke

Juillet 2010

Mots clés : biogaz, biométhanisation, méthanisation, digestion anaérobie, digestat, déchets municipaux, gestion des matières résiduelles, matières putrescibles.

La gestion des déchets organiques municipaux se révèle une des principales questions pour les villes. De plus, les problèmes causés par les énergies d'origines fossiles mènent à une quête pour des sources renouvelables et propres d'énergie. La biométhanisation des résidus municipaux peut combler ces besoins, avec la transformation de la matière putrescible en biogaz et en fertilisants pour les sols. Dans le but de rendre cette transformation plus performante, plusieurs technologies ont été développées dans les dernières décennies. Ces procédés ont été comparés et leurs avantages et inconvénients ont été identifiés. Toutefois, des études plus pointues doivent être faites pour définir la technologie la plus adéquate aux besoins et aux contraintes particuliers à la région à être desservie. En conclusion, la méthanisation des résidus organiques s'avère souhaitable pour le Québec parce que les matières putrescibles sont mises en valeur, localement, dans des réacteurs hermétiques. De plus, le biogaz remplace les sources d'énergie fossiles et le digestat améliore la qualité des sols. De cette façon, la pollution et les émissions des GES sont réduites.

SOMMAIRE

L'enfouissement des résidus putrescibles est une source de contamination des sols et des eaux souterraines à cause du lixiviat. De plus, l'enfouissement est l'origine d'importantes émissions de méthane vers l'atmosphère, un des gaz à effet de serre (GES) responsables du réchauffement planétaire. En outre, cette élimination est un gaspillage de ressources. Dans ce sens, plusieurs gouvernements, dont celui du Québec, incitent à la récupération et à la mise en valeur de ces matières ou préconisent leur traitement préalable.

En complément, les récents chocs pétroliers et la montée de son prix, en conjonction avec les préoccupations et limitations croissantes des émissions de CO₂ d'origine fossile, stimulent de plus en plus la quête de sources d'énergies renouvelables.

Dans ce sens, le traitement par méthanisation des matières organiques se révèle comme une solution à ces questions. Comme conséquence de cette constatation, depuis quelques décennies, plusieurs centres de méthanisation ont été construits en Europe pour traiter les résidus agricoles, industriels et les ordures ménagères. À partir de ces matières, ces centres produisent du biogaz qui leur fournit de l'énergie, en plus du digestat qui est retourné aux champs pour augmenter la fertilité des sols.

À cet égard, l'objectif du présent essai est de faire un portrait des technologies les plus utilisées au monde pour le traitement des déchets putrescibles municipaux et d'aborder leurs caractéristiques principales. Ensuite, les besoins et contraintes du Québec par rapport à la méthanisation sont présentés, suivis par l'identification des avantages procurés par l'installation de ces systèmes. Finalement, les procédés sont comparés dans une optique de développement durable et des recommandations sont proposées pour bonifier le développement de cette filière dans la province.

La biométhanisation, ou digestion anaérobie, est la dégradation de la matière organique par des microorganismes en absence d'oxygène. C'est un procédé naturel qui transforme les matières putrescibles en méthane (CH₄), en gaz carbonique (CO₂) et en un résidu solide; le digestat. Comme le CH₄ a un pouvoir 21 fois plus important que le CO₂ pour le réchauffement climatique, sa récupération ou combustion avant son émission dans l'atmosphère est envisageable. Dans le but de stabiliser les matières putrescibles ou

d'obtenir ce biogaz énergétique, l'homme reproduit depuis longtemps ces réactions dans des réacteurs étanches.

Si ces processus sont faits depuis longtemps, ce n'est qu'à partir de 1980 que la méthanisation est développée pour le traitement à grande échelle des résidus municipaux. Cela a commencé avec force en Europe, mais, actuellement, des centaines d'usines de méthanisation sont présentes dans plusieurs pays du monde, ayant une capacité de traitement variant entre 5 000 et 300 000 tonnes de déchets par année.

Comme la digestion anaérobie est caractérisée par une succession de réactions provoquées par des microorganismes spécialisés, c'est un processus complexe et sensible. Dans ce sens, plusieurs technologies ont été perfectionnées pour rendre le système le plus performant possible selon les caractéristiques des intrants. Ainsi, conformément à la technologie utilisée, la siccité du substrat peut varier de moins de 10 % jusqu'à plus de 50 %, les réactions peuvent prendre place soit à 35, soit à 55 °C, les procédés peuvent être en mode continu ou en mode séquentiel, etc. De plus, des actions peuvent être réalisées en amont ou en aval pour traiter davantage les matières. Chacune de ces modifications procurera des changements de performance aux procédés.

Cette forme de gestion de déchets procure d'importants avantages au Québec. Le gouvernement vise de plus en plus à réduire l'enfouissement de la matière organique, jusqu'à son interdiction totale en 2020. Conséquemment, des systèmes de traitement puissants s'avèrent nécessaires pour atteindre cet objectif. En outre, la production locale d'une source énergétique comme le biogaz réduira la dépendance des combustibles fossiles importés. Finalement, la récupération accrue de la matière organique et la substitution des combustibles d'origine fossile par le biogaz contribueront aux efforts de réduction des émissions des GES accordés par le gouvernement. À cause de ces avantages, les gouvernements, autant fédéral que provincial, offrent des subventions pour la mise en place de centres de méthanisation. À ce jour, plusieurs MRC et villes de la province ont déposé leurs projets, et le traitement global de plus de 400 000 tonnes de matières par année est déjà envisagé.

Dans une vision de développement durable et d'analyse de cycle de vie, la méthanisation se confirme comme étant une solution souhaitable pour le traitement des matières

organiques municipales. Cependant, les diverses technologies de méthanisation ont des avantages et des inconvénients, mais il n'y a pas un procédé unique et idéal pour la mise en valeur des matières organiques. Dans ce sens, des études plus approfondies doivent être réalisées dans le but d'analyser les informations précises des technologies par rapport aux besoins et contraintes de la région ciblée. Toutefois, quelques généralisations peuvent déjà être présentées à partir des caractéristiques des systèmes actuellement utilisés. Les procédés en mode sec et thermophile procurent des gains économiques, sociaux et environnementaux grâce à leurs réacteurs plus petits, à une meilleure inactivation des pathogènes, à une nécessité réduite de chauffage des matières et à un apport moindre en eau. En revanche, les réactions en mode humide sont plus répandues et plus adéquates si le traitement d'une grande quantité de boues est envisagé. En complément, les réactions mésophiles sont plus stables, moins énergivores et procurent la production d'un biogaz plus riche en méthane.

Afin de bonifier la filière de méthanisation au Québec, les usines doivent porter une attention accrue au traitement des odeurs non seulement du procédé, mais aussi celles qui sont émises par les décharges des matières organiques : cette considération améliorera l'acceptabilité sociale des projets. Ensuite, comme il a été préconisé par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), le biogaz doit être employé comme substitut aux combustibles fossiles et le digestat, utilisé comme amendement pour les sols. Finalement, une localisation à proximité des centres urbains doit être priorisée pour réduire les besoins en transport des intrants et pour diminuer les coûts liés à l'utilisation de l'électricité, de la chaleur et du biogaz produits.

Comme conclusion, on peut faire ressortir que le développement de la digestion anaérobie au Québec apportera d'importants gains pour la province. En réalisant une gestion plus propre de ses déchets ménagers, les risques de pollution liés à ces matières seront moindres. De plus, les émissions de GES seront réduites grâce à la récupération du méthane généré dans les réacteurs. Le remplacement des combustibles fossiles par le biogaz diminuera aussi le bilan global des GES de la province, tout en améliorant la qualité de l'atmosphère. En complément, la réduction des importations des combustibles fossiles favorisera l'autosuffisance énergétique et la balance commerciale du Québec. Finalement, l'utilisation du digestat comme amendement pour les sols augmentera la qualité des champs sans la nécessité d'épandage de produits chimiques.

REMERCIEMENTS

Premièrement, je dois remercier profondément mon directeur d'essai, M. Marc Olivier. Dès le cours de Chimie de l'environnement, sa sympathie, son vif intérêt pour l'environnement et sa disponibilité m'ont captivé. Son amitié, ses commentaires précis et son appui sans réserve dès les premiers échanges à propos du sujet du présent essai ont été fondamentaux pour sa réalisation.

Ensuite, je dois dire merci beaucoup à Mme Linda Pépin, la personne responsable de l'amélioration de mes textes en français dès le cours FRE101 jusqu'à la révision de cet essai. Toujours avec gentillesse, disponibilité et exactitude.

Je dois également remercier mes collègues de cubicule et d'AMEUS qui ont transformé les longues heures d'écriture en moments agréables. Merci pour l'appui et l'encouragement.

Par la suite, je dois exprimer ma gratitude envers le personnel du CUFÉ. Leurs professionnalisme, attention et disponibilité ont facilité beaucoup ma démarche dans ce projet d'envergure.

Finalement, mais non moins important, je dois dire un gros merci à Celina, ma conjointe. Grâce à sa patience, à son soutien et à son encouragement toujours présents, j'ai réussi à surmonter les obstacles tout au long du chemin et ai été capable de réaliser cette maîtrise.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 BIOMÉTHANISATION.....	4
1.1 Les étapes de la digestion anaérobie.....	6
1.1.1 Hydrolyse	6
1.1.2 Acidogénèse.....	7
1.1.3 Acétogénèse	7
1.1.4 Méthanogénèse	7
1.1.5 Autres réactions	7
1.2 Les produits de la méthanisation	8
1.2.1 Biogaz.....	8
1.2.2 Digestat et éluat	9
1.3 Les facteurs influençant la méthanisation	10
1.3.1 pH.....	10
1.3.2 Température.....	10
1.3.3 Rapport C/N	11
1.3.4 Degré d'humidité	11
1.3.5 Prétraitements.....	12
1.3.6 Inhibiteurs de la méthanisation	13
1.4 Les divers procédés de méthanisation	14
1.4.1 Selon la température.....	14
1.4.2 Selon la teneur en matière sèche du substrat.....	15
1.4.3 Selon le fonctionnement des réacteurs	16
2 TECHNOLOGIES ACTUELLEMENT EN USAGE.....	17
2.1 Les technologies européennes.....	19
2.1.1 Kompogas	19
2.1.2 Valorga	22
2.1.3 DRANCO	24
2.1.4 Cambi Thermal Hydrolysis Process (THP).....	26
2.1.5 Lipp.....	27
2.1.6 BTA.....	29
2.1.7 Linde.....	31
2.1.8 Waasa	32
2.1.9 BEKON.....	33

2.2	Les technologies asiatiques.....	35
2.2.1	Gobar ou de type indien.....	36
2.2.2	Type chinois.....	36
2.3	Les autres régions du monde.....	37
2.3.1	ArrowBio (Israël).....	37
2.3.2	SUBBOR (Canada).....	39
3	BIOMÉTHANISATION AU QUÉBEC.....	41
3.1	Les besoins.....	42
3.1.1	Déchets organiques.....	42
3.1.2	Réduction des gaz à effet de serre (GES).....	43
3.1.3	Sources d'énergie.....	44
3.2	Les subventions et autres aides possibles.....	44
3.2.1	Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage.....	45
3.2.2	Fonds pour l'infrastructure verte (FIV).....	47
3.2.3	Électricité.....	48
3.2.4	Gaz naturel.....	49
3.3	Les formes d'utilisation du biogaz.....	50
3.3.1	Cogénération – production d'électricité et de chaleur.....	50
3.3.2	Gaz naturel.....	51
3.3.3	Carburant.....	52
3.4	Les contraintes.....	54
3.4.1	Offre d'énergie à bas prix.....	54
3.4.2	Coût d'enfouissement.....	54
3.4.3	Climat.....	55
3.5	Les projets envisagés au Québec.....	56
4	ANALYSE COMPARATIVE DES TECHNOLOGIES.....	58
4.1	La comparaison des technologies de méthanisation.....	60
4.1.1	Sphère économique.....	63
4.1.2	Sphère sociale.....	66
4.1.3	Sphère environnementale.....	67
4.1.4	Sphère légale.....	68
5	RECOMMANDATIONS POUR LE CONTEXTE QUÉBÉCOIS.....	69
	CONCLUSION.....	72
	RÉFÉRENCES.....	75

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Grandes étapes de la digestion anaérobie.....	6
Figure 1.2	Efficience de la digestion anaérobie selon la température	11
Figure 2.1	Le système Kompogas	20
Figure 2.2	Schéma d'un réacteur Kompogas	21
Figure 2.3	Schéma d'un réacteur Valorga	23
Figure 2.4	Schéma d'un réacteur DRANCO.....	25
Figure 2.5	Schéma d'un procédé Cambi THP	26
Figure 2.6	Schéma d'un réacteur Lipp et détail des tuyaux chauffants	28
Figure 2.7	Procédé BTA en deux étapes.....	30
Figure 2.8	Procédé humide Linde	31
Figure 2.9	Procédé sec Linde	32
Figure 2.10	Schéma d'un procédé BEKON	34
Figure 2.11	Schéma d'un digesteur Gobar	36
Figure 2.12	Schéma d'un digesteur chinois.....	37
Figure 4.1	Frais d'exploitation des diverses technologies de méthanisation.....	64
Tableau 1.1	Composition moyenne du biogaz	8
Tableau 3.1	Projets appuyés par les gouvernements fédéral et provincial	47
Tableau 3.2	Émissions d'une voiture Volvo V70 selon le type de combustible	53
Tableau 4.1	Émission de composés volatils lors du compostage et de la maturation du digestat produit par la méthanisation	59
Tableau 4.2	Résumé des technologies.....	61

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

3RV-E	Hiérarchisation de la gestion des matières résiduelles. Les efforts doivent être faits dans l'ordre suivant : réduction à la source; réemploi; recyclage; valorisation et, dans une dernière option, élimination.
FOOM	Fraction organique des ordures ménagères. Correspond à l'acronyme anglais <i>OFMSW</i> : <i>Organic Fraction of Municipal Solid Waste</i> .
GES	Gaz à effet de serre
ICI	Industries, commerces et institutions
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
Mg	Million de grammes; tonne métrique
Mt	Million de tonnes métriques
M\$	Million de dollars canadiens
Nm ³	Normo mètre cube – un mètre cube de gaz dans les conditions normales de température et de pression, soit 0 °C et 1 atm.

LEXIQUE

Dans cet essai, le terme « matière organique » est utilisé comme synonyme de matière organique putrescible. De plus, les termes « méthanisation », « biométhanisation » et « digestion anaérobie » sont aussi employés comme synonymes.

Les termes « biodigesteur », « digesteur » et « réacteur » sont utilisés comme synonymes dans ce travail. Ce sont des cuves fermées où les réactions de biométhanisation ont lieu.

Déchets gris	Fraction résiduaire du tri à la source des déchets
Déchets mixtes	Fraction mélangée des déchets, avec ou sans matières recyclables
Siccité	Quantité de solides d'une matière, exprimée comme le complément de l'humidité

INTRODUCTION

La gestion des matières résiduelles se révèle comme étant une des problématiques principales des sociétés contemporaines. À ce propos, de plus en plus de régions cherchent des solutions pour aborder ce problème croissant. Le Québec n'est pas une exception et des politiques ont été créées avec le dessein de réduire la quantité de matières éliminées. Si la récupération des résidus recyclables gagne de l'ampleur dans la province, la mise en valeur des rejets putrescibles n'a pas le même taux de réussite. Dans ce sens, des mesures plus puissantes s'avèrent nécessaires, alliées à l'utilisation de technologies de traitement plus performantes, car l'enfouissement des matières est un gaspillage de ressources qui doit être évité. De plus, les rejets putrescibles enfouis sont une cause de pollution provoquée par des lixiviats et une source d'émission de gaz à effet de serre (GES).

Une autre question fort importante est l'instabilité de l'approvisionnement en sources d'énergie basées sur le pétrole. La précarité des réserves et son coût d'extraction de plus en plus élevé incitent le développement de technologies pour créer des substituts à ces matières. Ainsi, les préoccupations globales par rapport au réchauffement climatique – intensifié par les émissions de CO₂ d'origine fossile – contribuent aux recherches pour de nouveaux combustibles d'origine renouvelable.

Dans ce sens, la digestion anaérobie, ou biométhanisation, s'avère une solution très intéressante pour s'adresser aux thèmes présentés auparavant. En effet, plusieurs villes européennes utilisent depuis des décennies des systèmes de méthanisation pour traiter leurs résidus organiques, en plus de les approvisionner en énergie. Un bon exemple de cet emploi conjugué est celui de Linköping, une ville en Suède qui, au début des années 90, voulait substituer le diesel de ses autobus au gaz naturel, afin de réduire la pollution causée par ces véhicules. Comme un réseau de distribution de ce gaz n'était pas disponible, la ville a construit, en 1996, une usine de biométhanisation pour le traitement des résidus agroalimentaires locaux, dans le but de les convertir en biogaz. Depuis 2002, tous les autobus de la municipalité, soit 64, fonctionnent avec le biogaz épuré, en plus des taxis et d'autres véhicules particuliers. De même, depuis 2005, le premier train alimenté au biogaz au monde est en service, pour faire la liaison entre cette ville et Västervik. En

addition, le digestat produit est employé comme fertilisant dans 17 fermes de la région (IEA Bioenergy, 2007).

Comme suite à ce qui précède, l'objectif de cet essai est de faire un portrait des principales technologies de digestion anaérobie des déchets municipaux existantes dans le monde. Dans ce sens, les technologies prises en considération sont celles qui sont les plus utilisées pour le traitement des matières organiques résiduelles d'origine municipale. Même si la méthanisation des boues et des résidus organiques des ICI n'est pas directement visée dans ce travail, ces matières pourraient être mises en valeur dans les réacteurs dans le cas où les procédés sont adéquats à ces types de substrats. De plus, les enjeux pour le Québec par rapport à ces technologies et ses principales contraintes sont aussi ressortis dans le travail. Ensuite, une analyse comparative des avantages et des inconvénients des divers procédés est présentée, en prenant en considération les sphères du développement durable. Finalement, des recommandations sont faites dans le but de bonifier le développement de cette filière dans la province.

Les cellules d'enfouissement peuvent être considérées, grosso modo, comme un réacteur de digestion anaérobie en raison de l'absence d'oxygène et de la présence des microorganismes nécessaires aux réactions de méthanisation. Cependant, dans ce travail, les sites d'enfouissement ne sont pas examinés à cause du manque de contrôle dans le processus. De plus, la mise en valeur des matières avec la production de biogaz n'est pas l'objectif principal des lieux d'enfouissement, mais une conséquence de cette forme d'élimination. En outre, une grande partie du biogaz généré est perdue dans l'atmosphère par des émissions fugitives (Themelis and Ulloa, 2007; FCQGED, 2006).

Pour réaliser le présent travail, une intense recherche bibliographique a été faite dans le but de décrire les diverses étapes de la digestion anaérobie, les conditions nécessaires pour sa réalisation et les caractéristiques principales des procédés. Ensuite, les technologies plus utilisées pour la mise en valeur des résidus municipaux ont été décrites en utilisant les données disponibles dans les sites Internet des entreprises responsables des systèmes. Afin de bonifier ces informations, des rapports comparatifs des technologies ont aussi été utilisés. Puis, les diverses caractéristiques du Québec ont été présentées à partir d'informations accessibles sur les sites Internet des gouvernements autant fédéral que provincial et de leurs divers rapports et publications. Dans la même

section, les besoins autant énergétiques que de gestion de résidus de la province ont été exposés, en plus des subventions disponibles, les formes possibles d'utilisation du biogaz, les contraintes pour la méthanisation ainsi que les projets déjà envisagés dans la province. Finalement, l'analyse comparative des diverses technologies a été réalisée, en prenant en considération les sphères du développement durable. Dans ce cas, aux pôles économique, environnemental et social, le pôle légal a été ajouté compte tenu des restrictions de plus en plus importantes du gouvernement provincial par rapport à l'enfouissement. En dernier lieu, des recommandations ont été faites afin de bonifier l'utilisation de la méthanisation au Québec pour le traitement des résidus organiques municipaux dans une perspective de développement durable. Pour compléter le travail, les points les plus importants de l'essai ont été mis en évidence dans la conclusion, avec les limitations de l'étude et des pistes pour la réalisation d'analyses plus poussées des technologies présentées.

Dans le but d'assurer la qualité des données obtenues, une attention accrue a été portée à la fiabilité des sources. Dans ce sens, les sites Internet des représentants des technologies ont été priorisés, en plus de ceux des organismes gouvernementaux et d'autres organismes fiables. La même attention a été consacrée aux articles scientifiques, aux divers livres, rapports et personnes ressources consultés. En addition, les informations actualisées ont été préférées aux plus anciennes.

1 BIOMÉTHANISATION

La biométhanisation, aussi appelée méthanisation ou digestion anaérobie, est la décomposition en l'absence d'oxygène de la matière organique. C'est un processus naturel fait par diverses populations de micro-organismes présents dans une multitude d'environnements. Dans la nature, on peut observer ce phénomène partout où il y a de la matière organique et une quantité insuffisante d'oxygène, comme dans les marais, les rizières et même dans le système digestif des mammifères et des insectes. Cette dégradation produit le biogaz, un gaz similaire au gaz naturel, formé principalement de méthane et de CO₂ (Görish et Helm, 2008).

Ce processus métabolique est l'un des plus anciens à être développés par les organismes. Il devait être présent il y a longtemps, lorsqu'il n'y avait pas massivement d'oxygène dans l'atmosphère et que la Terre était un milieu essentiellement réducteur (Godon, 2008). Des études estiment l'apparition des organismes méthanogènes entre -4,11 et -3,78 milliards d'années passées (Brauman et al., 2008).

La production de méthane à partir de la matière putrescible est connue depuis des siècles. Vers 1630, Van Lemond découvre que la fermentation de la matière organique dégage un gaz inflammable (RECORD, 2009). En 1776, Alessandro Volta démontre que le gaz émis par les marais est combustible. En 1787, Lavoisier prouve que ce gaz inflammable est le « gas hidrogenium carbonatrum », c'est-à-dire le même gaz qui sera appelé, à partir de 1865, méthane (Moletta et Verstraete, 2008). C'est probablement à cause de cette origine que le méthane est aussi connu comme « gaz des marais ». Si cette émission de CH₄ dans les marais est connue depuis longtemps, le rôle des micro-organismes dans ce processus n'a été découvert que bien plus tard. D'ailleurs, la compréhension complète de ce processus est, encore aujourd'hui, loin d'être achevée (Godon, 2008).

Outre son importance comme gaz combustible, le méthane est aussi un très important gaz à effet de serre (GES). Avec un temps de résidence d'environ 12 ans dans l'atmosphère et une concentration, en 2005, de 1,774 ppm, il est considéré comme le deuxième gaz responsable du réchauffement du globe, tout de suite après le CO₂ (Solomon et al., 2007). Il est important de souligner qu'un kilogramme de méthane a une influence 21 fois plus importante qu'une même quantité de CO₂ pour le réchauffement climatique (Olivier, 2009).

Le méthane atmosphérique a une origine essentiellement biologique, soit naturelle ou provoquée par l'homme. De 70 à 80 % des émissions totales de ce gaz sont causées par des microorganismes, dont les sols inondés et l'élevage sont les principaux responsables. Les 20 à 30 % restants proviennent de l'exploration et de l'utilisation de combustibles fossiles, de la combustion de biomasse et des fuites de méthane géologique par fissures ou par volcans (Brauman et al., 2008; Denman et al., 2007).

Les sources anthropiques représentent de 60 à 70 % des émissions globales. L'agriculture est l'activité la plus importante, étant responsable pour 20 à 50 % des émissions à cause des élevages des ruminants et des rizières (Brauman et al., 2008; Denman et al., 2007). L'exploration minière, de pétrole et de gaz, contribue pour 10 à 20 % du total de méthane atmosphérique (Denman et al., 2007).

Quant aux déchets, ils ont une contribution allant jusqu'à 5 % des émissions mondiales de GES. De cette quantité, le méthane émis par des sites d'enfouissement est la source la plus importante, suivie par les émissions de ce gaz dues aux eaux usées. Dans ce calcul ne sont pas prises en compte les émissions causées par le transport des matières, mais seulement par les gaz émis directement par les rejets (Bogner et al., 2007).

En complément à ces formes naturelles de biométhanisation, depuis plusieurs décennies, l'intérêt pour le processus de méthanisation a pris de l'ampleur comme traitement des résidus et pour l'obtention d'énergie. On peut citer, comme exemple, l'utilisation des digesteurs appelés « Duceulier et Isman » pour le traitement des déchets agricoles et d'élevage en France dans les années 40 (Moletta et Verstraete, 2008). Selon de La Farge (1983), lors de la Deuxième Guerre mondiale, près de 1 500 digesteurs de ce type ont été construits au pays, mais ont été abandonnés à cause des énergies fossiles à bon marché. Le choc pétrolier des années 1970 a incité de nouveau au développement de cette filière et, après les années 1990, le recours au biogaz comme source d'énergie par les pays d'Europe s'est de plus en plus répandu. À partir de cette date, les installations de méthanisation ont pris la forme d'installations industrielles, avec le traitement de plusieurs substrats. Maintenant, non seulement les résidus fermiers sont visés, mais aussi les boues municipales, les ordures ménagères et les résidus industriels (de La Farge, 1995).

1.1 Les étapes de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie se déroule selon une succession de quatre étapes distinctes, chacune avec sa population microbienne caractéristique. Les extrants produits par chaque population deviennent les intrants pour la population suivante. De cette façon, les molécules complexes sont métabolisées jusqu'à leur minéralisation, c'est-à-dire leur transformation en méthane et en CO₂. Ces étapes sont : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse (Godon, 2008; Rapport et al., 2008). La figure 1.1 illustre les diverses étapes de la digestion anaérobie.

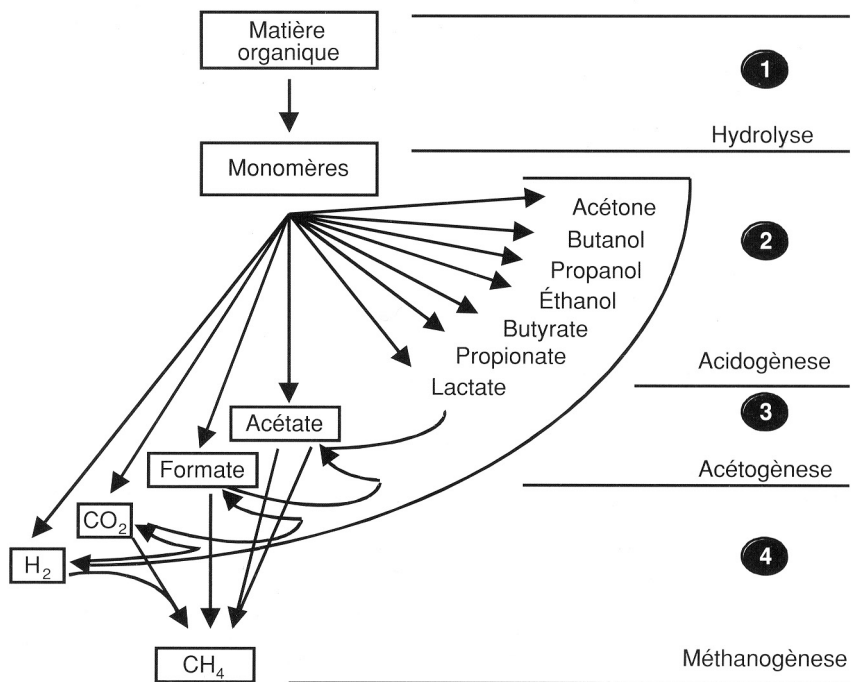


Figure 1.1 Grandes étapes de la digestion anaérobie. Tiré de Godon (2008, p. 62).

1.1.1 Hydrolyse

Lors de l'hydrolyse, les macromolécules organiques sont transformées en produits plus petits. En ce sens, les composés de haut poids moléculaire, comme les polysaccharides, les lipides, les protéines et les acides nucléiques, sont convertis en substances simples. Cela donne origine aux monosaccharides, comme le glucose, aux acides gras, aux acides aminés et aux bases azotées (Godon, 2008; Rapport et al., 2008).

1.1.2 Acidogénèse

Dans l'acidogénèse, les monomères de l'étape antérieure sont convertis en acides gras volatils, en alcools, en acides organiques, en hydrogène et en CO₂. C'est une phase qui se déroule entre 30 et 40 fois plus rapidement que l'hydrolyse. À la fin s'y retrouvent l'éthanol et les acides acétique, propionique, butyrique, valérique et lactique (Godon, 2008; Rapport et al., 2008).

1.1.3 Acétogénèse

L'acétogénèse unifie et simplifie la filière chimique, car les substances originaires des processus antérieurs y sont transformées en acétate, en H₂ et en CO₂ (Godon, 2008; Rapport et al., 2008). Cette étape précède celle de la méthanogénèse.

1.1.4 Méthanogénèse

C'est la dernière étape de la minéralisation des substances organiques. Ici, les acétates, les formates, le H₂ et le CO₂ sont transformés en méthane (Godon, 2008; Rapport et al., 2008). Habituellement, cette phase est la plus délicate de la digestion anaérobie, parce que les organismes méthanogènes sont plus sensibles aux variations de pH et ont un taux de croissance plus lent que celui des organismes des autres étapes (Ostrem, 2004).

1.1.5 Autres réactions

D'autres réactions se déroulent durant la digestion anaérobie, en utilisant les substances non carbonées pour les réactions. C'est le cas de l'utilisation des sulfates comme source d'énergie pour l'oxydation des acétates, de l'éthanol, du propionate et du butyrate. Ces réactions créent l'ion hydrogénosulfure HS⁻ comme sous-produit. De plus, des réactions d'oxydation de l'ammonium et de dénitrification peuvent se produire en milieu anaérobie, dégageant l'azote moléculaire N₂. Finalement, certaines molécules xénobiotiques, des micropolluants, peuvent être hydrolysées en conditions anaérobies, ce qui fait de ce processus une étape importante pour le traitement de la pollution récalcitrante (Godon, 2008).

1.2 Les produits de la méthanisation

Lors de la transformation de la matière organique, la digestion anaérobie produit le biogaz et le digestat – la partie résiduelle du processus. Si le biogaz a une importante fonction comme source d'énergie, le digestat, quant à lui, peut être utilisé comme amendement des sols.

1.2.1 Biogaz

La composition du biogaz varie selon les matières digérées et le temps de traitement. Habituellement, la concentration de méthane se situe entre 50 et 80 %, 60 % étant la valeur la plus fréquemment rapportée par les usines. En plus du méthane, l'autre gaz principal formé est le CO₂. Les gaz présents en faibles concentrations sont le H₂S, le NH₃ en plus de la vapeur d'eau jusqu'à son point de saturation. Ces derniers gaz doivent être traités selon l'utilisation prévue pour le biogaz afin de ne pas endommager les équipements (Ostrem, 2004; Truong, 2004). Le tableau 1.1 indique la composition moyenne du biogaz.

Tableau 1.1 Composition moyenne du biogaz

Gaz	CH ₄	CO ₂	H ₂ S	NH ₃	H ₂ O
Concentration	55-80 %	20-45 %	0-1,5 %	0-0,5 %	saturé

Tiré de Truong (2004, p. 8).

Plusieurs utilisations sont envisagées pour le biogaz. Il peut être simplement brûlé, si les seuls buts de la digestion sont le traitement et la stabilisation des matières putrescibles. Cette destruction du méthane est importante à cause de la puissance de réchauffement du méthane comme GES, donc sa transformation en CO₂ à plus faible puissance de réchauffement est souhaitable. En revanche, l'utilisation de son énergie à des fins utiles est fréquemment mise en œuvre. Dans les petites usines, sa combustion est employée pour le chauffage du système. Dans les usines de plus grande taille, où l'investissement le justifie, la cogénération est beaucoup plus fréquente. Dans ces centres, le biogaz est transformé en électricité et en chaleur, qui sont utilisées pour l'usine et/ou sont commercialisées. Il est important de noter que la chaleur est un sous-produit de la

génération d'électricité par les unités génératrices, donc la production de ces deux sources d'énergie n'est pas concurrentielle, mais complémentaire (Ostrem, 2004).

Finalement, une autre utilisation importante du biogaz est sa purification et son emploi comme gaz naturel. Pour cela, le CO₂ et les autres gaz contaminants doivent être éliminés afin d'augmenter le taux de méthane du gaz. Ensuite, il est comprimé puis inséré dans le réseau de distribution ou employé comme combustible pour les voitures (Moletta, 2008b).

Dans le cas du traitement des résidus solides municipaux, la production de biogaz atteint entre 80 et 150 m³ par tonne de déchets, selon la technologie employée et les matières de l'intrant (Ostrem, 2004).

1.2.2 Digestat et éluat

Le digestat est un résidu semblable à l'humus, partiellement stable et riche en composants organiques. Dans le cas de l'utilisation des intrants solides pour la biométhanisation, il a, à la sortie du digesteur, une consistance pâteuse et émet souvent des odeurs désagréables. L'excès de liquide peut être extrait pour réalimenter le système en eau et en microorganismes spécialisés et/ou pour minimiser les quantités de matières à être transportées. Dans plusieurs cas, la fraction solide du digestat est ensuite compostée et le résultat utilisé comme amendement des sols. La partie liquide, l'éluat, peut être utilisée directement comme fertilisant liquide à cause de sa richesse en éléments nutritifs (Ostrem, 2004). Une autre possibilité d'utilisation du digestat est sa combustion dans les fours des cimenteries ou des centrales thermiques. Selon Camacho et Prévot (2008), le digestat séché – avec une siccité de 90 % – a un pouvoir calorifique de 3 500 kcal/kg. En plus, ces matières peuvent être considérées comme étant une source d'énergie renouvelable donc carboneutre.

Une grande partie des pathogènes présents dans le digestat est éliminée dans les digestions thermophiles où les réactions se produisent à des températures plus élevées. Dans le cas des systèmes à températures moyennes, de longs temps de séjours sont habituellement suffisants pour leur inactivation (Ostrem, 2004). De plus, des traitements additionnels peuvent être mis en place avant ou après la digestion anaérobie afin d'assurer une absence de microbes pathogènes viables dans le digestat.

1.3 Les facteurs influençant la méthanisation

Plusieurs facteurs interagissent entre eux et influencent la vitesse et l'efficacité de la digestion anaérobie. Les principaux sont présentés dans les prochaines sections.

1.3.1 pH

Le pH est un des paramètres les plus importants pour la méthanisation et un contrôle accru de sa variation est fondamental pour le bon fonctionnement des réacteurs. Un pH stable indique un système en équilibre et une méthanisation performante. En revanche, des variations du pH, plus souvent sa diminution, sont signes de problèmes. Les bactéries méthanogènes sont très sensibles aux variations du pH : de petites altérations peuvent même menacer la production du gaz. À cause de cela, le contrôle de l'alcalinité est important afin de maintenir le pH dans les valeurs voulues (Bernet et Buffière, 2008). Si la plage de fonctionnement acceptable d'un réacteur se situe entre 5,5 et 8,5, les valeurs idéales pour les microorganismes méthanogènes varient entre 7,0 et 7,2. La chute du pH en dessous de 5,0 est mortelle pour ces organismes (Ostrem, 2004) et même des valeurs proches de 6,0 causent souvent un arrêt du procédé (United-Tech, s.d.).

Comme la digestion anaérobie est une séquence de réactions, chacune ayant des sous-produits différents, les uns peuvent influencer négativement les autres. Une surproduction des acides volatils par les organismes acidogènes peut mener à une baisse du pH et, conséquemment, à une inhibition de la méthanogénèse. Cela peut être une situation causée par un grand apport de matières fraîches au digesteur. En revanche, une surconsommation des acides pour la formation de méthane peut engendrer une augmentation du pH et un ralentissement de l'acidogénèse (Ostrem, 2004).

1.3.2 Température

Comme pour les autres processus biochimiques, l'élévation de la température engendre une augmentation de l'efficacité de la méthanisation. Par contre, cette croissance de l'efficacité n'est pas linéaire, mais affiche plutôt des zones idéales de température (Bernet et Buffière, 2008). Le maintien de la température dans une de ces plages est essentiel pour l'efficacité du processus (Ostrem, 2004). La figure 1.2 indique les performances de la digestion anaérobie par rapport à la température. Cette performance est calculée en

fonction de la production de biogaz, de la vitesse de croissance des microorganismes et de la performance de dégradation du substrat.

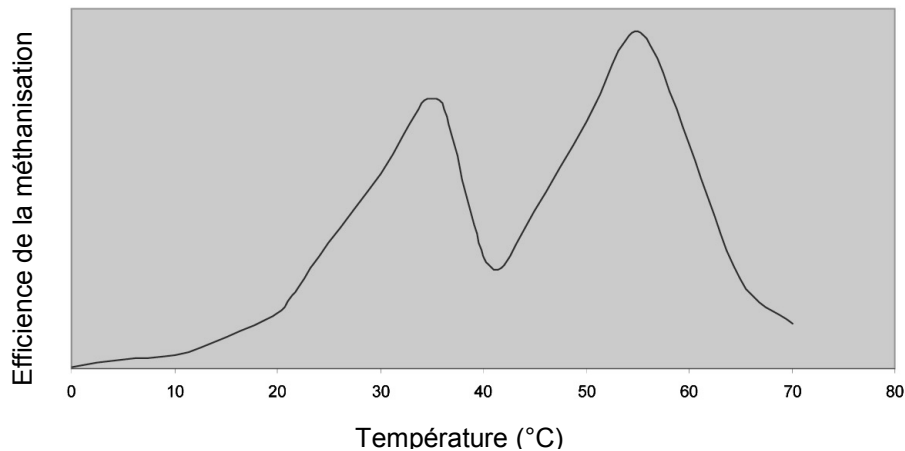


Figure 1.2 Efficacité de la digestion anaérobie selon la température. Tiré d'Ostrem (2004, p. 21).

1.3.3 Rapport C/N

Comme pour la digestion aérobie, la proportion entre le carbone et l'azote présents dans la matière organique est importante pour le bon fonctionnement des réacteurs. Des études indiquent que la proportion désirable se situe entre 20 et 30, 25 étant le ratio idéal (Ostrem, 2004). Une augmentation de l'apport en azote peut mener à une production accrue d'ammoniac, ce qui peut nuire aux microorganismes et inactiver la méthanisation (Rapport et al., 2008).

1.3.4 Degré d'humidité

L'humidité a une grande influence sur l'action des bactéries, principalement dans le cas où ces valeurs sont basses. Des études montrent que des taux d'humidité supérieurs à 60 % augmentent la production de gaz, qui atteint un maximum environnant 80 %. Au-delà de cette concentration, la production se stabilise dans ce plateau élevé (Price and Cheremisinoff, 1981). Ce principe est utilisé dans quelques lieux d'enfouissement, par la recirculation du lixiviat, pour accélérer la méthanisation des matières putrescibles et pour augmenter la production de biogaz (Price and Cheremisinoff, 1981; Yolo County, 2008).

1.3.5 Prétraitements

Afin de rendre la méthanisation plus performante, soit par l'augmentation de la vitesse des réactions, soit par une digestion accrue de la matière, quelques prétraitements de la matière putrescible sont possibles (Camacho et Prévot, 2008). Ces traitements visent surtout à augmenter l'efficacité de la phase d'hydrolyse ou même à la remplacer par une hydrolyse physico-chimique (Carrère, 2008). Voici les principaux :

Prétraitements thermiques : la matière putrescible est chauffée à de hautes températures et pression pour casser la matrice organique et, de cette façon, pour réaliser une hydrolyse thermique. Un exemple de ce procédé est utilisé par la technologie Cambi, de Norvège, où les déchets sont chauffés à 165 °C (Camacho et Prévot, 2008). En plus d'accélérer la digestion, ce traitement est aussi responsable de l'hygiénisation du substrat selon les normes sévères de l'Union européenne et de la Norvège (Carrère, 2008).

Prétraitements acido-basiques : les bases sont utilisées pour la saponification des matériaux lignocellulosiques. Ainsi, les microorganismes acidogènes peuvent transformer ce substrat. Des études montrent qu'un traitement avec le NaOH à 20 °C augmente de 35 % la conversion de la matière organique des déchets ménagers en acides volatils. De plus, l'utilisation de cette base à 175 °C pendant une heure accroît de 310 % la production de méthane à partir d'un digestat déjà traité par méthanisation (Carrère, 2008).

Ultrason : employé principalement pour solubiliser la matière organique particulaire des boues. C'est une technique qui permet de déstructurer ces boues (Carrère, 2008).

Broyage : le broyage est efficace principalement sur les substrats n'ayant pas une forte biodégradabilité. De cette façon, la diminution de la taille des particules augmente la superficie disponible pour les réactions, ce qui rend la méthanisation plus efficace (Carrère, 2008).

Oxydation : l'utilisation de l'oxygène (O₂) en pression et température élevées, comme agent oxydant de la matière organique, augmente aussi le taux de production de méthane. Cette élévation est plus accentuée pour les déchets verts, riches en lignine et donc peu biodégradables et pour le digestat déjà digéré soumis à une nouvelle méthanisation (Carrère, 2008).

1.3.6 Inhibiteurs de la méthanisation

Outre les facteurs physico-chimiques, comme le pH et la température, plusieurs substances peuvent avoir un effet nocif sur la digestion anaérobie. Heureusement, des adaptations de la flore microbienne anaérobie peuvent rendre ces populations résistantes aux substances toxiques et même permettre leur biodégradation (Bernet et Buffière, 2008).

Ammoniac (NH_3) : l'ammoniac en concentrations au-delà de quelques grammes par litre peut inhiber la phase méthanogène de la digestion anaérobie. Ces concentrations de NH_3 peuvent être causées par un apport élevé de matières riches en protéines, comme les restes d'élevage et les déchets agroalimentaires (Bernet et Buffière, 2008). Par contre, une adaptation des micro-organismes à des doses plus élevées d'ammoniac, allant jusqu'à 5 g/l, peut être développée naturellement (de La Farge, 1995).

H_2S : des substrats riches en protéines soufrées et en sulfates peuvent mener à une augmentation de la production de H_2S . Il est également toxique pour les microorganismes méthanogènes, en plus d'être corrosif pour les matériaux. La précipitation de certains cations avec les sulfures dissouts peut causer une carence d'éléments essentiels tels le nickel et le cobalt (Bernet et Buffière, 2008).

Substances toxiques : les hydrocarbures aliphatiques chlorés et les acides gras à longue chaîne sont les substances organiques les plus toxiques pour la digestion anaérobie. À propos des éléments inorganiques, les plus toxiques sont les cations comme le sodium (Na^+), le potassium (K^+) et les métaux lourds comme le cuivre, le nickel, le zinc et le plomb, en plus du NH_3 et du H_2S (Bernet et Buffière, 2008).

Nutriments : pour un bon fonctionnement des biodigesteurs, en plus des matières organiques, sources de carbone et d'énergie, une concentration adéquate d'autant de macroéléments que de microéléments est fondamentale. Pour les macroéléments, les principaux sont l'azote et le phosphore, tandis que le fer, le cobalt, le nickel et le zinc sont les éléments traces nécessaires (Bernet et Buffière, 2008).

1.4 Les divers procédés de méthanisation

La méthanisation est un processus qui peut se développer selon plusieurs conditions distinctes. Quand il s'agit des procédés anthropiques, les matières sont traitées dans des cuves fermées, aussi appelées réacteurs ou digesteurs, afin de produire le biogaz (ADEME, s.d.).

Contrairement à ce qui se passe dans la digestion aérobie, où un fort dégagement de chaleur est produit, la digestion anaérobie est faiblement exothermique (de La Farge, 1995). Pour cette raison, une bonne isolation thermique des réacteurs, et parfois des systèmes de chauffage, sont essentiels pour une production optimale de biogaz, surtout dans les pays nordiques et/ou avec l'utilisation de souches thermophiles de microorganismes. Dans la plupart des cas, cet apport d'énergie thermique est fourni par la combustion du méthane produit par l'installation elle-même (Bernet et Buffière, 2008). Il est estimé qu'un tiers de l'énergie produite par le biogaz est utilisé pour réchauffer le digesteur (ADEME, s.d.).

Par rapport aux procédés de méthanisation, on peut les classer en fonction de la température des réactions, de la teneur en matière sèche du substrat et selon le fonctionnement des digesteurs.

1.4.1 Selon la température

La digestion anaérobie prend place dans une des trois plages distinctes de température, selon l'apport en chaleur qui est fourni au système. Cette température est maintenue constante tout au long de la digestion et les microorganismes propres à cette condition se développent dans le réacteur. À cause de ces populations microbiennes spécialisées, une zone de température optimale existe dans chacune de ces plages (Bernet et Buffière, 2008). Ce sont les modes de digestion psychrophile, mésophile et thermophile.

Mode psychrophile : lorsque la température est inférieure à 15 °C (RECORD, 2009). C'est la méthode la moins coûteuse de méthanisation. Par contre, elle est la moins efficace, avec de faibles productions de biogaz (Bernet et Buffière, 2008).

Mode mésophile : entre 30 et 40 °C, avec une température optimale de fonctionnement de 35 °C. C'est le mode le plus utilisé, à cause de sa stabilité et de sa bonne production de

biogaz (Bernet et Buffière, 2008). De plus, les microorganismes mésophiles sont plus robustes et plus tolérants aux variations de température, donc plus indiqués pour les digesteurs avec des caractéristiques moins contrôlées et localisées dans des climats plus froids (Ostrem, 2004). Le temps de séjour moyen est de 3 semaines (ADEME, s.d.).

Mode thermophile : entre 50 et 65 °C, avec un optimum se situant autour de 55 °C. Il est de plus en plus utilisé pour le traitement de résidus solides. Des températures plus élevées permettent l'amélioration de la vitesse de l'hydrolyse et une meilleure dégradation du substrat. En addition, les températures élevées ont un pouvoir destructeur des germes pathogènes (Bernet et Buffière, 2008; Ostrem, 2004). Par contre, ce sont des systèmes plus sensibles aux substances toxiques et aux variations de température. De plus, la nécessité d'un apport plus important d'énergie thermique le rend moins intéressant d'un point de vue énergétique (Camacho et Prévot, 2008). Finalement, les cultures thermophiles peuvent nécessiter un mois ou plus pour établir une nouvelle population (Ostrem, 2004). Le temps de séjour moyen pour les systèmes thermophiles varie entre 10 et 15 jours (ADEME, s.d.).

Afin de réduire le temps de séjour, donc la taille totale des réacteurs, quelques systèmes de traitement de boues ont un procédé en deux phases qui combine les digestions thermophile et mésophile. Dans un premier moment, un réacteur en mode thermophile fait une hydrolyse rapide de la matière organique pendant deux à trois jours. Ensuite, un autre réacteur réalise la phase méthanogène en mode mésophile. De cette façon, les deux étapes clés de la digestion anaérobie peuvent être faites dans leurs conditions idéales, ce qui permet de réaliser le procédé entre 12 et 15 jours (Camacho et Prévot, 2008).

1.4.2 Selon la teneur en matière sèche du substrat

Les digesteurs peuvent être classés selon la concentration en eau du substrat organique à traiter. De cette façon, on utilise les dénominations :

Procédés à voie humide : la teneur en matières sèches est inférieure à 15 %. Ce sont des procédés utilisés principalement pour la méthanisation des boues d'épuration, du lisier ou d'autres intrants liquides. Dans le cas des résidus solides, leur dilution doit être faite dans le but d'obtenir une concentration de 10 à 15 % de matières solides (Bernet et Buffière, 2008). Cela provoque une augmentation des coûts causée soit par un apport d'eau, soit

par la recirculation de l'eau de procédé, donc des équipements nécessaires à cette recirculation. Ces réacteurs ont une meilleure homogénéisation du substrat, ce qui augmente la digestion. Par contre, le besoin de cuves plus grandes augmente le coût des réacteurs et du chauffage du substrat (Ostrem, 2004).

Procédés à voie sèche : la teneur en matières sèches est comprise entre 20 et 50 %. Ces systèmes sont utilisés principalement pour le traitement des résidus solides qui sont mis dans le réacteur sans importants ajouts d'eau. La consistance du milieu de fermentation est pâteuse ou semi-solide (Bernet et Buffière, 2008; ADEME, s.d.). Une plus grande concentration du milieu permet l'utilisation de réacteurs moins grands, donc moins coûteux. Par contre, cette concentration accrue nécessite des pompes spéciales et cause plus de stress mécaniques aux équipements (Ostrem, 2004).

1.4.3 Selon le fonctionnement des réacteurs

Le flux des matières dans les digesteurs varie selon la technologie utilisée, c'est-à-dire selon les modes d'alimentation et d'évacuation des réacteurs (ADEME, s.d.).

Procédé en mode continu : les digesteurs sont alimentés en continu, avec une quantité entrante de matières équivalente à celle évacuée : ce sont les systèmes les plus utilisés (Bernet et Buffière, 2008; ADEME, s.d.). Comme il y a un apport continu de matières fraîches, toutes les étapes de la digestion anaérobie se déroulent sans interruption. De cette façon, la production de méthane est constante (Ostrem, 2004).

Procédé en mode discontinu (*batch*) : les digesteurs sont remplis et, après la fin de la digestion, vidangés. Les réactions de méthanisation se produisent en séquence et la production de méthane prend la forme d'une cloche. À la fin de la digestion, lorsque le dégagement du biogaz chute ou devient nul, le réacteur est vidé et un nouveau lot y est introduit (ADEME, s.d.; Ostrem, 2004).

Procédé en mode discontinu séquentiel (SBR) : système qui combine les deux modes afin de maximiser les avantages de chacun (ADEME, s.d.).

2 TECHNOLOGIES ACTUELLEMENT EN USAGE

Les premières expériences de l'utilisation du biogaz des marais par les municipalités ont été faites dès le début du XIX^e siècle. En 1885, la ville d'Exeter, en Grande-Bretagne, avait déjà un éclairage public à partir du biogaz produit par des déchets. En 1920, plusieurs villes en Allemagne avaient du biogaz livré par un réseau municipal (RECORD, 2009).

À partir des années 1940, des milliers de petits réacteurs ont été construits en France, avec la digestion des rejets fermiers comme application principale. Après des décennies de déclin de cette technologie, les chocs pétroliers des années 1973 et 1976 ont fait resurgir l'intérêt pour la méthanisation en Europe. Finalement, à partir de la fin des années 1980, les préoccupations écologiques et les besoins de nouvelles sources d'énergie ont amené une nouvelle croissance de la technologie, cette fois-ci avec des systèmes industriels (de La Farge, 1995).

Des 95 petits digesteurs agricoles construits en France, entre 1979 et 1983, seulement 10 étaient encore fonctionnels en 1992 (de La Farge, 1995). En 2006, il n'en restait qu'un, utilisé principalement pour des fins de démonstration (Berger et Couturier, 2008). Cela peut être expliqué par un déplacement d'intérêts vers les installations collectives, amené principalement par le Danemark à partir des années 1985. Dans le but de réduire les coûts des usines, l'agence d'énergie danoise soutient ces installations collectives, centralisées, pour le traitement des déjections d'élevage et des déchets agroalimentaires. Ces usines de grande taille fournissent non seulement de l'électricité, mais aussi de la chaleur distribuée par l'important réseau de chaleur du pays. De plus, le digestat est retourné aux agriculteurs qui obtiennent ainsi un important engrais minéralisé et désodorisé, atouts indéniables en comparaison des lisiers traditionnellement employés. De cette façon, le Danemark met des efforts pour résoudre ses difficultés d'approvisionnement en énergie par la méthanisation, tout en réglant les problèmes environnementaux, sanitaires et agricoles liés à l'épandage des résidus agroalimentaires. Dans le même esprit, plusieurs autres pays européens, tels l'Italie, les Pays-Bas et l'Espagne, ont priorisé la construction de ces grandes usines centralisées (de La Farge, 1995; Berger et Couturier, 2008).

Même si plusieurs usines sont actuellement présentes dans l'ensemble du territoire européen, seulement une partie est utilisée pour traiter les résidus solides municipaux. La

plupart des installations sont conçues pour le traitement des résidus de ferme ou des boues de stations d'épuration (Bélanger, 2009; EurObserv'ER, 2008). Au Royaume-Uni, par exemple, 66 % des boues ont été traitées par digestion anaérobie en 2007 (UK Environment Agency, 2010).

En complément, avec la demande croissante pour des sources d'énergie renouvelables, plusieurs centres de méthanisation sont construits pour transformer directement les cultures en biogaz pour la génération d'électricité. Cela est le cas de l'Allemagne où, depuis 2004, de nouveaux tarifs d'achat d'énergie électrique plus avantageux ont incité à cette utilisation de cultures énergétiques. Ce pays fournit 90 % de la production énergétique totale de la méthanisation agricole en Europe (RECORD, 2009). Finalement, une partie de l'énergie électrique européenne est générée à partir du biogaz récupéré des sites d'enfouissement (EurObserv'ER, 2008).

Par contre, les nouvelles directives européennes sur la réduction de l'enfouissement des matières organiques ont donné une nouvelle impulsion pour le traitement des résidus solides organiques. Selon la Directive 1999/31/CE, la quantité de déchets biodégradables municipaux enfouis doit être réduite, par rapport à l'année 1995, de 25 % en 2006, de 50 % en 2009 et de 65 % en 2016. De plus, l'article 6(a) détermine que « seuls les déchets déjà traités soient mis en décharge » (Directive 1999/31/CE). Plusieurs pays ont déjà atteint des valeurs plus performantes, comme le Danemark, l'Autriche, les Pays-Bas et la Suède (Bouchez, 2008). En grande partie, cela a été accompli grâce à la digestion anaérobie. En Espagne, par exemple, 50 % de la fraction organique des résidus est traitée par méthanisation. De plus, le nombre et la capacité des usines de méthanisation de déchets ont augmenté grandement. En 2006, l'Europe avait un total de 124 usines d'une capacité de traitement de plus de 3 000 tonnes par an, dont au moins 10 % de résidus municipaux. Seulement entre 2001 et 2005, 52 nouvelles usines ayant ces caractéristiques ont été construites. Leur capacité moyenne était de 43 000 tonnes par an (Rapport et al., 2008).

L'intérêt accru pour la méthanisation a permis le développement d'importantes usines, si bien que cette filière industrielle est plus avancée en Europe que dans le reste du monde. Les principales technologies en usage seront abordées ci-dessous.

2.1 Les technologies européennes

Malgré le fait que la méthanisation en Europe soit largement appliquée pour la digestion des résidus de ferme et pour la fermentation des boues de stations d'épuration, de plus en plus d'usines de traitements des déchets municipaux se mettent en place. Si, pour ces premières, les technologies humides sont davantage utilisées, le développement des procédés secs prend de l'ampleur pour les résidus ménagers (Bernet et Buffière, 2008). On doit se rappeler que la siccité de la fraction organique des déchets ménagers varie entre 30 et 60 % (Rapport et al., 2008).

Plusieurs technologies sont commercialisées pour le traitement des résidus organiques municipaux. Les procédés suivants sont les plus répandus.

2.1.1 Kompogas

La technologie Kompogas a été développée en Suisse, dans les années 1980, avec une première usine commerciale implantée en 1992. En 2007, plus de 30 sites sont en activité pour traiter, principalement, les déchets organiques municipaux et commerciaux mélangés aux résidus de jardin (WMAA, 2007). Actuellement, une cinquantaine d'usines fonctionnent avec cette technologie un peu partout dans le monde (Axp Holding AG, 2009). La plus grande, avec une capacité de traitement de 275 000 tonnes de résidus putrescibles par année, est située au Qatar (Axp, 2009a).

Cette technologie est caractérisée par un procédé de digestion anaérobie en une seule phase, de type piston, horizontale, sèche et en mode thermophile. Le substrat est hydraté jusqu'à une siccité variant entre 23 et 28 % (Ostrem, 2004) pour entrer dans le réacteur, où il est chauffé à 55 °C et où il y séjourne pendant 15 à 20 jours (WMAA, 2007). Ce traitement thermique est suffisant pour inactiver les organismes pathogènes et pour éliminer le pouvoir germinateur des semences (Biower, s.d.).

Afin de simplifier le processus et de le rendre plus performant, les résidus sont triés à la source dans les municipalités desservies. De cette façon, seulement la matière putrescible est envoyée aux usines, avec peu de matières indésirables. Aux usines, ces résidus sont triés de nouveau pour éliminer les contaminants, déchiquetés et stockés dans un réservoir avant l'utilisation. Ce réservoir a une capacité de plusieurs jours de collecte, de sorte que

pendant la fin de semaine, même s'il n'y a pas de collecte, il y a suffisamment de matières pour alimenter le réacteur de façon continue (Partl, 2007).

Le digesteur est alimenté de façon automatique 24 sur 24 heures, pendant les 365 jours de l'année, avec seulement un minimum de supervision. Dans cette cuve, en l'absence d'oxygène, les matières sont soumises à la digestion anaérobie et produisent le biogaz. À cet effet, elles sont réchauffées à une température de 55 °C, mélangées et expulsées du réacteur, après environ 20 jours, grâce au mouvement piston. Le digestat sortant du processus, déjà digéré et hygiénisé, est déshydraté et ensuite composté dans les bâtiments, afin de minimiser les odeurs. Le biogaz produit est purifié et utilisé pour la cogénération et/ou transformé en gaz naturel alors que le digestat et l'éluat sont utilisés comme fertilisants (Partl, 2007). La figure 2.1 montre les étapes du procédé Kompogas.

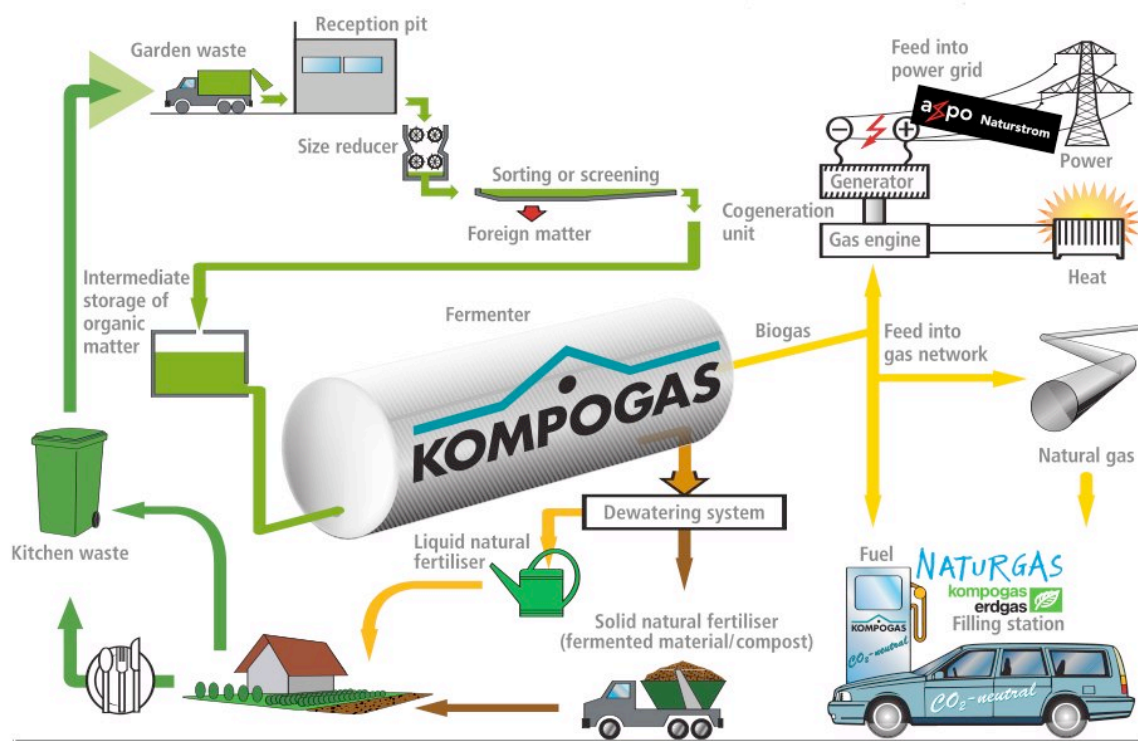


Figure 2.1 Le système Kompogas. Tiré de Kompogas (2007, p. 2).

Le réacteur de la technologie Kompogas est construit en acier ou, pour les versions plus récentes, en béton. Des pales internes tournent en mode intermittent, ce qui mélange et

homogénéise le substrat tout en remettant en suspension les matières plus lourdes (voir la figure 2.2). De plus, ce mouvement de rotation aide le mouvement piston. À cause des hautes températures et du contrôle accru du temps de séjour procuré par ces mouvements, l'hygiénisation du procédé est assurée (Partl, 2007).

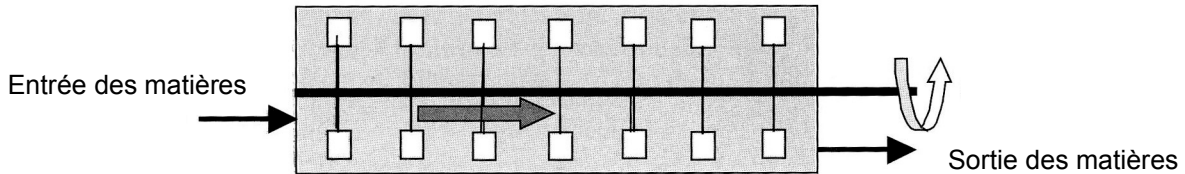


Figure 2.2 Schéma d'un réacteur Kompogas. Tiré de Moletta (2008b, p. 188).

Comme il s'agit d'un système ayant des contraintes physiques dues aux composants mécaniques, la taille maximale des digesteurs est limitée. Par contre, sa construction modulaire permet l'installation de plusieurs réacteurs en parallèle afin d'augmenter la capacité des usines. De cette façon, il est possible d'y traiter de petites quantités, comme 5 000 tonnes par année, jusqu'à des quantités immenses telles celles de la station du Qatar (Axpo, 2009b).

La taille réduite des réacteurs et l'absence d'odeurs permettent l'implantation d'usines à la proximité des zones urbaines et résidentielles (WMAA, 2007).

Lors de ce procédé, une tonne de résidus organiques génère une énergie équivalente à environ 70 à 80 litres d'essence, en plus de 500 kg de fertilisants solides et 300 litres de fertilisants liquides (WMAA, 2007). Selon le type d'intrants, entre 100 et 140 Nm³ de biogaz sont produits (Partl, 2007), avec une composition de méthane de 60 %, ce qui correspond à entre 600 et 1 000 kWh (équivalents chaleur) (Axpo, 2009b).

Afin de rendre le processus encore plus avantageux, le digestat et l'éluat du procédé Kompogas en Suisse sont certifiés pour l'agriculture biologique (Axpo Holding AG, 2009). De cette façon, ils peuvent être utilisés sans problème dans cette filière de plus en plus importante.

2.1.2 Valorga

Le procédé Valorga a été développé en France dans les années 80. Après plusieurs années d'essais et de la mise en exploitation, en 1982, d'usines pilotes ayant plusieurs capacités, la première usine commerciale a été installée à Amiens, en 1988. Elle a été la première usine de digestion anaérobie en continu en mode sec des déchets ménagers au monde. Elle traite alors la totalité des déchets ménagers bruts de la municipalité, soit 55 000 tonnes par année (Valorga, 2006a). À partir de 1996, un nouveau réacteur y a été installé afin d'augmenter la capacité totale de l'usine à 85 000 tonnes par année, pour accueillir des déchets d'autres municipalités voisines (Valorga, 2006b). Cette usine est encore en production 25 ans après sa construction.

La technologie Valorga est caractérisée par une digestion sèche, de type piston horizontal, en mode mésophile ou thermophile. Dans les diverses usines sont utilisés autant les déchets ménagers bruts que les résidus putrescibles triés à la source et/ou une combinaison de matières des deux origines pour un même site. Cette technologie est utilisée par 19 usines partout en Europe et en Chine, dans des installations qui traitent des quantités qui varient de 10 000 jusqu'à 300 000 tonnes annuellement (Valorga, 2006a).

Voici en quoi consiste cette technologie. Premièrement, les matières brutes passent par un tri mécanique qui sépare la fraction biologique des métaux et des autres déchets qui peuvent être valorisés thermiquement (Valorga, 2006c). Ensuite, la fraction organique est malaxée et hydratée afin d'avoir la consistance d'une boue épaisse, avec une siccité se situant entre 25 et 30 % (Nichols, 2004). Cette pâte est introduite dans le réacteur, de forme cylindrique verticale, où elle séjourne pendant environ trois semaines. Ce temps de séjour est permis par la présence d'une paroi médiane verticale qui prend les 2/3 du diamètre du réacteur qui le divise en deux héli sections (Valorga, 2006f). Puisque les lieux d'introduction et d'extraction des matières sont situés de chaque côté de cette paroi, les résidus doivent faire tout le tour du digesteur avant d'être extraits. En plus, l'injection d'une pression de biogaz à la base du digesteur produit un mélange vertical du substrat (voir figure 2.3) (Valorga, 2006d). Finalement, après la sortie du réacteur et de sa déshydratation, le digestat passe par une étape de maturation et d'hygiénisation par compostage d'une durée d'environ deux semaines avant d'être commercialisé (Valorga, 2006e). L'eau extraite du digestat est réchauffée et réutilisée dans le système pour humidifier les nouveaux intrants (Valorga, 2006f).

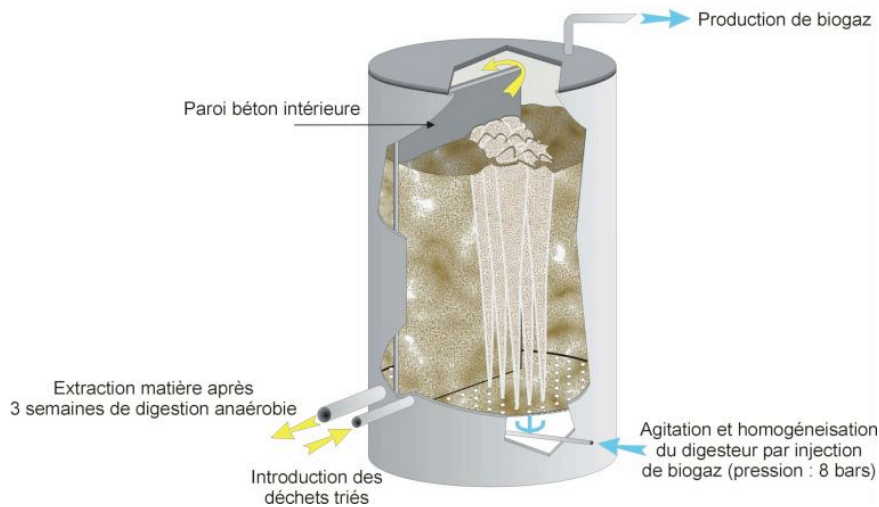


Figure 2.3 Schéma d'un réacteur Valorga. Tiré de Valorga (2006d).

Comme pour la technologie Kompogas, la taille maximale des digesteurs Valorga est limitée. Par contre, l'ajout de plusieurs cuves rend possible le traitement d'importants volumes de matières. Cet aspect modulaire est un atout qui permet l'expansion de l'usine au fur et à mesure de l'augmentation de la quantité des intrants. Pour les usines déjà en place, la capacité des réacteurs varie de 1 300 à 4 500 m³ (Valorga, 2006g).

La température de la digestion anaérobie pour le procédé Valorga varie selon l'usine et peut être de 37 °C (digestion mésophile), ou de 55 °C (digestion thermophile) (Valorga, 2006f). Ce procédé permet une production variant entre 100 et 140 Nm³ de biogaz par tonne de déchets, avec une concentration en méthane d'environ 55 % (Valorga, 2006e).

L'homogénéisation pneumatique du substrat dans les réacteurs augmente la fiabilité du système. L'absence d'une agitation mécanique à l'intérieur diminue la possibilité de bris et, conséquemment, d'arrêt et de vidange des digesteurs. Cette caractéristique fait en sorte que cette technologie est beaucoup utilisée tant pour les déchets triés à la source que pour les déchets bruts, triés mécaniquement à l'usine. De plus, le temps de séjour contrôlé, allié au mélange constant des matières, permet une hygiénisation du substrat (Valorga, 2006d).

2.1.3 DRANCO

La technologie DRANCO, ou *DRy ANaerobic COmposting* (compostage anaérobie sec) a été créée par la société belge *Organic Waste Systems* (OWS) à partir d'études de la fermentation anaérobie des sites d'enfouissement (OWS, s.d.a; De Baere, 2009). La première usine pilote, située à Gent, en Belgique, date de 1984 (Ostrem, 2004). À ce jour, 20 usines de digestion anaérobie utilisant le procédé DRANCO ont été construites dans le monde, pour traiter de 11 000 à 180 000 tonnes par an (De Baere, 2009; OWS, s.d.b).

Il s'agit d'un procédé de méthanisation sec, en une étape, de type piston vertical en mode thermophile ou, en quelques cas précis, mésophile. À cause des hautes siccités permises par la technologie, qui peuvent atteindre jusqu'à 50 % de matières sèches, elle peut être effectivement utilisée non seulement pour le traitement des résidus organiques, mais aussi pour les déchets gris afin qu'ils soient conformes aux réglementations européennes qui imposent des contraintes de décharge (De Baere, 2008; De Baere, 2009).

Comme pour les autres technologies de traitement de déchets, une étape de triage préalable à la méthanisation est effectuée. L'entreprise *Organic Waste Systems* a développé des procédés pour récupérer les matières valorisables autant en amont qu'en aval de la digestion anaérobie (OWS, s.d.a). Même si ces contaminants ne nuisent pas à la méthanisation, leur présence augmente les demandes en énergie pour le chauffage du substrat et cause des dommages physiques par abrasion aux équipements. Une production importante de biogaz a été observée malgré la présence d'une concentration de particules de verre qui allait jusqu'à 22 % du substrat (De Baere, 2009).

Après l'enlèvement des résidus indésirables, les matières sont déchiquetées et réduites en morceaux de moins de 40 mm. Ces matières sont alors introduites dans une cuve et sont mélangées avec les résidus qui sortent du digesteur dans une proportion d'une tonne de matières fraîches par six à huit tonnes de résidus digérés. Ce mélange est ensuite introduit dans le réacteur où il demeure pendant deux à quatre jours pour subir la digestion anaérobie et produire le biogaz, avant de retourner dans cette cuve de mélange. De cette façon, les matières séjournent plusieurs fois dans le réacteur, avec un temps total de résidence d'environ 20 jours. À la fin du processus, les matières subissent un traitement aérobie de compostage pendant deux à trois semaines avant d'être commercialisées, ou dans le cas des rejets hautement contaminés, enfouis (De Baere, 2009).

Les réacteurs DRANCO sont de type cylindrique vertical où les matières sont ajoutées par sa partie supérieure et sortent du réacteur par sa partie inférieure en forme d'entonnoir. Ce procédé ne contient pas de systèmes d'homogénéisation à l'intérieur du réacteur et c'est seulement la force de gravité qui est responsable du mouvement du substrat, du haut vers le bas. En addition, comme le chauffage des résidus jusqu'à 55 °C est fait dans la cuve de mélange grâce à l'injection de vapeur d'eau, une bonne isolation thermique du réacteur est suffisante pour maintenir les températures nécessaires pour la digestion thermophile (De Baere, 2009). La production de biogaz varie de 100 à 200 Nm³ par tonne de déchets (OWS, s.d.b). Un schéma d'un réacteur DRANCO est présent à la figure 2.4.

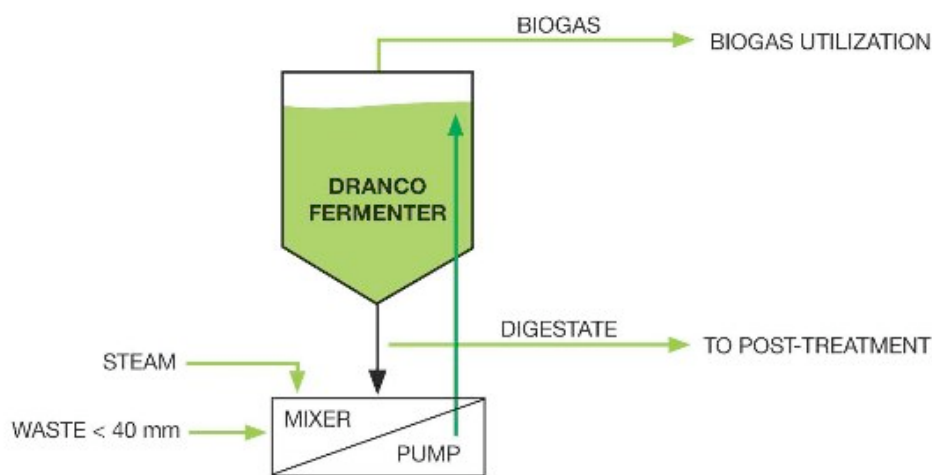


Figure 2.4 Schéma d'un réacteur DRANCO. Tiré de De Baere (2009, p. 2).

Dans le procédé DRANCO, il n'y a pas d'ajout d'eau ou d'autre forme d'hydratation du substrat outre la vapeur d'eau pour le chauffage. De cette manière, les intrants peuvent contenir jusqu'à 45 ou 50 % de matières sèches à l'entrée du réacteur; le digestat y sort avec autant que 40 % de siccité. Cela réduit les besoins en eau pour le procédé et aussi la nécessité de la déshydratation du digestat avant son compostage. En plus, cela empêche la formation de couches flottantes et de dépôts de matières lourdes à l'intérieur du digesteur. Finalement, cette haute concentration de résidus permet la diminution de la taille des réacteurs. Selon De Baere, un digesteur avec un volume de 3 150 m³ peut traiter 50 000 tonnes de résidus par an. L'absence de systèmes de mélange dans les réacteurs le rend moins susceptible aux bris et permet ce haut taux de siccité (De Baere, 2009).

2.1.4 Cambi Thermal Hydrolysis Process (THP)

Le Procédé Cambi *Thermal Hydrolysis Process* (THP) – procédé d'hydrolyse thermique a été développé par Cambi en Norvège, à partir de 1995, pour le traitement des boues, des résidus de l'industrie de transformation animale et de la fraction organique des déchets ménagers. En 2001, une première usine commerciale a été mise en opération en Norvège pour le traitement des déchets ménagers triés à la source et des boues, avec une capacité de 14 000 tonnes de résidus par année. Depuis 2008, une autre usine de 40 000 tonnes est en exploitation. De plus, 17 installations de traitement de boues sont actuellement en opération en Europe, en Australie et au Japon (Cambi, s.d.a; Cambi, s.d.b).

La grande différence de cette technologie par rapport aux précédentes est l'utilisation de hautes températures pour réaliser une hydrolyse thermique avant l'étape de méthanisation mésophile en voie humide du substrat. De cette façon, une plus grande quantité de matières organiques est disponible pour la méthanogénèse grâce à la déstructuration causée pour les hautes températures. Conséquemment, un plus grand volume de biogaz est produit, tout en réduisant la quantité de digestat créé. En addition, ces hautes températures permettent une hygiénisation complète du substrat, fait qui rend le procédé en accord avec la législation norvégienne plus contraignante par rapport aux traitements des rejets de l'industrie animale (Sargalski et al., 2007). Le procédé Cambi THP est illustré à la figure 2.5.

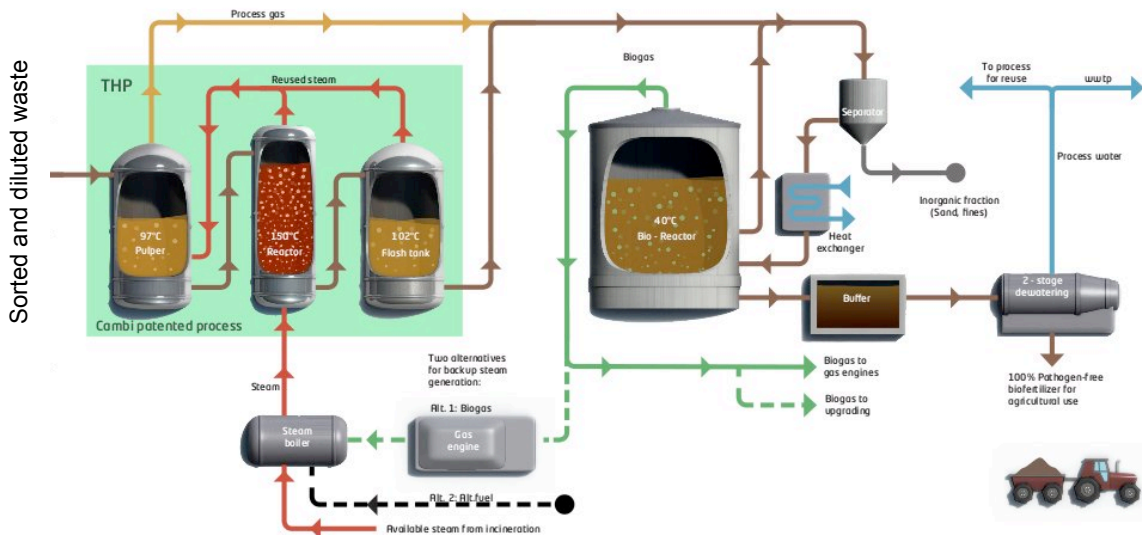


Figure 2.5 Schéma d'un procédé Cambi THP. Tiré de Cambi (s.d.a, p. 6-7).

Dans le procédé Cambi, les matières putrescibles passent initialement par un nouveau triage, automatisé, afin d'éliminer les contaminants encore présents et de réduire la taille des particules. Ensuite, elles sont hydratées à une siccité de 13 % et chauffées à 50 °C dans le but d'augmenter leur fluidité et de faciliter leur homogénéisation. Après cette phase, les matières sont introduites dans la première cuve du traitement THP, où elles sont chauffées jusqu'à 97 °C avant d'être acheminées vers la deuxième cuve où elles séjournent pendant 20 minutes. Dans ce deuxième lieu, avec l'introduction de vapeurs d'eau, la température et la pression montent jusqu'à 165 ou 170 °C et à 6 bar. Finalement, elles sont libérées dans la troisième cuve, où la baisse soudaine de la pression cause la rupture des cellules encore présentes. À cet endroit, la température du substrat diminue à 102 °C. Cette séquence d'étapes, en mode discontinu, provoque l'homogénéisation, la dilution et l'hydrolyse des matières en seulement quelques heures. Dans tout ce processus, la recirculation de la vapeur permet le mélange constant du substrat (Sargalski et al., 2007).

À la fin de l'hydrolyse thermique, comportant maintenant une siccité de 10 %, les matières sont refroidies à 40 °C et sont introduites dans le digesteur pour la phase méthanogénèse. Le mélange présent dans le digesteur est fait aussi avec le barbotage du biogaz produit. Le digestat sort du réacteur avec une siccité de 6 %. Il peut être utilisé pour l'épandage direct dans les champs ou le compostage après la déshydratation. La production de biogaz à partir du procédé Cambi THP varie entre 100 et 150 Nm³ par tonne de déchets, avec une concentration en méthane de 65 % (Sargalski et al., 2007).

2.1.5 Lipp

Lipp GmbH est une entreprise allemande spécialisée dans la fabrication de réservoirs horizontaux en métal, qui a développé, en 1958, un procédé unique pour unir deux pièces d'acier. À partir de ce procédé, ses réservoirs sont érigés en place à l'aide des machines créées dans le but de réduire la durée de la phase d'assemblage et les coûts de construction, tout en assurant une parfaite étanchéité. En profitant de son savoir-faire dans la fabrication de réservoirs, depuis la crise énergétique des années 70, l'entreprise a développé sa technologie de méthanisation (Lipp, s.d.a). Actuellement, plus de 700 digesteurs anaérobies Lipp sont en place dans le monde pour traiter des résidus agricoles jusqu'aux déchets organiques industriels, commerciaux et municipaux. L'entreprise a un représentant au Québec : Dominion & Grimm Environnement, qui est capable de fabriquer

au Québec la majorité des composantes du procédé avec l'appui des services-conseils de Bio-Méthatech (Dominion & Grimm environnement, s.d.a).

Cette technologie est caractérisée par une méthanisation en une phase humide, alimentée en continu dans un réacteur horizontal en acier inoxydable appelé KomBio. Les matières sont diluées, au besoin, jusqu'à l'atteinte d'une siccité d'environ 10 %, et sont introduites dans le réacteur. Le chauffage de ses parois et son isolation externe procurent l'échauffement nécessaire pour la digestion mésophile, soit le maintien d'une température d'environ 37 °C (Dominion & Grimm environnement, 2007). En plus, son format permet le stockage du biogaz produit lors de la méthanisation. Le substrat est homogénéisé horizontalement et verticalement grâce à deux mélangeurs, un disposé latéralement au réacteur et l'autre dans sa partie supérieure. Des modules supplémentaires peuvent être ajoutés afin d'augmenter l'efficacité de la méthanisation avec des traitements en amont ou en aval du procédé (Lipp, s.d.b). Dans ce sens, le substrat peut être trié, broyé, pasteurisé et/ou hydrolysé avant d'être inséré dans le réacteur. À sa sortie, le digestat est répandu directement comme fertilisant agricole ou est déshydraté et composté (Bio-Méthatech, s.d.). Selon Bio-Méthatech (s.d.), des concentrations variant entre 60 et 75 % de méthane sont obtenues. Par contre, une composition de méthane de l'ordre de 52 % et un temps de rétention de 20 jours ont été rapportés par Preusser (2006). Un schéma du réacteur Lipp et un détail de son système de chauffage sont présentés à la figure 2.6.



Figure 2.6 Schéma d'un réacteur Lipp et détail des tuyaux chauffants. Tirés de Dominion & Grimm environnement (2007 et s.d.b).

2.1.6 BTA

La technologie BTA a été créée entre 1984 et 1986 par BTA Biotechnische Abfallverwertung GmbH & Co. KG avec la collaboration de l'Université de sciences appliquées de Munich. Une usine pilote a été en opération de 1987 à 1995 pour le développement et l'optimisation de divers mécanismes de la technologie par rapport au traitement des résidus municipaux, industriels et agricoles. En 1991, la première usine commerciale a été construite au Danemark, avec une capacité de traitement de 20 000 tonnes par an. Il y a plusieurs représentants de cette technologie dans le monde, dont un au Canada – Canadian Composting Inc, à Newmarket, en Ontario (BTA International, s.d.a). En ce moment, plus de 40 usines fonctionnent en Europe, en Asie et au Canada, dont une à Toronto et une autre à Newmarket (BTA International, s.d.b). Les capacités respectives de ces usines canadiennes sont de 25 000 et de 150 000 tonnes par année (Juniper, 2007).

Le procédé BTA est caractérisé par une séparation liquide de la fraction organique des résidus, suivi d'une méthanisation par voie humide en une ou deux étapes à des températures mésophiles ou thermophiles, selon les caractéristiques des substances à traiter. Ces centres fonctionnent avec autant de résidus triés à la source que de déchets mixtes, en plus de boues et de résidus agricoles. Habituellement, les installations plus petites sont en une étape, mais les usines qui ont des capacités plus grandes que 100 000 tonnes par année ont un fonctionnement en deux étapes, c'est-à-dire les phases de l'hydrolyse et de méthanisation se produisent en réacteurs séparés (Rapport et al., 2008; Ostrem, 2004).

Initialement, les déchets subissent un traitement de tri humide où des forces hydrauliques écrasent les matières et les séparent selon leur fraction lourde, légère ou dissoute. De cette façon, les matières organiques sont mises en suspension, mais celles qui sont inertes, comme les batteries et les fibres, restent intactes, donc il y a moins de contamination de la pâte formée. Un procédé de vortex humide élimine encore les contaminants de faibles dimensions, comme le sable et les petits morceaux de verre, afin de réduire la corrosion et l'encroûtement des équipements. Cette solution décontaminée est ensuite envoyée vers une cuve tampon qui alimentera continuellement le digesteur lorsqu'il n'y aura pas de réception de matières. Dans le cas des usines en une étape, cette solution est chauffée aux températures souhaitées et est introduite dans le réacteur où

l'injection de biogaz procure l'homogénéisation du substrat. À la fin de la méthanisation, le digestat est déshydraté et composté pendant environ quatre semaines. L'éluat est réintroduit dans le système et son surplus est utilisé comme fertilisant ou rejeté après ou sans traitement (CCI Bio Energy, s.d.).

Pour le procédé en deux étapes, schématisé à la figure 2.7, la suspension en provenance de la cuve tampon subit une séparation solide/liquide. La fraction liquide est envoyée directement au réacteur de méthanisation lorsque les solides sont réhydratés à une siccité de 25 % et envoyés à un réacteur pour la phase d'hydrolyse. Après un temps de résidence de quatre jours, cette pâte est de nouveau déshydratée. Les liquides sont envoyés au réacteur de méthanisation et la portion solide est compostée. Le temps de séjour dans la cuve de méthanisation est d'environ deux jours (Rapport et al., 2008; Ostrem, 2004). Pour le procédé en une phase, le temps total de séjour varie entre 14 et 16 jours. La production de biogaz se situe entre 80 et 90 Nm³, pour les systèmes en une étape, et entre 110 et 130 Nm³, pour les systèmes en deux étapes (Juniper, 2007).

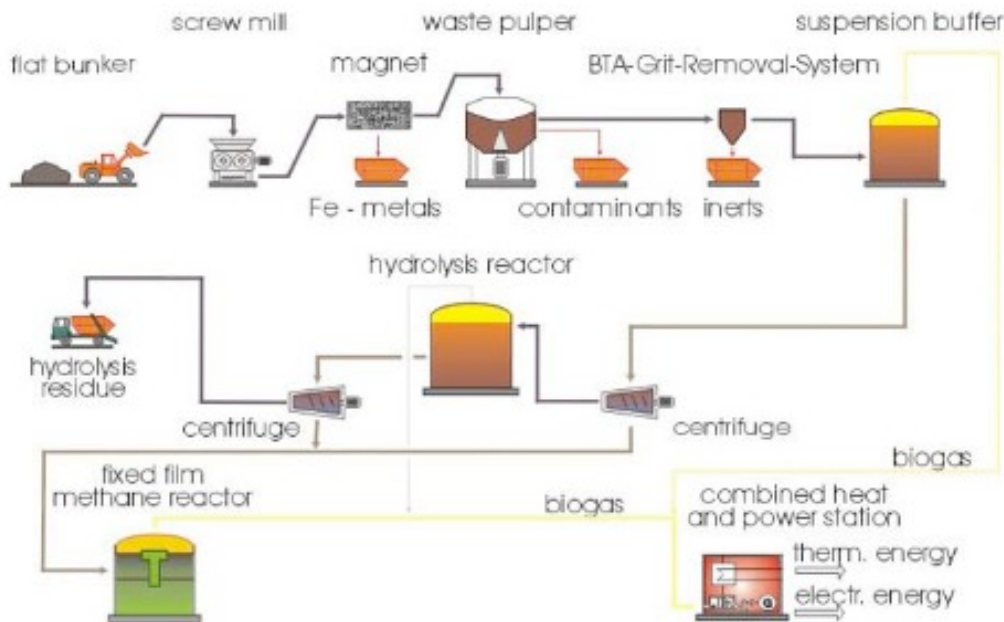


Figure 2.7 Procédé BTA en deux étapes. Tiré d'Ostrem (2004, p. 27).

2.1.7 Linde

L'entreprise allemande Linde-KCE-Dresden GmbH a développé autant des procédés humides que des procédés secs pour le traitement des matières putrescibles. La première usine, en voie humide, a été construite en 1985, pour la digestion de 16 000 tonnes par an de fumier. Celle qui est en voie sèche a débuté en 1994 pour le traitement de 18 000 tonnes de déchets organiques triés à la source et de résidus de jardin (Nichols, 2004). C'est une technologie bien répandue en Europe, avec plus de 50 usines qui traitent de 15 000 à 150 000 tonnes de matières par année, des déchets ménagers triés à la source, jusqu'à des boues industrielles et d'usines d'épuration (Juniper, 2007). En mai 2007, la division de digestion anaérobie de Linde-KCA-Dresden GmbH a été transférée à l'entreprise allemande Strabag Umwelanlagen GmbH (Linde group, 2007).

Les procédés humides sont utilisés principalement pour la codigestion de boues avec les déchets organiques ou les résidus agricoles. Ils sont autant en une étape qu'en deux étapes, mésophiles ou thermophiles. Dans ces systèmes, les résidus sont écrasés hydriquement et triés par un filtre rotatif qui sépare les contaminants aussi bien lourds que légers. Cette pâte décontaminée est envoyée au réacteur de l'hydrolyse, s'il est présent dans l'installation, et ensuite au réacteur de méthanisation. Dans la cuve de méthanisation, un système central d'injection de biogaz est responsable de l'homogénéisation et du chauffage du substrat. Une suppression de H_2S peut être faite avec l'ajout contrôlé d'air à l'intérieur du réacteur (Strabag, 2007a). Ce procédé est schématisé à la figure 2.8.

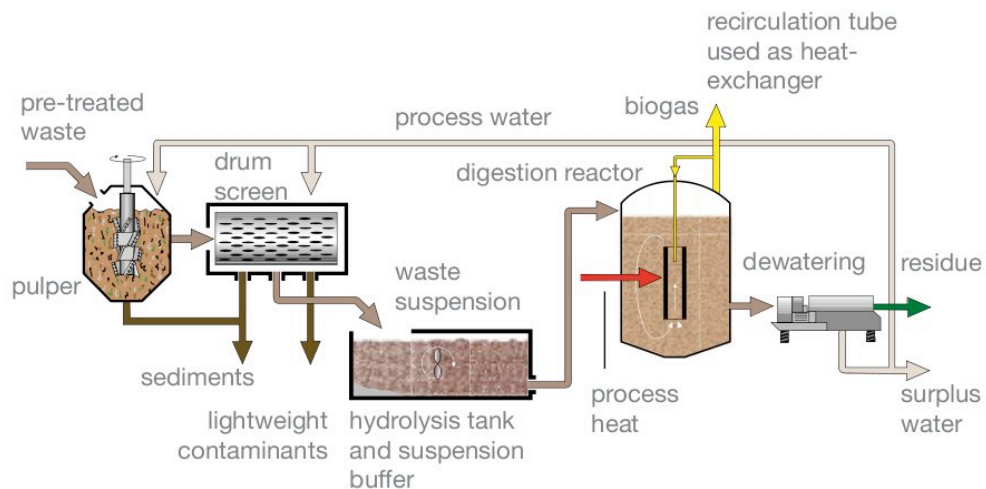


Figure 2.8 Procédé humide Linde. Tiré de Strabag (2007a, p. 2).

Les procédés secs permettent le traitement de matières avec une siccité qui varie entre 15 et 45 %, dans un mode mésophile ou thermophile. Habituellement, il y a une étape aérobie avant la méthanisation, où l'hydrolyse et la formation d'acides volatils prennent place. Après cette étape, les matières sont acheminées vers le digesteur de type piston horizontal pour la méthanisation. Dans ce digesteur de béton, rectangulaire, les matières sont mélangées et déplacées par des pales internes intermittentes qui tournent à faible vitesse. De plus, un mécanisme à la base du réacteur aide ce mouvement piston et empêche toute accumulation de sédiments. À la sortie du réacteur, le digestat est déshydraté, si nécessaire, et ensuite composté (Strabag, 2007b; Ostrem, 2004). Ce processus est illustré à la figure 2.9. La production de biogaz à partir de déchets ménagers mixtes peut être supérieure à 100 Nm³ par tonne de substrat (Nichols, 2004).

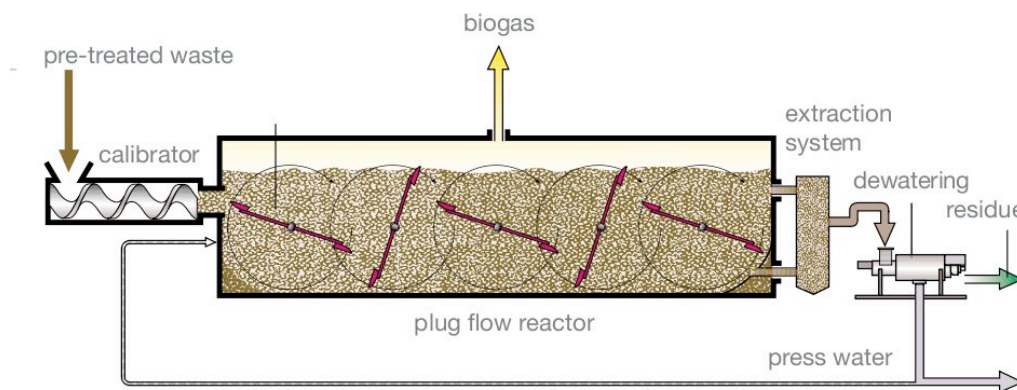


Figure 2.9 Procédé sec Linde. Tiré de Strabag (2007b, p. 2).

2.1.8 Waasa

Le procédé Waasa a été développé en Finlande par l'entreprise Citec, en 1989. C'est une technologie bien répandue, avec plus de 10 usines qui traitent jusqu'à 92 000 tonnes de matières putrescibles par année. Elle réalise la digestion humide en une étape, où les résidus sont introduits dans un réacteur vertical après leur dilution et élimination des phases flottante et lourde. Le réacteur fonctionne en mode mésophile ou thermophile, avec une siccité entre 10 et 15 %. Le substrat est homogénéisé autant par injection de biogaz que par des mélangeurs supérieurs. Le temps de rétention est de 21 jours pour les procédés mésophiles et de dix jours pour les thermophiles, avec une production entre 100 et 150 Nm³ par tonne de résidus. Par contre, il semble que Citec ne développe plus la technologie (Ostrem, 2004; Rapport et al., 2008; Nichols, 2004; Juniper, 2007).

2.1.9 BEKON

Une première usine utilisant la technologie BEKON a été construite en 2003, à Munich, pour traiter 6 500 tonnes par an de résidus, capacité qui a été ensuite augmentée à 25 000 tonnes par an (Bosse, 2003). Dans le but de commercialiser ce nouveau procédé de digestion anaérobie, l'entreprise allemande BEKON Energy Technologies a été créée en 2002 (BEKON, s.d.a). Malgré le développement récent de son système, 16 centres sont actuellement utilisés en Europe, dont 7 construits en 2009, 6 en 2008 et 3 en 2007. Leurs capacités varient entre 7 500 et 40 000 tonnes par année (BEKON, s.d.b). Comme c'est un procédé sec, les matières visées sont celles ayant une grande siccité, comme les déchets ménagers, les résidus agricoles et forestiers, etc. (Lutz, s.d.).

Au contraire des autres technologies présentées, le procédé BEKON est un système en mode discontinu (*batch*). Les matières fraîches sont mélangées avec du substrat préalablement digéré, afin d'inoculer des microorganismes naturellement sélectionnés par leur performance. Ensuite, ce mélange, ayant jusqu'à 50 % de siccité, est introduit dans le digesteur, fait de béton et ayant la forme d'un garage allongé. Ce format facilite le remplissage, qui est fait avec des pelles mécaniques ordinaires. Lorsque le réacteur est plein, sa porte hermétique se ferme et les étapes de la méthanisation ont lieu. Comme il s'agit d'un mode *batch*, le réacteur reste fermé jusqu'à la fin de la méthanisation, et c'est seulement lorsqu'il sera vidé, qu'un nouveau lot de matières sera inséré. Il n'y a pas de dispositifs de brassage ou de mélange mécanique, mais seulement une recirculation du lixiviat, qui est réchauffé et aspergé sur le substrat. Ce liquide étant riche en microorganismes, sa recirculation inocule continuellement le substrat et stimule davantage le processus (Lutz, s.d.). En addition, les parois et le plancher chauffants du réacteur maintiennent la température interne dans le plateau mésophile, de 34 à 37 °C (HotRot, s.d.). Un schéma d'un procédé BEKON est présenté à la figure 2.10.

Dans le but d'avoir une production constante de biogaz, plusieurs réacteurs sont construits en parallèle. De cette façon, la méthanisation peut être dans une phase différente d'une cuve à l'autre. Le temps de rétention varie selon les matières, il est compris entre 28 et 40 jours. Après cette période, le digestat est retiré et ensuite composté pendant deux à six semaines, où les températures élevées de la digestion aérobie hygiénisent ce substrat. À cause de ses hautes siccités, une déshydratation préalable au compostage n'est pas

nécessaire, ce qui diminue les coûts de traitement. Le biogaz est utilisé dans les systèmes de cogénération ou est purifié et injecté dans le réseau de gaz naturel (HotRot, s.d.).

À cause de la simplicité du processus et de l'absence de parties mobiles, la fiabilité du système est élevée. De plus, les besoins énergétiques sont minimes, étant habituellement comblés par moins de 10 % de la production énergétique du procédé. Les quantités de biogaz produites sont semblables à celles des autres technologies, en revanche, la concentration de méthane atteint 80 %. De plus, les faibles quantités de H₂S, d'environ 20 ppm, rendent souvent non nécessaire sa décontamination (Lutz, s.d.). Finalement, à cause de la haute siccité des matières, les contaminants inertes ne compromettent pas le fonctionnement du système ni ne causent de dommages aux équipements. De plus, comme il n'y a ni brassage ni macération du substrat, l'élimination des contaminants est plus facile grâce à leur intégrité qui perdure à la fin du procédé. La disposition modulaire est un autre atout, qui permet l'agrandissement du site au fur et à mesure des nécessités. Chaque réacteur a une capacité de traitement de 2 500 tonnes de matières par année (HotRot, s.d.).

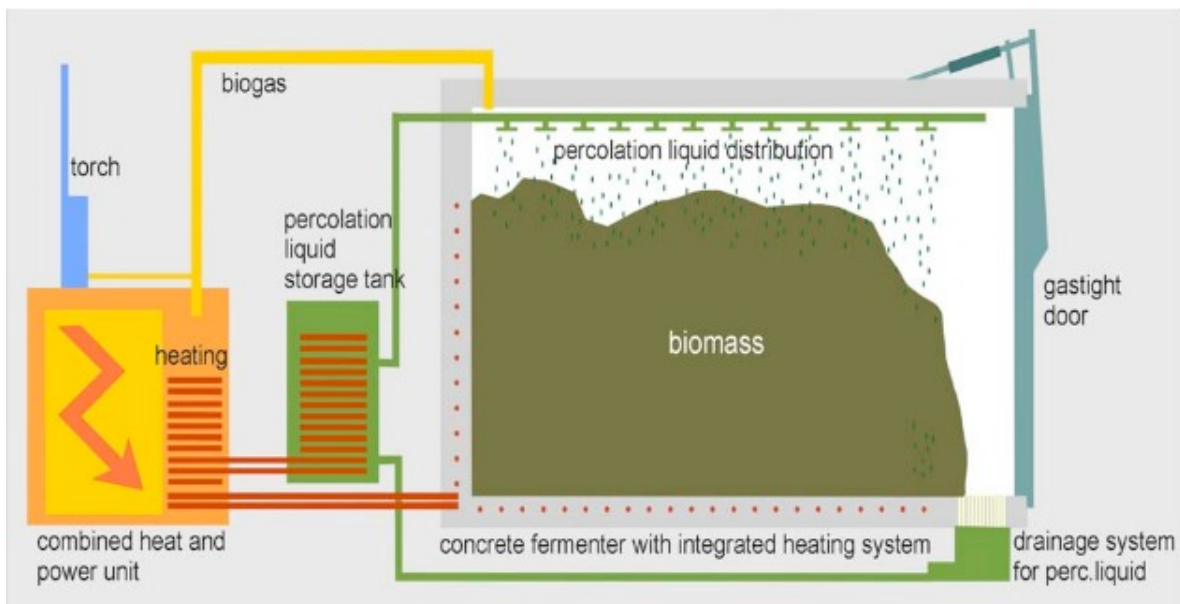


Figure 2.10 Schéma d'un procédé BEKON. Tiré de Lutz (s.d., p. 2).

2.2 Les technologies asiatiques

La digestion anaérobie en Asie est pratiquée depuis longtemps. Des études suggèrent qu'elle fût utilisée avant le X^e siècle en Assyrie et en Chine, où elle a possiblement débuté (RECORD, 2009). Des digesteurs simples étaient présents en Chine à la fin du XIX^e siècle. Une première compagnie de biogaz a été créée en 1932 pour desservir Shanghai et d'autres provinces du sud du pays. À partir de 1975, le gouvernement a stimulé l'utilisation massive du biogaz et la dissémination de la construction de petits réacteurs (Anaerobical Digestion, s.d.).

Comme exemple de cette vision des gouvernements, encore présente aujourd'hui, 15 millions de domiciles ruraux chinois utilisaient le biogaz en 2005. Ce chiffre peut grimper à 27 millions en 2010, ce qui représente 10 % des habitations rurales du pays. L'Inde avait, en 2005, près de 4 millions de digesteurs. Ces chiffres sont aussi impressionnants dans les autres pays asiatiques, comme le Népal avec ses 140 000 digesteurs, ou le Vietnam, qui veut construire 180 000 digesteurs domestiques d'ici 2011 (van Nes, 2006).

À cause de ce démarrage technologique, en Asie, la méthanisation est réalisée principalement par des micro-installations autonomes. Ces petites installations domestiques ont comme but central non seulement le traitement des déchets, mais aussi la production du biogaz pour la cuisine, pour l'éclairage ou pour la production d'eau chaude ou d'électricité. Dans une deuxième fonction, le digestat et l'éluat sont employés comme amendements des sols. Actuellement, des digesteurs préfabriqués de deuxième génération sont répandus, mais encore avec cette priorité pour la production autonome (de La Farge, 1995; van Nes, 2006).

Malgré cette prédominance des installations domestiques, quelques usines de traitement des déchets municipaux ayant de grandes dimensions ont été construites dans les dernières années en Chine, à l'aide de technologies européennes. Cela peut être expliqué en partie par les nouvelles politiques énergétiques chinoises qui préconisent, d'ici 2020, l'obtention de 16 % de son énergie à partir de sources renouvelables (Anaerobical Digestion, s.d.).

Les technologies asiatiques sont basées sur deux modèles très répandus. Ce sont des digesteurs très simples, de petites dimensions, sans chauffage ni brassage du substrat.

2.2.1 Gobar ou de type indien

Cette technologie a été développée pour le traitement des bouses de vache, cela est l'origine de son nom – Gobar signifie fumier de bétail en Hindi (Moletta, 2008b).

Habituellement, ce sont des réacteurs enterrés, de forme cylindrique verticale, ayant une demi-barrière pour le diviser en deux sections. Les matières sont diluées à 9 % de siccité et sont introduites par la base du réacteur. Ensuite, elles surmontent la barrière interne et sortent de l'autre côté du digesteur, expulsées par la pression du biogaz. Leur couvercle mobile monte et descend avec la production et l'élimination du biogaz, ce qui peut procurer une légère agitation du substrat. Le temps de séjour varie entre 35 et 55 jours (de La Farge, 1995; Moletta, 2008b). La figure 2.11 illustre un digesteur Gobar.

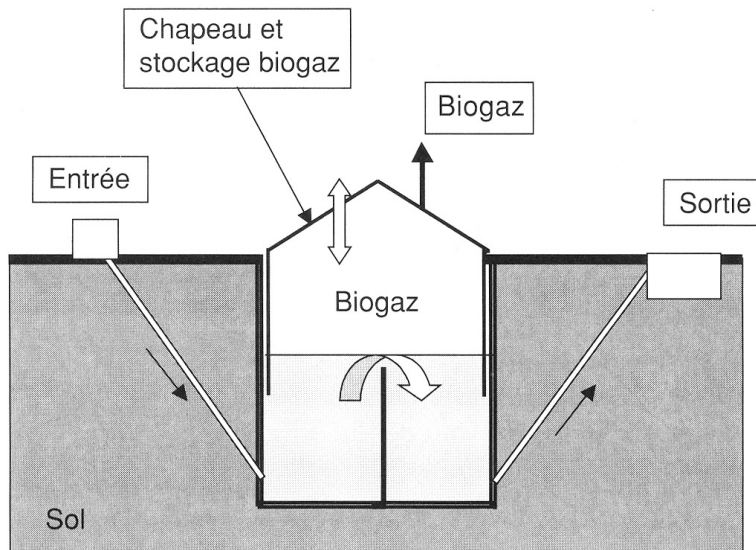


Figure 2.11 Schéma d'un digesteur Gobar. Tiré de Moletta (2008b, p. 200).

2.2.2 Type chinois

Le digesteur chinois a des performances similaires à celles du modèle Gobar (Moletta, 2008b). C'est un réacteur sphérique, aussi enterré, ayant seulement une cuve. Comme il a un volume fixe, la pression du réacteur varie en fonction de la production et de la vidange du biogaz et est responsable de l'expulsion des matières. À cause de l'accumulation des solides au fond du digesteur, leur vidange est nécessaire de deux à trois fois par année (de La Farge, 1995). Un digesteur chinois est représenté à la figure 2.12.

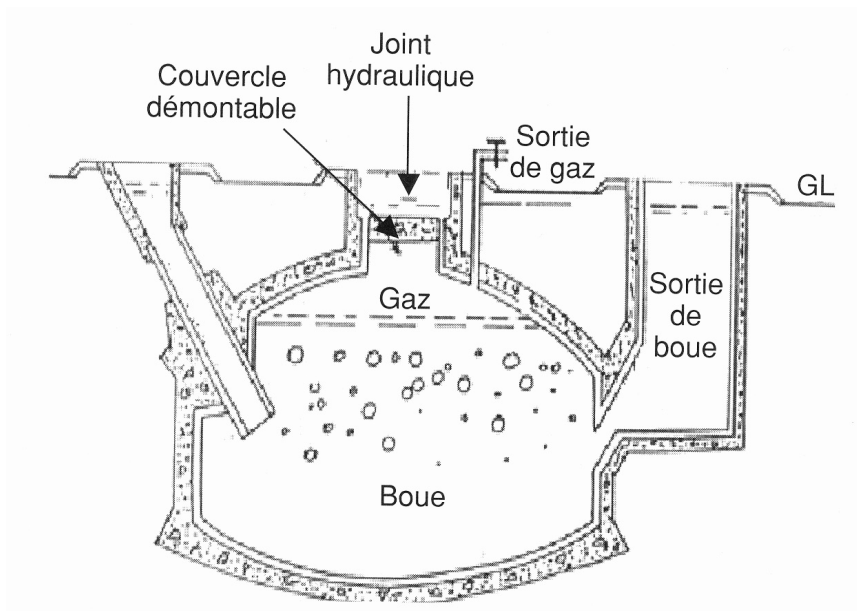


Figure 2.12 Schéma d'un digesteur chinois. Tiré de Moletta (2008b, p. 201).

2.3 Les autres régions du monde

La plupart des pays qui utilisent la digestion anaérobie pour le traitement des résidus putrescibles municipaux recourent aux technologies européennes pour le faire. Dans ce sens, des partenariats entre des entreprises européennes et nationales sont créés pour l'exploitation et la commercialisation des diverses technologies. Malgré cette prédominance des partenariats, quelques procédés à large échelle ont été développés ailleurs dans le monde.

2.3.1 ArrowBio (Israël)

Le procédé ArrowBio a été développé en Israël par l'entreprise Arrow Ecology depuis 1993, avec des usines pilotes construites en 1996 et 1999 (Biowaste Treatment Technologies, s.d.a). En 2003, une première usine commerciale a été bâtie à Tel-Aviv pour le traitement de 70 000 tonnes de déchets ménagers mixtes par année. Depuis 2008, une usine pour 100 000 tonnes de déchets par année est en exploitation en Australie. D'autres centres sont en phase de construction et/ou en projet en Australie, en Grèce, aux États-Unis, au Mexique et au Royaume-Uni (ArrowBio, s.d.a).

La technologie est caractéristique non seulement pour le procédé de digestion anaérobie mésophile liquide en deux étapes, mais aussi pour toute la phase de ségrégation des déchets antérieure à la méthanisation (ArrowBio, s.d.b). Le procédé de méthanisation est basé sur le système de digestion *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) (Biowaste Treatment Technologies, s.d.b).

Dans un premier temps, les déchets mixtes sont triés afin d'éliminer les matières plus grossières qui pourraient endommager les installations. Ensuite, une séparation hydraulique est faite, où les matières non organiques comme le verre et les métaux se déposent au fond d'un bassin alors que les substances organiques demeurent en suspension ou flottent. Plusieurs séparations physiques et mécaniques sont utilisées pour récupérer les métaux, les plastiques et les papiers. Entre ces séparations, des écraseurs hydriques réduisent la taille des matières et mettent en suspension les matières biodégradables dans le liquide du procédé. Finalement, cette solution riche en substances organiques entre dans un premier réacteur (ArrowBio, s.d.b; Douglas Partners, 2004).

Dans ce premier réservoir, les phases d'hydrolyse et d'acidogénèse prennent place et les matières complexes sont transformées en substances plus simples, puis en acides organiques volatils. Ce substrat liquide réchauffé à 40 °C est introduit dans le deuxième réacteur, où la phase de méthanisation se produit. Une circulation du biogaz à l'intérieur des réacteurs procure l'agitation du substrat sans la nécessité de pièces mobiles intérieures. Tous les paramètres physico-chimiques sont contrôlés dans les deux digesteurs, tels le pH, la siccité, le temps de rétention, etc. À la sortie du deuxième réacteur, le digestat est déshydraté et parfois composté, alors que l'éluat est réintroduit au début du système. Selon ArrowBio, la composition en méthane du biogaz peut atteindre jusqu'à 75 % (ArrowBio, s.d.b; Douglas Partners, 2004). Les longs temps de rétention des solides dans le processus, de deux à trois mois, procurent la stabilisation et l'hygiénisation du digestat, ce qui rend un traitement postérieur par compostage habituellement non nécessaire (Biowaste Treatment Technologies, s.d.b; Biowaste Treatment Technologies, s.d.c).

2.3.2 SUBBOR (Canada)

L'entreprise SUBBOR – *Super Blue Box Recycling*, a été créée en 1996 par le groupe *Eastern Power Limited* pour le traitement des déchets ménagers non triés. Une usine pilote a été construite à Guelph, en Ontario, en 2000, avec une capacité de 25 000 tonnes par an (Environnement Canada, 2003). En 2003, la ville de Guelph a demandé l'arrêt des opérations et la fermeture de l'usine, en argumentant que la période d'entente entre la ville et l'entreprise était terminée et que l'entreprise n'avait pas prouvé l'efficacité de la technologie (Crittenden, 2004). Après plusieurs années de bataille judiciaire, la Cour d'appel a donné raison à la ville de Guelph et a ordonné le retrait des équipements et le paiement des frais de justice par *Eastern Power Limited* (City of Guelph, 2009).

Selon les informations fournies pour l'obtention de la subvention du gouvernement fédéral pour l'usine de Guelph, et à partir des articles scientifiques, le procédé SUBBOR est caractérisé par une digestion anaérobie en deux phases. Après un tri mécanique automatisé, la fraction organique des déchets est hachée et insérée, avec une siccité variant entre 15 et 30 %, dans un réacteur où une première digestion anaérobie à 55 °C prend place pendant 25 jours. Le digestat est ensuite soumis à une dissociation haute pression et placé dans un autre réacteur, pour une nouvelle digestion thermophile. À la suite de cette deuxième phase de digestion, le digestat est trié de nouveau pour l'élimination des contaminants encore présents, déshydraté et commercialisé (Environnement Canada, 2003; Vogt et al., 2002). Au contraire d'autres procédés de méthanisation, un compostage du digestat n'est pas nécessaire parce que la majorité de la matière organique disponible a déjà été dégradée. Le digestat est semblable à la sphaigne.

La dissociation haute pression du digestat provenant de la première digestion permet la dégradation anaérobie des substrats non facilement digérés, comme les matières riches en lignocellulose. Cette étape non seulement procure la transformation des matières en sphaigne, mais promeut aussi l'augmentation à 40 % de la production de biogaz. De plus, les caractéristiques de ce deuxième digestat permettent une élimination plus efficace des contaminants, même des métaux lourds (Vogt et al., 2002).

Cette dissociation est faite en chauffant le digestat avec de la vapeur d'eau dans une cuve sous pression. Après 5 minutes à 230 °C, le digestat surchauffé est rapidement libéré

dans un autre réservoir, où l'expansion de la vapeur intracellulaire cause une explosion des cellules végétales riches en lignocellulose et rend disponible leur contenu pour la nouvelle digestion (Liu et al., 2002).

Un atout de ce procédé est l'élimination complète des pathogènes et du pouvoir germinateur des semences grâce aux hautes températures (Vogt et al., 2002). De plus, il y a l'augmentation de la quantité de biogaz et la production de la sphaigne, matière plus facilement mise en valeur que le compost (Rapport et al., 2008).

3 BIOMÉTHANISATION AU QUÉBEC

Les dernières années ont été marquées par d'importants changements de paradigmes pour les nations, non seulement pour celles qui sont en voie de développement, mais aussi pour celles qui sont industrialisées. Le récent choc pétrolier de juillet 2008, quand le prix du baril de pétrole a atteint 147,50 \$ US, a marqué la fin de l'époque de l'énergie à faible coût (Équiterre, 2009). Même si le prix du baril a reculé à moins de 40 \$ US en février 2009, depuis cette date, il subit des augmentations constantes (LiveCharts, s.d.). À présent, il dépasse les 83 \$ US le baril (Bloomberg, 2010). La perception de plus en plus évidente de la non-pérennité de cette ressource a stimulé fortement l'intérêt pour d'autres sources d'énergie, surtout les renouvelables.

Un autre facteur très important pour cette quête de sources d'énergie renouvelables est le réchauffement climatique. Malgré quelques sceptiques, le consensus domine entre les scientifiques à l'effet que la planète se réchauffe depuis la révolution industrielle. Ce réchauffement est causé par de croissantes émissions des gaz à effet de serre, principalement le CO₂ émis par la combustion de carbone d'origine fossile, dont le pétrole et ses dérivés (Solomon et al., 2007). Les élévations de température plus marquées des dernières années, en harmonie avec les concentrations records de CO₂ dans l'atmosphère, conduisent aux efforts mondiaux proposés pour réduire ces émissions de gaz, comme les ententes en vertu du Protocole de Kyoto – ratifié par le Québec. À cet effet, la recherche d'autres sources d'énergie, non émettrices de GES, prend de l'ampleur partout dans le monde, en plus du développement de technologies pour réduire les émissions de GES produites (MDDEP, 2008).

Finalement, une saine gestion des déchets s'avère importante non seulement pour éviter la dégradation de l'environnement, mais aussi comme étant une forme de réduction du gaspillage des ressources de notre planète. En Europe, le coût élevé de l'énergie et le manque d'espace disponible ont stimulé une récupération et une mise en valeur élevée des résidus. Par contre, au Québec, les vastes aires inoccupées ont permis l'enfouissement accru des matières jusqu'à récemment, quand des programmes pour réduire ce type d'élimination ont été créés. À cet effet, de nouvelles façons de mettre en valeur des matières sont de plus en plus recherchées dans la province afin de les gérer d'une façon soutenable.

3.1 Les besoins

Comme pour les autres régions du monde, la gestion des déchets s'avère une des principales sources de préoccupation pour les élus québécois. La production croissante de résidus alliée à une volonté politique d'enfouir seulement les déchets ultimes stimule la recherche pour de nouvelles solutions afin de mettre en valeur les matières putrescibles (MDDEP, 2010c). Si l'épandage agricole et le compostage sont des procédés déjà connus, ils ont des contraintes qui limitent leur utilisation. Un autre facteur à considérer est que la dépendance du Québec envers les sources d'énergie fossile importées cause une menace à la solidité de son économie face aux incertitudes de l'avenir pour ces matières (Équiterre, 2009). Finalement, le rôle de leader en Amérique du Nord que la province souhaite se donner face au réchauffement climatique exige des attitudes concrètes et immédiates en regard non seulement de l'utilisation des ressources renouvelables d'énergie, mais aussi de la réduction des émissions des GES causées par l'enfouissement des déchets (Gouvernement du Québec, 2009).

3.1.1 Déchets organiques

Depuis sa Politique de gestion des matières résiduelles 1998-2008, qui visait l'augmentation de la mise en valeur des déchets organiques, le gouvernement du Québec augmente de plus en plus la pression pour réduire l'enfouissement de ces matières. Si les cibles de récupération actuelles du plan d'action en développement sont encore celles de cette politique, soit une mise en valeur de 60 % de la matière putrescible dans le cas du secteur municipal, l'avenir est beaucoup plus restreint (Publications du Québec, 2000; MDDEP, 2009a). Le Projet de politique québécoise sur la gestion des matières résiduelles, lancé en novembre 2009, préconise l'interdiction complète de l'enfouissement de la matière putrescible en 2020, avec une prohibition totale valide déjà en 2013 dans le cas des papiers et des cartons (MDDEP, 2009a). Malgré le fait que ces politiques n'ont pas une valeur légale, c'est-à-dire que les municipalités ne seraient pas pénalisées si ces cibles n'étaient pas atteintes, elles démontrent clairement la volonté politique face à ce volet de la gestion des déchets. En effet, les taux de récupération pour la matière putrescible croissent chaque année, même s'ils sont encore loin d'atteindre les objectifs définis par le ministère (Recyc-Québec, 2009).

En 2008, les Québécois ont généré une quantité totale de 13 millions de tonnes de matières résiduelles, dont 52 % ont été récupérés. Cela signifie que plus de 6,2 Mt ont été enfouies, ou 810 kg par habitant. Cependant, ce taux de récupération n'est pas uniforme, ni selon la matière traitée ni selon le secteur de l'économie, que ce soit dans le secteur municipal, le secteur industriel, commercial et institutionnel (ICI) ou le secteur de la construction, de la rénovation et de la démolition (CRD). Dans le secteur municipal, 3,2 Mt de rejets ont été produites, dont un peu plus d'un tiers a été récupéré, soit 1,1 Mt. Les deux autres millions de tonnes ont été éliminées, principalement dans les sites d'enfouissement. Si les taux de récupération du papier et du carton sont fort importants, soit 89 % des matières qu'il était possible de mettre en valeur, ceux des matières putrescibles restent encore faibles. En 2008, de la 1,4 Mt de résidus organiques potentiellement récupérables, moins de 0,2 Mt a été effectivement mise en valeur. C'est un taux de 12 %, bien inférieur aux 60 % demandés par le gouvernement. Par contre, si l'on compare ce pourcentage à la valeur obtenue en 2006, d'une récupération de 8 % de la matière putrescible, c'est une croissance de 50 % (Recyc-Québec, 2009).

Malgré ce taux croissant de récupération, la mise en valeur des matières organiques dans la province a des limitations. À ce jour, la digestion aérobie est la forme la plus répandue de valorisation de ce type de résidus, avec 39 sites de compostage pour le traitement des matières provenant des municipalités et des ICI (Recyc-Québec, s.d.). Par contre, ces sites ont de la difficulté à être rentables actuellement et plusieurs d'entre eux ont fait faillite dans les dernières années. La présence de normes plus contraignantes pour les sites de compostage et la difficulté de commercialisation du compost menacent les gains de ces entreprises (Plante, 2008; Poisson, 2008).

3.1.2 Réduction des gaz à effet de serre (GES)

Le Québec a stipulé des objectifs importants à atteindre dans ses politiques de réduction des émissions des gaz à effet de serre. En harmonie avec le Protocole de Kyoto, le Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques préconise une diminution de 6 % des émissions dans la période 2006-2012 par rapport à l'année référence 1990 (MDDEP, 2008). En complément, dans un communiqué de presse datant de quelques semaines avant la Conférence de Copenhague, le gouvernement a présenté des cibles plus restreintes : de réduire de 20 % les émissions en 2020 par rapport à l'année 1990 (Gouvernement du Québec, 2009). Selon le Premier ministre du Québec, Jean Charest :

« Il s'agit d'une cible très ambitieuse pour un État dont 48 % du bilan énergétique global provient déjà de sources d'énergie renouvelable. Nous avons déjà le meilleur bilan au Canada en ce qui concerne les émissions de GES, soit environ onze tonnes par habitant, ce qui équivaut à la moitié de la moyenne canadienne. Avec une cible de -20 % en 2020, le Québec aura le plus faible taux d'émission par habitant en Amérique du Nord. » (Gouvernement du Québec, 2009)

Afin d'atteindre ces objectifs, une diminution des émissions liées aux déchets et à l'utilisation des combustibles fossiles s'avère nécessaire. Étant donné que la production d'électricité dans la province a une prédominance hydroélectrique, sa contribution en GES est faible. En effet, ce secteur a participé avec seulement 1,2 % des émissions de 2007. En revanche, l'utilisation de combustibles fossiles a été responsable d'un important pourcentage des GES cette année-là. Les transports ont participé à 40,7 % des émissions totales du Québec, alors que la combustion industrielle en a rejeté 19,9 %. Le chauffage résidentiel et commercial a eu un taux global de 12,8 %. Finalement, les gaz produits à partir de l'enfouissement des déchets organiques ont participé avec 5,1 % du total des émissions de GES de 2007 (MDDEP, 2009b).

3.1.3 Sources d'énergie

Comme il a été abordé dans la section précédente, la majorité de l'électricité du Québec est d'origine hydroélectrique. Cette proportion était, en 2007, de plus de 95 % (MRNF, s.d.). Malgré ce fait, la province a encore une importante dépendance envers des sources étrangères d'énergie fossile pour le transport et pour le chauffage des bâtiments et des procédés industriels. L'instabilité actuelle liée à la pérennité de l'approvisionnement en pétrole et en gaz naturel, ainsi que les derniers chocs pétroliers, ont montré les risques économiques de cette filière. De cette façon, le développement d'une source renouvelable et locale d'énergie améliorerait non seulement la sécurité d'approvisionnement de la province, mais aussi sa balance commerciale (Gouvernement du Québec, 2009; MDDEP, 2008).

3.2 Les subventions et autres aides possibles

Dans le but de stimuler la production d'électricité à partir de sources plus respectueuses de l'environnement, le gouvernement du Québec et les entreprises publiques fournissent des incitatifs économiques pour augmenter l'utilisation des sources renouvelables d'énergie. De plus, le gouvernement du Québec a divulgué en novembre 2009 un

Programme de subventions possibles pour l'implantation de centres de traitement des résidus putrescibles. Finalement, au Plan d'action économique du Canada, annoncé dans son budget de 2009, le gouvernement fédéral a mis à la disposition des municipalités et des organisations publiques et privées un programme d'aide financière pour le développement d'infrastructures d'énergie verte.

Le *Programme Biogaz*, initiative provinciale d'aide économique pour le captage et la valorisation du biogaz, ne sera pas abordé dans cet essai parce qu'il cible seulement la mise en valeur du gaz produit par des lieux d'enfouissement (MDDEP, 2007). Une autre possibilité de rentabilisation qui ne sera pas traitée dans ce travail est le marché du carbone. Des sources de revenus importantes pour les entreprises œuvrant dans la méthanisation de déchets pourraient être obtenues à partir de cet échange. Même le gouvernement du Québec veut utiliser ces émissions évitées pour combler en partie ses engagements de réduction de GES en vertu de son Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques (MDDEP, 2010a).

3.2.1 Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage

Le Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage a été présenté par le gouvernement du Québec en novembre 2009 comme une des mesures du Projet de politique québécoise sur la gestion des matières résiduelles. C'est un programme d'une durée de quatre ans, du 16 novembre 2009 au 30 septembre 2013, qui a pour but d'aider financièrement les municipalités et les entreprises privées à mettre en place des installations de traitement pour les matières résiduelles putrescibles. Dans ce sens, il s'insère dans le cadre du Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques, étant donné l'importance des émissions de GES causées par ces déchets. De plus, il offre les conditions requises aux municipalités et aux entreprises privées pour qu'elles se conforment aux objectifs du Projet de politique sur la gestion des matières résiduelles du MDDEP. Celui-ci préconise la réduction progressive des quantités de matière organique enfouies, jusqu'à son interdiction à partir de 2020 (MDDEP, 2009c).

Le Programme prévoit des investissements totaux de l'ordre de 650 M\$, dont au moins 187 M\$ proviennent du gouvernement du Québec (MDDEP, 2010a). Ces subventions peuvent être disponibles autant pour les traitements par digestion anaérobie que par

compostage, soit pour les municipalités, soit pour les entreprises privées. Les matières acceptées pour le volet méthanisation sont les matières organiques d'origine domestique ou du secteur ICI, les boues municipales, industrielles ou de fosses septiques et les fumiers et lisiers jusqu'à une concurrence de 10 % du volume total des matières traitées. Pour le volet compostage, les matières sont les mêmes (sauf les lisiers et fumiers), avec l'addition du digestat provenant d'une usine de méthanisation (MDDEP, 2009c).

Dans le cas de la méthanisation, l'aide financière peut atteindre jusqu'à 67 % des coûts admissibles des projets, dans le cas des promoteurs municipaux, ou 25 % pour les privés. Un promoteur est considéré municipal lorsque les installations de méthanisation ou de compostage sont la propriété du demandeur municipal à plus de 50 %. Sont valides à la subvention non seulement la construction des bâtiments et l'aménagement des installations, mais aussi l'acquisition des bacs résidentiels pour la collecte, l'achat ou la conversion des équipements pour le fonctionnement avec le biogaz, etc. Il est important de préciser que, pour être admissible à cette aide, le biogaz devra être utilisé comme substitut des carburants ou des combustibles fossiles. De plus, le digestat devra aussi être valorisé biologiquement. En addition, pour les demandes ayant pour but les matières domestiques, au moins 70 % de la population du territoire concerné devra être desservi par la collecte en vue de la mise en valeur des résidus organiques (MDDEP, 2009c).

Finalement, dans le cas de subventions conjointes des gouvernements provincial et fédéral, la participation du Québec sera proportionnelle aux seuils maximaux de ce Programme, c'est-à-dire qu'un projet ne pourra pas être financé à plus de 67 % (ou à plus de 25 % s'il est d'origine privée) (MDDEP, 2009c).

Plusieurs projets ont déjà été présentés au gouvernement provincial dans le cadre du Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage. Les caractéristiques de ces projets et les montants passibles d'être accordés sont présentés au tableau 3.1. Ces subventions n'ont pas encore été versées, car elles sont conditionnelles à la satisfaction de toutes les exigences du Programme par le projet et à la signature des ententes entre le gouvernement et les villes.

Tableau 3.1 Projets appuyés par les gouvernements fédéral et provincial

Localisation	Description du projet	Subvention provinciale	Subvention fédérale	Valeur totale
Rivière-du-Loup	Méthanisation de 18 000 tonnes par année	4,7 M\$	4,1 M\$	14,7 M\$
Québec	Méthanisation et compostage de 85 000 tonnes par année	17,7 M\$	16,6 M\$	49,7 M\$
Montréal	Méthanisation et compostage de 202 000 tonnes par année	68,5 M\$	67,1 M\$	201,2 M\$
Couronne Sud de Montréal	Collecte et méthanisation de déchets municipaux	38,2 M\$	31,0 M\$	93,1 M\$
Ville de Laval	Collecte et méthanisation de déchets municipaux	35,0 M\$	30,6 M\$	91,7 M\$
Longueuil	Méthanisation et compostage de 70 000 tonnes par année	23,2 M\$	21,5 M\$	88,5 M\$

Adapté de Gouvernement du Canada (s.d.b, s.d.c, s.d.d, s.d.e, s.d.f, s.d.g), MDDEP (2010a, 2010b, 2010c).

3.2.2 Fonds pour l'infrastructure verte (FIV)

Le Plan d'action économique du Canada, présenté par le gouvernement fédéral dans son budget de janvier 2009, prévoit la création du Fonds pour l'infrastructure verte. Ce fonds, d'une valeur d'un milliard de dollars sur cinq ans, à l'échelle du pays, a comme objectif le développement des énergies vertes et l'amélioration de la qualité de l'environnement (Gouvernement du Canada, s.d.a). Selon Infrastructures Canada,

« Ce Fonds est destiné à soutenir la production et le transport d'énergie durable, ainsi que le traitement des eaux usées et la gestion des déchets solides à l'échelle municipale. » (MDDEP, 2010a)

Dans ce sens, cinq catégories de projets sont envisagées pour les infrastructures : des déchets solides, des eaux usées, pour la production d'énergie verte, pour le transport de l'énergie verte et de captage et de stockage du carbone (Gouvernement du Canada, s.d.a).

Le Fonds est attribué dans un cadre de partage de coûts. L'évaluation est faite selon les critères d'admissibilité, les exigences financières et les avantages procurés par le projet. Pour l'admissibilité au financement, il n'y a pas de limite minimale ou maximale pour les coûts totaux des ouvrages. Les projets peuvent être autant de réfections que de nouvelles constructions (Gouvernement du Canada, s.d.a).

Six projets de méthanisation au Québec ont reçu l'appui du gouvernement fédéral dans le cadre du Fonds pour l'infrastructure verte. Ils sont présentés dans le tableau 3.1.

3.2.3 Électricité

Afin d'augmenter la fiabilité de l'offre d'électricité, Hydro-Québec Distribution utilise de plus en plus des sources renouvelables de génération d'énergie autres que l'hydroélectricité pour son approvisionnement en énergie. De cette façon, elle sécurise une demande excédentaire grâce à des contrats avec des entreprises privées. Dans ce sens, elle a lancé, dans les dernières années, quelques appels d'offres pour cet approvisionnement, soit à partir de l'énergie de source éolienne, soit à partir de celle qui a la biomasse comme origine (Hydro-Québec, s.d.). Dans ces appels d'offres, les valeurs payées pour l'énergie sont même supérieures aux valeurs demandées aux consommateurs. Au total, les prévisions d'utilisation croissante d'électricité faites par Hydro-Québec pour la période 2009-2018 indiquent aussi un besoin croissant pour la production d'énergie. Selon l'étude, la demande augmentera de 15 % pendant la période analysée (Hydro-Québec Distribution, 2009).

Ces deux faits incitent à la création de nouveaux centres de méthanisation. Pour renforcer cette affirmation, on peut citer l'appel d'offres de 2009 pour l'énergie à partir de la cogénération à la biomasse. Des huit projets retenus, cinq font appel à l'utilisation de biogaz comme combustible, dont deux à être produits à partir des centres de biométhanisation de déchets planifiés par la Communauté métropolitaine de Montréal et par l'Agglomération de Longueuil (Hydro-Québec, 2009). Le prix moyen indiqué dans les contrats est de 11,2 ¢/kWh, contre une valeur habituelle facturée de 9 ¢/kWh ou moins pour les petits et moyens consommateurs résidentiels, commerciaux ou industriels, et de moins de 3 ¢/kWh pour les gros consommateurs commerciaux ou industriels (Hydro-Québec, 2010; Hydro-Québec, 2009). De plus, comme exemple de ce marché encore disponible, des 125 MW demandés par l'appel d'offres, seulement 61 ont été contractés,

donc moins de 50 % (Hydro-Québec, 2009). À titre de comparaison, des 150 MW demandés pour les petites centrales hydroélectriques, l'entreprise a reçu plus de 350 MW en offres. De plus, un appel d'offres pour l'achat de 500 MW d'énergie éolienne est encore en marche, afin d'être ajoutés aux contrats de presque 3 000 MW déjà signés pour cette source d'énergie (Hydro-Québec, s.d.).

3.2.4 Gaz naturel

L'entreprise de distribution de gaz naturel de la province de Québec, Gaz Métro, est aussi intéressée par un usage accru du biogaz. Dans plusieurs rapports envoyés au gouvernement de la province, elle préconise d'amplifier l'utilisation de cette ressource, principalement comme source d'énergie pour les industries (Gaz Métro, 2005; Gaz Métro, 2009a). Dans ce sens, l'entreprise participe à divers projets d'utilisation directe du biogaz dans les procédés industriels, comme celui développé par Cascades à Saint-Jérôme. Dans l'usine Rolland de Cascades, les gaz émis par le site d'enfouissement de Sainte-Sophie comblent 83 % des besoins en énergie thermique de l'usine. Gaz Métro est responsable pour compresser et acheminer le biogaz du site d'enfouissement jusqu'à l'usine, par moyen d'un gazoduc long de 13 km (Cascades, s.d.). Lors de son discours au Cercle Canadien de Montréal, Mme Sophie Brochu, présidente et chef de la direction de Gaz Métro, a de nouveau démontré l'importance de l'utilisation du gaz naturel et du biogaz pour la réduction des émissions des GES de la province. Elle a ajouté aussi l'appui que l'entreprise concède à la filière biogaz, mettant à la disposition des joueurs de ce secteur le réseau de distribution de l'entreprise. De cette façon, selon elle, « Les producteurs pourront vendre leur ressource renouvelable à Gaz Métro ou directement à ses clients » (Gaz Métro, 2010a). Il est important de souligner que Gaz Métro ne fait aucun profit sur le prix du gaz. Son profit est obtenu seulement à partir de la distribution (Gaz Métro, 2010b).

De plus, Gaz Métro a un programme de subvention pour l'installation d'équipements fonctionnant au gaz naturel pour les résidences et pour les entreprises (Gaz Métro, s.d.). Ce volet, même s'il ne touche pas directement le biogaz, a comme effet d'augmenter le nombre de clients potentiels pour cette forme d'énergie.

3.3 Les formes d'utilisation du biogaz

Comme il a été présenté précédemment, le biogaz est utilisé principalement pour l'obtention d'énergie. Comme un mètre cube de méthane équivaut à un litre de mazout ou à 9,7 kWh d'électricité, l'énergie présente dans le biogaz est directement proportionnelle à sa concentration en méthane (Moletta, 2008a). Un biogaz ayant 60 % de méthane correspond donc à 0,6 l de mazout ou à 5,8 kWh d'électricité.

Étant donné que, en général, un tiers de la production de biogaz suffit pour les besoins thermiques des digesteurs, les deux tiers excédentaires peuvent être employés par d'autres filières. En plus, comme le méthane est une source d'énergie stockable, il peut être utilisé en dehors des centres de production, si les infrastructures de stockage et/ou de transport sont disponibles (Camacho et Prévot, 2008).

Au Québec, actuellement, il n'y a pas d'installations de méthanisation à partir des déchets municipaux. Par contre, le biogaz émis par les sites d'enfouissement est utilisé depuis 15 ans par les entreprises Gazmont et BFI, à Montréal et Lachenaie, respectivement (Dumont, 2009; Bérubé, 2007). En 2007, on comptait cinq cas d'utilisation du biogaz de sites d'enfouissement pour la production d'électricité ou pour alimenter en chaleur les industries (Bérubé, 2007).

3.3.1 Cogénération – production d'électricité et de chaleur

La génération d'électricité et de chaleur en même temps est l'utilisation la plus courante pour le biogaz. De cette façon, les besoins en énergie électrique et en énergie thermique pour le procédé et pour les bâtiments sont fournis par le système lui-même. Comme la chaleur est un sous-produit de la génération d'électricité par des moteurs à gaz, son emploi ne compétitionne pas avec la production électrique. Elle en est, au contraire, un atout. En Europe, une prime est payée sur les tarifs de base si plus de 75 % de l'énergie du biogaz est valorisée sous forme d'électricité + chaleur (Berger et Couturier, 2008). L'électricité générée peut être utilisée par le procédé et par l'usine et son excédent peut aussi être vendu au réseau de distribution. C'est le cas de l'entreprise BFI qui, depuis 1996, vend à Hydro-Québec l'électricité suffisante pour les besoins de 2 500 maisons, produite à partir du biogaz du site d'enfouissement de Lachenaie (Bérubé, 2007).

Par rapport à la chaleur, elle aussi peut avoir des usages hors site. En plus de réchauffer les bâtiments de l'usine et de subvenir à ses autres besoins thermiques, elle peut être exportée pour réchauffer les bâtiments et/ou les procédés des usines avoisinantes. Finalement, cette chaleur peut être ajoutée au réseau de chaleur des villes afin de le bonifier. Comme exemple, au Danemark, 60 % des habitations y sont raccordées, ce qui rend cette valorisation très intéressante (Berger et Couturier, 2008). Même si le Québec n'a pas des chiffres de raccordement aussi impressionnants, rappelons que Montréal a un des plus grands réseaux de chaleur de l'Amérique du Nord. Le réseau de Climatisation et Chauffage Urbain de Montréal (CCUM) est responsable du chauffage d'une vaste partie du centre-ville de la métropole, avec presque 1,5 million de mètres carrés desservis (CCUM, s.d.).

Un exemple local de cette utilisation conjointe de l'énergie du biogaz est celui fait par Gazmont depuis 1996, dans le quartier Saint-Michel, à Montréal. Cette entreprise utilise le biogaz émis par le site d'enfouissement de l'ancienne carrière Miron pour la production de 25 MW d'électricité, qui sont vendus à Hydro-Québec. C'est une quantité suffisante pour l'alimentation en énergie de 10 000 habitations (CEMR, s.d.). En addition, depuis 2004, la chaleur excédentaire du procédé est utilisée pour le chauffage des bâtiments de la TOHU. Il y a aussi des projets pour alimenter en chaleur d'autres constructions voisines, tels l'hypermarché Maxi, l'entreprise CGI, l'Hôpital St-Michel, etc. Le problème avec ce site, maintenant que la réception de matières est terminée, est que la génération de biogaz est en déclin. Selon des projections de Gazmont, la production d'énergie est déjà tombée à 17 MW en 2006, puis à 12 MW en 2010. De plus, elle réduira à 8 MW à partir de 2016, pour s'interrompre complètement vers 2024 (Drouin, 2005). Ce sont des inconvénients que les centrales de biométhanisation n'ont pas, à cause du flux constant et pérenne de matières.

3.3.2 Gaz naturel

Le biogaz peut être purifié et injecté dans le réseau de gaz naturel déjà présent. Dans ce processus, le CO₂ et les autres gaz contaminants – H₂S, NH₃ et vapeur d'eau – sont éliminés pour que le taux de méthane augmente jusqu'à devenir similaire à celui du gaz naturel commercialisé. Cette injection est déjà faite aux Pays-Bas, en Suisse, en Suède et en Allemagne (Berger et Couturier, 2008).

Le Canada est le troisième producteur mondial de gaz naturel au monde, avec une exploitation annuelle de 171 milliards m³. De cette quantité extraite, presque la moitié est exportée aux États-Unis, l'autre partie étant utilisée au pays. Cependant, selon les chiffres disponibles, les réserves canadiennes de ce gaz seraient suffisantes pour moins de dix ans si l'on maintient l'exploitation actuelle et si de nouveaux gisements et/ou de nouvelles technologies d'exploitations ne sont pas découverts (USA. CIA, 2008; USA. CIA, 2009). De plus, la totalité du gaz naturel utilisé au Québec est importée des provinces de l'Ouest. Par contre, la découverte d'une importante réserve de gaz naturel de schistes entre Montréal et Québec peut rendre la province autosuffisante en ce combustible (Charlebois, 2010).

Actuellement, le gaz naturel de l'Alberta est acheminé par gazoducs jusqu'au Québec, à presque 4 000 km de distance. Dans la province, un réseau de distribution le distribue aux quelque 180 000 clients répartis partout au Québec (Gaz Métro, 2009b). Le biogaz produit localement pourrait être inséré dans ce réseau de distribution.

CCUM a signé récemment des ententes avec Gaz Métro qui l'obligent à utiliser le gaz naturel pour au moins 85 % de sa production de chaleur pour la ville de Montréal. De plus, comme plusieurs clients de CCUM demandent actuellement d'être chauffés seulement avec le gaz, moins pollueur que le mazout, la combustion du fioul n'est presque plus réalisée par l'entreprise (Joncas, 2010). L'injection du biogaz purifié dans le réseau de Gaz Métro améliorerait encore l'image « propre » de son produit, donc son attraction.

3.3.3 Carburant

Tout comme pour son utilisation comme gaz naturel, le biogaz doit être épuré avant d'être utilisé comme carburant, dans le but d'éliminer les contaminants et d'augmenter son pouvoir énergétique. Cet emploi du biogaz est habituel en Suède, alors qu'en France cette technologie est en phase pilote, avec une utilisation centrée sur les véhicules des collectivités tels ceux de la collecte des ordures et/ou pour le transport en commun de la population (Camacho et Prévot, 2008). Dans ce pays scandinave, 23 000 voitures roulent avec le gaz naturel, qui a, à cet endroit, une proportion de 65 % de biogaz. Cela correspond à 15 000 voitures alimentées exclusivement avec ce combustible renouvelable (Moteur Nature, 2010).

La technologie d'utilisation du gaz naturel comme carburant est bien connue et très répandue dans le monde. Comme exemple, on peut citer le cas du Pakistan et son parc de plus de 2 millions de véhicules, l'Argentine avec plus de 1,7 million et le Brésil avec plus de 1,5 million (IANGV, 2008). Au Canada, ces chiffres sont beaucoup plus modestes, malgré le fait que le pays est le troisième producteur de gaz naturel au monde (USA. CIA, 2008). Si, après les années 80, des subventions gouvernementales ont permis l'existence de 36 400 véhicules au gaz naturel en 1996, cette quantité est tombée à 12 140 unités en 2008 (IANGV, 2008). De ces voitures encore utilisées, la plupart sont situées au sud de l'Ontario et dans l'Ouest canadien et seulement une infime partie reste au Québec (Arcand, 2010a; Arcand, 2010b).

La combustion du gaz naturel, par conséquent du biogaz, est plus propre que celle du diesel. « Un camion remorque qui brûle du gaz naturel pollue 25 % moins que le même modèle au diesel » dit Arcand (2010b, p. L'AUTO16). Cette information est encore plus importante si l'on prend en compte que « les camions représentent 4 % du parc automobile canadien, mais un tiers des émissions de CO₂ » (Arcand, 2010b, p. L'AUTO16). Au Québec, ce fait est encore plus marqué parce que 32,5 % des émissions de GES de la province proviennent des transports routiers (MDDEP, 2009b). La combustion du méthane, à cause de sa haute teneur en hydrogène, dégage environ 10 % moins de CO₂ que celle de l'essence ou du diesel pour une même quantité d'énergie produite (Bechtold, 1997). Mais les valeurs réelles peuvent être encore plus impressionnantes : selon les informations de Volvo présentées au tableau 3.2, la voiture V70 à gaz naturel émet 60 % moins de NO_x et 21 % moins de CO₂ que le modèle à essence (Moteur Nature, 2006). De plus, si l'on parle du biogaz, les émissions nettes de CO₂ sont nulles, à cause de son origine organique d'une biomasse actuelle renouvelable.

Tableau 3.2 Émissions d'une voiture Volvo V70 selon le type de combustible (en mg/km)

	CO	HC	NO_x	CO₂
Volvo V70 – essence	0,420	0,066	0,043	215
Volvo V70 – gaz naturel	0,438	0,064	0,017	169

Modifié de Moteur Nature (2006).

3.4 Les contraintes

Si la biométhanisation des déchets ménagers semble prometteuse pour le Québec, la technologie a aussi des contraintes dans la province. À cause de ces facteurs, le développement de cette filière a été retardé depuis longtemps, malgré l'intérêt qu'elle suscite.

3.4.1 Offre d'énergie à bas prix

Le coût de l'énergie au Québec est, peut-être, le facteur le plus important pour le retard du développement de la méthanisation. Si, en Europe, les coûts d'électricité plus élevés ont stimulé sa production à partir du biogaz, au Québec, l'offre abondante d'énergie hydroélectrique à bon marché a produit l'effet contraire (Morin et al., 2010). Le prix du kWh en 2010 au Québec varie d'un maximum de 9,2 ¢ à moins de 3 ¢ pour les gros consommateurs industriels (Hydro-Québec, 2010). En Europe, au contraire, ces coûts pour la même année varient de 7 à 12,5 ¢ pour l'Estonie – les valeurs les plus basses – jusqu'à de 18,1 à 36,7 ¢ au Danemark – les plus élevées. Les autres pays européens avec une vaste expérience en méthanisation, comme l'Allemagne, l'Italie et les Pays-Bas, ont aussi des prix élevés pour l'électricité (Europe's Energy Portal, 2010).

Dans le cas du gaz naturel, le même phénomène s'observe. Pour le Québec, en 2010, le gaz coûte 20,8 ¢/m³, auquel prix on ajoute les valeurs de la distribution pour un prix total d'environ 68,5 ¢/m³ pour le chauffage résidentiel (1 416 m³ de gaz/an) ou 52,1 ¢/m³ pour le chauffage commercial ou industriel (41 500 m³ de gaz/an) (Gaz Métro, 2010b). En Europe, ces valeurs sont comprises entre 74,6 et 174,3 ¢/m³, pour le cas du Danemark (Europe's Energy Portal, 2010).

3.4.2 Coût d'enfouissement

Un autre facteur très important pour le non-développement de la filière méthanisation au Québec est le faible coût demandé pour l'enfouissement des déchets. Il est souvent plus économique d'enfouir les matières que de les traiter de n'importe quelle façon utile. Comme exemple de cette situation, on peut retenir l'affirmation de Simon Naylor de l'Association québécoise des industriels du compostage – la forme la moins coûteuse de valorisation des matières organiques –, qui parlait des valeurs de l'enfouissement des résidus putrescibles au Québec :

« Il en coûte souvent moins de 50 \$ de la tonne pour enfouir ses déchets au Québec. On ne peut pas rivaliser avec ça. Ça prend des élus avec une conscience sociale pour envoyer leurs déchets au compostage. » (Poisson, 2008)

Le gouvernement de la province veut ajouter une redevance supplémentaire de 9,50 \$ à celle de 10,73 \$/tonne qui s'applique à l'entrée des lieux d'enfouissement et des incinérateurs pour l'élimination des déchets (Publications du Québec, 2009; Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles). Malgré cet effort, les basses valeurs incitent encore à l'enfouissement comme forme de gestion des résidus. En 2008, l'Université de Sherbrooke payait 72 \$ pour enfouir ses déchets, contre 75 \$ pour envoyer au compostage ses matières organiques (Cordeau, 2008). La Régie de gestion des matières résiduelles de la Mauricie demandait, pour l'enfouissement, 36,9 \$ par tonne, montant qui est passé au début de 2010, pour les nouveaux contrats, à 49,7 \$ (Trahan, 2009). En revanche, quelques sites d'enfouissement promeuvent la mise en valeur des matières putrescibles, comme celui-ci de la MRC de Coaticook. Selon le directeur du site, ils demandent 40 \$ par tonne de matières putrescibles, qui sont traitées sur une plateforme de compostage construite en 2007, lorsque les déchets ultimes ont un prix d'enfouissement de 100 \$ plus la redevance (Lussier, 2009).

3.4.3 Climat

Enfin, un dernier facteur qui peut diminuer la production nette de biogaz, donc de réduire les profits des centres de méthanisation, est le climat de la province. Afin d'augmenter l'efficacité de la génération de méthane, la température du procédé doit être contrôlée constamment. Au contraire du compostage, la digestion anaérobie ne dégage pas de chaleur, donc un apport externe doit être fourni afin de réchauffer les matières aux valeurs voulues, soit 35 °C pour un procédé mésophile, soit 55 °C pour un procédé thermophile. Étant donné les basses températures qui règnent au Québec durant l'hiver, une quantité d'énergie plus grande devra être apportée au système pendant ces mois plus froids. Cependant, l'été québécois, plus chaud, est un atout par rapport à quelques régions de l'Europe. Comme exemple, on peut citer les températures moyennes de l'été à Montréal, de 20 °C, contre 16 °C à Copenhague ou à Munich (MétéoMédia, 2010).

3.5 Les projets envisagés au Québec

Malgré le fait que des centres de digestion anaérobie n'existent presque pas en Amérique du Nord, cette technologie y gagne de plus en plus d'adeptes. Une usine de traitement de déchets ménagers est planifiée à San Jose, Californie, aux États-Unis. Elle sera le premier centre états-unien à traiter les déchets solides d'une municipalité par la biométhanisation (Rapport et al., 2008). Dans ce cas, le procédé de digestion à sec BEKON est envisagé pour la mise en valeur de 150 000 tonnes de matières par an (Lorinc, 2009). Le Canada, par ailleurs, traite par la méthanisation, depuis 2000, les résidus organiques municipaux et des ICI sur deux sites en Ontario. Ces centres, situés à Newmarket et à Toronto, utilisent le procédé BTA pour méthaniser respectivement 150 000 et 25 000 tonnes par année (BTA International, s.d.b). Une troisième usine, expérimentale, a été construite en 2000 pour gérer les déchets organiques de Guelph, Ontario, mais ses opérations ont été interrompues par la municipalité en 2003 (Crittenden, 2004).

Au Québec, la technologie est utilisée pour la digestion des boues de quelques stations d'épuration des eaux usées et aussi pour les déchets de ferme, mais non pour les résidus ménagers (Rapport et al., 2008; Beauregard, s.d.). En revanche, depuis quelques années, l'intérêt pour la méthanisation de déchets solides gagne de l'ampleur dans la province et attire non seulement l'attention des municipalités, mais aussi celle des entreprises privées. Un projet très médiatisé est celui d'Estrie Enviropôle, à Asbestos. Dans ce mégacentre, en plus d'un lieu d'enfouissement technique, d'un centre de tri et d'un site de compostage, une usine de méthanisation était prévue. Selon les informations de l'entreprise, cette usine, d'un coût estimé à 15 M\$, aurait traité 80 000 tonnes de matières putrescibles par année et produit plus de 8 000 000 m³ de biogaz, 15 000 tonnes de digestat et 40 000 m³ de liquide fertilisant (Estrie Enviropôle, s.d.). Par contre, à cause des pressions de la population et des organismes, préoccupés par les quantités considérables de résidus montréalais importés qui seraient acheminés vers l'élimination, ce projet est en mode d'attente et des audiences du BAPE devront être réalisées pour l'analyser (Radio-Canada, 2010). Un autre exemple de l'intérêt récent pour la digestion anaérobie a été démontré par M. Jean Shoiry, président de Solutions Développement Durable (SDD). Le groupe, qui a récemment acquis le contrôle de Conporec – une entreprise œuvrant dans le secteur du tri-compostage – est aussi le gestionnaire de Valbio, spécialisée dans la digestion anaérobie. Selon lui, le groupe entend combiner le savoir-faire des deux compagnies dans

le but d'offrir des procédés performants de méthanisation de résidus organiques (Shoiry, 2010).

Dans le secteur municipal, la MRC de Rivière-du-Loup s'est lancée la première vers la méthanisation des déchets ménagers. En 2008, avant même l'offre des subventions gouvernementales spécifiques, elle avait déjà décidé d'utiliser cette technologie pour gérer les résidus de la MRC (Larouche, 2008). Ce n'est pas par hasard que son projet a été le premier à être accepté par le gouvernement pour recevoir les subventions fédérale et provinciale. Dans son cas, elle souhaite mettre en valeur, par méthanisation, 18 000 tonnes de matières organiques par année, tout en générant 2,8 millions de m³ de biogaz. Ce gaz sera utilisé, en grande partie, comme substitut pour les carburants conventionnels (Larouche, 2010). Selon la ministre Beauchamp, ce projet, d'un coût total de 14,7 M\$, « générera principalement un biocarburant qui permettrait d'alimenter 30 camions consommant 45 000 litres de carburant chacun par année » (MDDEP, 2010c).

Deux semaines après l'annonce du projet de Rivière-du-Loup, un nouveau communiqué de presse, diffusé par le MDDEP, divulgue le projet de la ville de Québec. À cet égard, ce sont des installations pour traiter par méthanisation et par compostage un total de 85 000 tonnes de matières organiques par année, qui auparavant étaient principalement incinérées. C'est un investissement total de près de 57 M\$ (MDDEP, 2010b).

Finalement, quelques jours plus tard, un nouveau communiqué présente les plans de la région de Montréal. Après plusieurs années d'études, d'analyses des technologies et de la viabilité financière (Ville de Montréal, 2009; Solinov, 2006), Montréal annonce son plan de construction de deux usines de méthanisation, de deux sites de compostage ainsi que d'un centre de prétraitement des déchets organiques. En complément, des centres, soit de méthanisation, soit de compostage, seront construits aussi à Laval, à Longueuil et dans la Couronne Sud de Montréal. L'objectif de ces installations, d'un montant total de près de 559 M\$, est de détourner de l'enfouissement, notamment de Montréal et de Longueuil, respectivement 202 000 et 70 000 tonnes de matières par année (MDDEP, 2010a).

4 ANALYSE COMPARATIVE DES TECHNOLOGIES

Plusieurs études ont été faites dans le dessein de comparer les procédés de traitement des déchets organiques municipaux. Dans ce sens plus global, des technologies distinctes ont été analysées, telles celles de mise en valeur biologique comme la biométhanisation et le compostage, de mise en valeur chimique comme la gazéification et la pyrolyse et de mise en valeur thermique comme l'incinération, en plus de l'enfouissement sans et avec l'utilisation du biogaz récupéré. Ces études, à partir de l'Analyse du cycle de vie, ont démontré que la méthanisation est la méthode préférable pour le traitement des matières organiques municipales. En ce sens, cette technologie est la plus avantageuse en vue de l'obtention de l'énergie et de la réduction des émissions de GES, en plus de diminuer la pollution de l'air et de l'eau, donc le fardeau vers l'environnement (Morin et al., 2010; Rapport et al., 2008; Mata-Alvarez et al., 2000; Environment Canada, 1995).

En plus, si la hiérarchie de gestion 3RV-E est considérée pour les résidus organiques, les technologies qui préservent la matière doivent être priorisées face à celles qui la détruisent. Dans ce sens, la méthanisation et le compostage ont une priorité par rapport aux procédés chimiques et thermiques grâce à la réutilisation biologique de leurs extrants liquides et/ou solides qui sont employés comme amendements pour les sols. Dans une comparaison entre ces deux technologies, la méthanisation ressort plus avantageuse dans plusieurs aspects. Malgré un coût d'installation plus important, les gains financiers sont très intéressants. La production d'une source d'énergie renouvelable et stockable est un atout majeur face au compostage qui a besoin d'un apport énergétique. En outre, dans la méthanisation, les composés organiques volatiles sont convertis en méthane – qui est récupéré – lorsque, dans le compostage, ils sont libérés dans l'atmosphère. Même si quelques COV peuvent être présents dans le biogaz, son épuration ou sa combustion serait responsable de l'élimination de 99 % de ces composés. De cette façon, les émissions de COV de la méthanisation sont 17 fois moindres que celles de la digestion aérobie (Mata-Alvarez et al., 2000). Ainsi, la digestion anaérobie des déchets organiques contribue à réduire cette source de contamination de l'environnement et cette origine de problèmes de santé pour la population, en plus de diminuer les risques de formation d'ozone troposphérique (Olivier, 2009). Le tableau 4.1 présente une comparaison entre les émissions des composés volatils dégagés par le compostage de matières organiques fraîches et celles de la maturation du digestat produit à partir de la méthanisation.

Tableau 4.1 Émission de composés volatils lors du compostage et de la maturation du digestat produit par la méthanisation (g/t de matières)

	Compostage	Maturation du digestat	Ratio compostage/ maturation
Alcools	283,6	0,033	8 593,9
Cétones	150,4	0,466	322,7
Terpènes	82,4	2,2	37,5
Esters	52,7	0,003	17 566,7
Sulfures organiques	9,3	0,202	46,0
Aldéhydes	7,5	0,086	87,2
Éthers	2,6	0,027	96,3
Composés organiques volatils (COV) totaux	588,5	3,017	195,1
NH ₃	158,9	97,6	1,6
Total	747,4	100,617	7,4

Tiré de De Baere (1999) dans Mata-Alvarez et al. (2000, p. 11).

La récupération du biogaz produit par les sites d'enfouissement n'est pas non plus parfaite. Des études démontrent que le captage n'est pas complet et qu'une grande partie de ces gaz est perdue dans l'atmosphère. Des 25 sites californiens analysés par Themelis et Ulloa (2007), il a été calculé que, en moyenne, le double de la quantité de biogaz récupéré est perdu à partir des émissions fugitives. Pour le site d'enfouissement de Lachenaie, le taux de récupération calculé a été entre 70 et 90 % (FCQGED, 2006).

Comme conséquence, dans leur étude, Mata-Alvarez et al. (2000) proclament les avantages de la méthanisation et préconisent cette forme de traitement comme une technologie durable pour la gestion des déchets organiques. La digestion anaérobie produit une énergie renouvelable et propre, en plus de contribuer à l'amélioration de la qualité des sols par le digestat et l'éluat. En outre, elle aide à la réduction du réchauffement climatique par la fixation dans le sol du CO₂ séquestré par les végétaux (Mata-Alvarez et al., 2000).

4.1 La comparaison des technologies de méthanisation

Dans cette section, les diverses technologies de méthanisation présentées tout au long de l'ouvrage sont comparées dans une optique de développement durable, dans le but de souligner leurs avantages et leurs inconvénients par rapport au contexte québécois. Dans ce sens, les besoins et les contraintes de la province sont pris en compte. Pour cette évaluation, la dimension légale a été ajoutée aux autres aspects habituels du développement durable, soit les pôles économique, social et environnemental. Cela a été fait en fonction des enjeux plus contraints démontrés par le MDDEP par rapport à la gestion des matières résiduelles dans la province.

Néanmoins, les similarités importantes des divers procédés et les données disponibles par les entreprises étant très générales, une analyse plus pointue n'a pas été possible. Dans ce sens, une comparaison plus subjective a été réalisée pour l'objectif de faire ressortir les principales caractéristiques touchées pour l'aspect en question. Il faut être conscient que les données présentées sont une moyenne des diverses informations obtenues et que les conditions d'une quelconque utilisation précise peuvent donc différer de celles qui sont exposées. Dans ce sens, des informations plus détaillées et réelles seraient nécessaires pour une évaluation d'un cas exact.

À cause de leur faible efficacité et de leurs capacités réduites, les systèmes Gobar et de type chinois ne sont pas considérés dans cette partie. Les principales caractéristiques des autres technologies sont incluses dans le tableau 4.2. L'ordre de présentation des technologies dans les tableaux est celui de leur apparition dans l'essai, afin de rendre la consultation plus logique au lecteur et de lui faciliter l'obtention d'informations plus détaillées à propos des procédés. Malgré le fait que le procédé SUBBOR y est présent, comme c'est une technologie qui n'a pas eu de continuité dans son usine pilote, elle ne sera non plus abordée dans cette partie.

Il faut souligner que, même si les temps de rétention et la production de biogaz par tonne de substrat sont semblables pour les procédés secs et humides, l'apport en matières est beaucoup plus intense dans le premier procédé que dans le deuxième. Dans ce sens, la production de méthane est aussi plus rapide dans le premier, principalement lorsqu'en mode thermophile. Cela se traduit par des réacteurs plus petits (Rapport et al., 2008).

Tableau 4.2 Résumé des technologies

Technologie	Siccité des matières	Mode (°C)	Production de biogaz*	Temps de séjour	Utilisation du procédé
Kompogas	23 à 28 %	55 °C	100 à 140 Nm ³ ; 60 % CH ₄	15 à 20 jours	Depuis 1992 ⁽¹⁾ ; +50 usines
Valorga	25 à 30 %	37 ou 55 °C	100 à 140 Nm ³ ; 55 % CH ₄	21 jours	Depuis 1988 ⁽¹⁾ ; 19 usines
DRANCO	Jusqu'à 50 %	55 °C	100 à 200 Nm ³	20 jours	Depuis 1984 ⁽²⁾ ; 20 usines
Cambi THP	13 %	170 °C et 40 °C	100 à 150 Nm ³ ; 65 % CH ₄	n.d.	Depuis 2001 ⁽¹⁾ ; 2 usines + 17 (boues)
Lipp	10 %	37 °C	100 à 140 Nm ³ ; 52 à 75 % CH ₄	n.d. (20 jours?)	Depuis 1975 ⁽²⁾ ; +700 usines (tous intrants confondus)
BTA	< 15 %	37 ou 55 °C	80 à 90 Nm ³ ou 110 à 130 Nm ³	14 à 16 jours	Depuis 1991 ⁽¹⁾ ; +40 usines
Linde	< 15 % ou 15 à 45 %	37 ou 55 °C	> 100 Nm ³	n.d.	Depuis 1985 ⁽¹⁾ et 1994 ⁽¹⁾ ; +50 usines
Waasa	10 à 15 %	37 ou 55 °C	100 à 150 Nm ³	21 jours ou 10 jours	Depuis 1989 ⁽²⁾ ; +10 usines
BEKON	Jusqu'à 50 %	34 à 37 °C	100 à 150 Nm ³ ; 80 % CH ₄	28 à 40 jours	Depuis 2003 ⁽¹⁾ ; +16 usines
ArrowBio	< 15 %	40 °C	125 à 175 Nm ³ ; 75 % CH ₄	60 à 90 jours	Depuis 2003 ⁽¹⁾ ; 2 usines
SUBBOR	15 à 30 %	55 °C	n.d.	25 jours +	En 2000 ⁽²⁾ ; aucune usine en production

* Production de biogaz par tonne de substrat. n.d. : information non disponible. ⁽¹⁾ Usine commerciale. ⁽²⁾ Usine pilote. Les sources sont indiquées dans le texte des technologies.

Tableau 4.2 Résumé des technologies (suite)

Technologie	Origine des matières	Forme de brassage	Maturation du digestat	Capacité des usines
Kompogas	FOOM et/ou déchets mixtes	Piston + pales	n.d.	5 000 à 275 000 t
Valorga	FOOM et/ou déchets mixtes	Piston + injection biogaz	2 semaines	10 000 à 300 000 t
DRANCO	FOOM, déchets mixtes ou déchets gris	Mélange hors réacteur	2 à 3 semaines	11 000 à 180 000 t
Cambi THP	FOOM; boues	Injection biogaz	Épandage direct ou compostage	14 000 à 50 000 t
Lipp	FOOM; boues	Hélices	Épandage direct ou compostage	n.d.
BTA	FOOM ou déchets mixtes; boues	Injection biogaz	4 semaines	8 000 à 150 000 t
Linde	FOOM ou déchets mixtes; boues	Piston + pales (procédé sec)	n.d.	15 000 à 150 000 t
Waasa	FOOM ou déchets mixtes	Injection biogaz + hélices	n.d.	3 000 à 92 000 t
BEKON	FOOM, déchets mixtes ou déchets gris	Pas de mélange; recirculation du lixiviat	2 à 6 semaines	7 500 à 40 000 t
ArrowBio	Déchets mixtes	Injection biogaz	Habituellement non nécessaire	45 000 à 90 000 t
SUBBOR	Déchets mixtes	n.d.	Non nécessaire	Usine pilote : 25 000 t

FOOM : fraction organique des ordures ménagères. Pour ce tableau, les matières organiques solides, triées, provenant des ICI sont incluses dans cette catégorie. n.d. : information non disponible. Les sources sont indiquées dans le texte des technologies.

À partir des caractéristiques générales des technologies, les procédés ont été groupés et analysés par rapport aux divers pôles du développement durable. Par contre, une rigueur plus importante serait possible seulement avec une précision approfondie des caractéristiques des procédés envisagés : non seulement de leurs détails techniques, mais aussi de la composition des matières intrants, de la localisation des usines, des besoins précis des localités, etc.

4.1.1 Sphère économique

C'est un consensus que les technologies plus simples sont aussi les moins coûteuses. Ainsi, la taille des réacteurs et leur nombre ont un impact direct dans le coût total des installations. Comme les procédés humides ont besoin de réacteurs plus grands à cause des quantités importantes d'eau et du faible apport en matières organiques, ils sont habituellement plus coûteux à construire. Nichols (2004) affirme cette relation dans sa comparaison des technologies en opération en Europe en disant que, en règle générale, les systèmes de digestion humide à deux étapes ont besoin d'un apport financier plus important que ceux qui sont en voie sèche en une étape. En addition, les coûts d'exploitation des digesteurs humides sont plus élevés à cause de l'énergie nécessaire pour faire fonctionner les pompes et d'autres équipements (Nichols, 2004). Finalement, dans les procédés humides, une plus grande quantité de l'eau mélangée aux matières implique un apport plus important d'énergie pour réchauffer le substrat jusqu'aux températures idéales du procédé. Cela diminue les quantités d'énergie excédentaires qui pourraient être commercialisées. Cet apport est encore plus significatif si l'on considère les températures froides de l'hiver québécois. En prenant en compte cette approche, les procédés secs, comme Compogas, Valorga, DRANCO, Linde et BEKON, présenteraient un avantage financier pour le traitement des matières solides. À la figure 4.1 sont indiqués les prix moyens d'opération pour quelques technologies, sèches comme humides, qui vont de pair avec ces affirmations.

De plus, des réacteurs plus petits signifient aussi des besoins moindres en espace. Cette caractéristique est encore plus intéressante dans les grandes villes comme Montréal et Québec, où les aires disponibles sont limitées et plus coûteuses. Comme conséquence, cela permet la construction d'usines à proximité autant des sources génératrices de résidus que des acheteurs potentiels d'énergie thermique et/ou du biogaz produit. De cette

façon, cette localisation favorable réduit les coûts dus aux transports des intrants et de la construction des infrastructures responsables de l'exportation des extraits énergétiques.

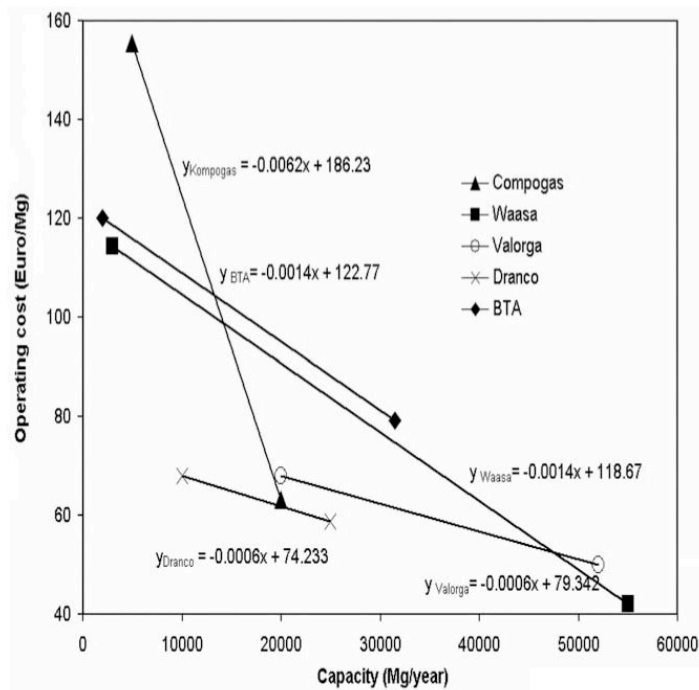


Figure 4.1 Frais d'exploitation des diverses technologies de méthanisation. Mg = tonne. Tiré de Karagiannidis and Perkoulidis (2009, p. 2357).

La siccité élevée dans les réacteurs secs empêche la formation de couches flottantes et de dépôts à la base des cuves, ce qui permet une méthanisation plus constante et une diminution des obstructions des valves et pompes. Cela procure une réduction des problèmes mécaniques qui causeraient un arrêt de la production et des dépenses pour la réparation des parties endommagées. Aussi, cette concentration plus importante de matières réduit la sensibilité du procédé aux contaminants. Un apport moindre en eau dans le processus a également des conséquences financières : il y a une moindre nécessité d'ajout d'eau provenant soit de la municipalité, soit du procédé – c'est-à-dire à partir de la déshydratation du digestat. De plus, les liquides excédentaires d'une digestion humide doivent être soit épurés soit envoyés aux stations de traitement des eaux usées des municipalités, ce qui cause une augmentation des coûts d'opération. Un digestat plus sec rend sa déshydratation moins coûteuse pour la réalisation du compostage. Par contre, l'éluat peut être commercialisé sous forme de fertilisant liquide, malgré des coûts plus importants pour son transport. Finalement, une digestion humide s'avère intéressante

dans le cas où la méthanisation d'importantes quantités de boues est envisagée pour le procédé. Cela est encore plus important si les usines de méthanisation sont construites à proximité de celles qui sont productrices de boues. Dans ce sens, le coût de transport des matières liquides serait diminué, tout en fournissant l'eau nécessaire au procédé.

La température du procédé a aussi des influences sur la rentabilité de l'usine, mais les pour et les contres financiers sont difficiles à comparer en l'absence de données plus précises. Une température plus élevée du procédé signifie un plus grand apport en énergie pour le chauffage des matières, donc une moindre quantité d'énergie à être commercialisée. En revanche, cela procure un traitement accéléré des matières et une production plus rapide du biogaz, conséquemment, des réacteurs plus petits sont possibles. La digestion des matières dans la plage thermophile est aussi responsable d'une meilleure hygiénisation du substrat. Dans ce sens, des traitements plus poussés pour l'élimination des pathogènes et du pouvoir germinateur des semences présentes dans le digestat et dans l'éluat ne sont plus nécessaires. Par contre, selon Nichols (2004), la concentration en méthane dans le biogaz d'un procédé thermophile est moindre que celle d'un système mésophile. En addition, plusieurs auteurs indiquent une sensibilité plus grande des microorganismes thermophiles par rapport aux changements physico-chimiques du substrat en comparaison à ceux qui sont mésophiles (Bernet et Buffière, 2008; Nichols, 2004). Cette sensibilité accrue peut procurer une instabilité des procédés dans le cas de changements de la composition ou de la vitesse d'alimentation des réacteurs, ce qui causerait des pertes économiques dans le cas d'un arrêt du système.

Finalement, la qualité du compost produit est intimement liée à son prix final. Dans ce sens, les systèmes qui traitent les matières triées à la source s'avèrent plus intéressants que ceux qui traitent les déchets mixtes. Habituellement, les contaminants présents dans les déchets mixtes diminuent la qualité finale du compost, malgré les procédés mécaniques de triage (Mata-Alvarez et al., 2000). Par contre, des technologies de tri hydrique comme celles de BTA et d'ArrowBio promettent une séparation très efficace des matières et la production d'un compost de qualité élevée. Des analyses plus détaillées devront être faites pour corroborer ces affirmations et pour vérifier la conformité du compost produit avec les normes québécoises de qualité.

Un facteur qui doit toujours être pris en considération lors des analyses est la fiabilité de la technologie dans diverses conditions. Les procédés ayant un vaste parc d'usines installées dans plusieurs régions procurent une crédibilité accrue à la technologie, de même pour ceux qui sont installés et qui performant depuis longtemps. Dans ce sens, les technologies plus récentes, et avec un nombre réduit d'installations, comme ArrowBio, doivent être analysées avec plus de rigueur et de prudence. C'est un avantage des procédés en mode humide, comme Lipp, BTA et Linde qui sont perfectionnés depuis longtemps, puis pour Kompogas, DRANCO et Valorga, pour le mode sec.

4.1.2 Sphère sociale

Pour la méthanisation, la réalisation des transformations dans des cuves hermétiques procure un très bon contrôle des odeurs. Par contre, les activités de réception et de tri des intrants, en plus de celles de gestion et de compostage du digestat, doivent être faites dans des endroits clos, avec des pressions négatives et l'utilisation de biofiltres pour neutraliser les odeurs. Il en est de même avec le biogaz : des mesures doivent être prises pour contrôler les émissions malodorantes. Le H₂S est spécialement important à cause de son pouvoir malodorant, qui peut être senti même en concentrations aussi infimes que 1 ppm. De plus, ce gaz est extrêmement toxique, même en très faibles quantités (ATSDR, 2009). Heureusement, la plupart des technologies analysées préconisent ces systèmes de contrôle et traitement des émissions.

Un autre atout important de l'utilisation du biogaz au lieu des combustibles fossiles, commun à toutes les technologies, est la réduction de la pollution atmosphérique, donc la réduction des problèmes respiratoires des personnes. Cela sera encore plus marqué avec le remplacement du diesel des camions et des autobus urbains par le biogaz (Gaz Métro, 2010a).

Un avantage social des réacteurs en mode sec est leur taille. Grâce à leur taille réduite, ils sont moins encombrants, donc il y a moins de perturbation de l'aspect visuel des lieux où ils sont insérés. Cet aspect est encore plus important pour les systèmes horizontaux comme ceux de Kompogas, Linde et BEKON. L'utilisation de systèmes de dimensions moins grandes facilite aussi leur présence dans des lieux où la densité démographique est plus importante, comme les grandes villes de la province. Ainsi, la responsabilisation des municipalités pour la gestion locale de leurs résidus est facilitée par rapport à l'exportation

des déchets qui est habituellement employée. Cela peut procurer un sentiment de fierté à la population grâce à cette sensation de « faire sa part » pour améliorer la qualité de l'environnement.

4.1.3 Sphère environnementale

Comme il a été présenté antérieurement, les diverses technologies de méthanisation ont des aspects très positifs pour l'environnement. La digestion anaérobie contrôlée de la matière organique avec la récupération du biogaz empêche l'émission de méthane dans l'atmosphère. De cette façon, les dégagements d'un important GES sont limités. En addition, la pollution causée par la lixiviation des matières putrescibles dans le sol et dans les eaux souterraines est aussi évitée. Finalement, dans le cas où le compost et/ou l'éluat sont utilisés comme amendements pour les sols – action préconisée par le MDDEP – un fertilisant naturel et propre est réintroduit dans les sols dans le but d'augmenter leur qualité.

Pour cette dernière affirmation, une production de compost haut de gamme est souhaitée, donc avec l'utilisation d'intrants triés à la source et/ou des technologies de tri hydriques – si ces technologies s'avèrent efficaces pour la production d'un compost haut de gamme. Une complète élimination des pathogènes est aussi importante. Celle-ci peut être obtenue grâce à des systèmes thermophiles, à des technologies qui utilisent de hautes températures, comme Cambi THP, ou à des traitements en amont ou en aval des procédés.

L'utilisation réduite d'eau pour le procédé est un autre facteur important de la dimension environnementale. Dans ce sens, les technologies sèches ont un avantage sur les procédés humides. Par contre, les représentants de la technologie ArrowBio affirment que leur système est alimenté entièrement avec la recirculation d'eau du procédé, aspect tout à fait en accord avec les limitations en eau trouvées à Tel-Aviv, lieu de développement de la technologie. Il faut valider ces déclarations et nous assurer que cette recirculation intense ne cause pas de torts au procédé.

4.1.4 Sphère légale

Afin de se conformer aux besoins du Projet de politique québécoise de gestion des matières résiduelles, c'est-à-dire de ne plus enfouir ni les papiers/cartons ni la matière organique, le tri à la source seulement ne sera pas suffisant. Pour atteindre ces objectifs, des mesures comme celles qui sont préconisées dans l'article 6(a) de la directive européenne 1999/31/CE devront être insérées dans le cadre légal de la province, en ce sens que tous les déchets devraient être traités avant d'être enfouis. À cet égard, deux possibilités de mise en valeur de la matière organique résiduaire sont possibles.

La première est l'utilisation de technologies sèches comme DRANCO ou BEKON, qui sont moins sensibles aux contaminants et aux matières inertes pour traiter les déchets gris avant l'enfouissement. De cette façon, la matière putrescible encore présente dans ces déchets, déjà triés, serait transformée en biogaz et le digestat résultant serait trié davantage afin de récupérer les résidus pouvant encore être mis en valeur. Dans ce cas, le compost formé aura probablement une faible qualité et présentera donc des contraintes par rapport à son utilisation.

Une autre possibilité est l'utilisation des technologies qui préconisent davantage le tri hydrique comme celles de BTA ou d'ArrowBio pour traiter les déchets mixtes. Selon les entreprises qui ont développé ces procédés, la qualité finale du compost est excellente. Toutefois, des études plus détaillées doivent être faites afin de valider si cette qualité est conforme aux exigences du MDDEP pour un épandage sans restrictions. Le même contrôle de qualité du compost sera nécessaire pour l'utilisation des technologies qui traitent les déchets mixtes en association ou non avec les résidus organiques triés à la source.

5 RECOMMANDATIONS POUR LE CONTEXTE QUÉBÉCOIS

Comme il a été présenté tout au long de cet essai, les diverses technologies comportent des avantages et des inconvénients : il n'y a pas une solution unique et définitive. Dans ce sens, la décision pour l'un ou pour l'autre procédé doit être prise après l'analyse approfondie des matières à être traitées en conjonction avec les besoins et les contraintes particuliers à la région à être desservie. Également, les caractéristiques des procédés doivent être étudiées en prenant en compte ces renseignements précis afin d'obtenir les données les plus réelles et appropriées aux situations envisagées. Il est important de mentionner que plusieurs procédés peuvent se révéler également intéressants pour une même nécessité.

Une attention particulière doit être prise dans le but d'empêcher les émissions d'odeurs, principalement dans le cas d'usines localisées dans les centres urbains ou à proximité des habitations. À cet effet, la gestion des résidus en endroits clos et le traitement des airs contaminés, recommandés par les technologies, doivent être envisagés dès le début du projet pour réduire les nuisances non seulement olfactives, mais aussi visuelles. Ces questions sont les principales sources de plaintes contre les centres de compostage québécois – à ciel ouvert dans la plupart des cas – donc une assurance totale doit être fournie à la population avoisinante pour réduire leurs craintes liées aux traitements des matières putrescibles. Cette confiance accrue augmentera l'acceptabilité des projets.

En outre, une implantation à proximité des centres urbains doit être priorisée. Dans ce sens, les villes seraient davantage responsabilisées de la gestion locale de leurs matières résiduelles. De plus, avec les usines de traitement rapprochées des centres producteurs de résidus organiques, les distances à être parcourues diminueront, ce qui réduira les coûts de transport et la pollution causée par les camions. Finalement, une production régionale de biogaz et de chaleur permettra aux industries avoisinantes de bénéficier de ces sources d'énergie avec un coût moindre pour la construction des infrastructures nécessaires. Un autre avantage important de cette localisation avoisinante aux centres urbains est la génération d'électricité à proximité des centres consommateurs. Cela réduira la pression pour la création de nouvelles lignes distributrices d'électricité au Québec, tout en fournissant l'énergie nécessaire aux besoins croissants de la province. Comme les centrales hydroélectriques sont habituellement éloignées des centres urbains,

une production locale d'énergie apportera des gains grâce à la réduction des coûts économiques, environnementaux et sociaux liés aux réseaux de transport et de génération d'électricité (Morin et al., 2010).

Un compostage du digestat, après la biométhanisation, s'avère important pour une mise en valeur adéquate de ce substrat. Si la digestion aérobie procurée par un épandage direct dans les champs est possible, le compostage à large échelle apporte des avantages accrus. Le digestat, comme les matières organiques fraîches, est phytotoxique à cause des acides gras volatiles présents. De plus, il peut dégager des odeurs désagréables. Un compostage adéquat de ces matières réduit leur toxicité aux végétaux et augmente leur valeur fertilisante. Ainsi, si les temps de rétention et les températures nécessaires sont atteints – conditions habituellement retrouvées dans un compostage à large échelle – les pathogènes encore présents dans le substrat sont inactivés. Conséquemment, cette matière stabilisée est plus sécuritaire et avantageuse pour le développement des végétaux envisagés (Abdullahi et al., 2008; Mata-Alvarez et al., 2000).

En addition, afin d'augmenter la qualité de ce compost produit, une séparation des matières fort performante est souhaitée. Celle-ci est habituellement procurée par un tri à la source allié à une collecte à trois voies, c'est-à-dire la collecte des matières recyclables, des matières organiques et des déchets ultimes. Dans le cas où les technologies de tri mécaniques et/ou hydriques s'avèrent efficaces pour produire un compost haut de gamme, ces traitements en aval de la collecte, mais en amont des procédés, seraient suffisants pour la mise en valeur des résidus mixtes.

Le MDDEP va de pair avec les gouvernements européens lorsqu'il préconise dans son programme de biométhanisation l'utilisation du biogaz comme un substitut aux sources d'énergies fossiles. De plus, la promotion de la mise en valeur biologique du compost est un atout de son programme. Par contre, des encouragements à cet emploi doivent être développés dans le but de stimuler son usage comme amendement pour les sols. Dans ce sens, l'épandage agricole et sylvicole est souhaité, en plus de son utilisation dans les aménagements urbains et routiers. Ces usages seront responsables de l'augmentation des gains environnementaux procurés par l'utilisation du compost, en plus de faciliter l'écoulement de la production de ces matières.

En complément, de manière à réduire davantage les risques liés à l'enfouissement des résidus organiques, tout en récupérant les matières encore susceptibles d'être mises en valeur, le traitement des déchets ultimes se montre nécessaire. Cela est aussi plus valable si l'on considère le Projet de politique du MDDEP et ses objectifs de bannir l'enfouissement de la matière organique putrescible en 2020. Dans ce sens, des mesures incitatives comme celles qui ont été émises par l'Union européenne dans l'article 6(a) de sa Directive 1999/31/CE s'avèrent intéressantes pour atteindre l'objectif final d'éliminer uniquement les matières qui ne peuvent plus être valorisées.

Enfin, mais non moins important, des campagnes de sensibilisation doivent être faites de façon continue afin de promouvoir la réduction de la production des rejets à la source. En addition, des solutions comme le compostage domestique et l'herbicyclage doivent être encouragées dans le but de diminuer la quantité de matières organiques putrescibles à être transportées, gérées et traitées. C'est la maxime « le meilleur déchet est celui qu'on ne produit pas ».

CONCLUSION

La digestion anaérobie, ou biométhanisation, est une façon de mettre en valeur la matière organique connue par l'humanité depuis des siècles. Malgré cette utilisation dès une époque lointaine, ce n'est qu'à partir des années 1980 que les systèmes industriels ont commencé à prendre place pour traiter à une plus grande échelle les résidus des municipalités. Étant donné que la méthanisation est un phénomène complexe, marqué par une succession de transformations procurées par des microorganismes distincts, plusieurs facteurs l'influencent. À cet égard, une myriade de systèmes ont été conçus et perfectionnés dans le dessein de rendre les technologies plus performantes. Si, dans un premier moment, les procédés humides étaient prédominants, de plus en plus de systèmes secs – c'est-à-dire avec une siccité variant entre 20 et 50 % – sont utilisés pour le traitement des matières organiques putrescibles. En complément, les technologies qui chauffent les matières soit à 35 °C, plage mésophile, soit à 55 °C, plage thermophile, sont utilisées à large échelle. Finalement, plusieurs processus en amont et en aval des réacteurs sont utilisés pour trier les matières, pour faciliter la digestion, pour améliorer la production de biogaz, pour éliminer les pathogènes et/ou pour rendre inerte le digestat. Ces procédés peuvent être particuliers à une telle technologie ou peuvent être utilisés dans le but d'améliorer la performance d'un système quelconque.

Avant d'être exportées aux autres continents, c'est en Europe que ces technologies ont eu un plus grand développement. Actuellement, les usines ont une capacité de traiter de 5 000 jusqu'à 300 000 tonnes de résidus par année, soit des matières triées à la source, soit des déchets mixtes. Les technologies les plus répandues pour le traitement des matières organiques municipales ont été présentées en détail dans le présent essai.

Au Québec, même si la méthanisation des déchets suscite l'intérêt des municipalités depuis quelque temps, ce n'est que dans les dernières années que la technologie a vraiment soulevé leur attention. Les besoins de la province, explicités par les actions du gouvernement en faveur de cette forme de gestion, rendent clairs les avantages de ces procédés pour le traitement des résidus organiques. Dans ce sens, afin de stimuler l'implantation de centres de méthanisation, plusieurs formes de subvention sont offertes autant par le gouvernement fédéral que par le gouvernement provincial. Ces aides peuvent atteindre jusqu'à deux tiers des valeurs des installations, en plus des sommes

octroyées pour des équipements de collecte et pour la conversion des moteurs au biogaz. En addition, d'autres incitatifs sont fournis par Hydro-Québec, avec l'achat d'électricité produite et par Gaz Métro, soit par l'acquisition du gaz produit soit par la mise à disposition de son réseau de distribution de gaz naturel. Grâce à ces politiques, plusieurs municipalités ont déjà présenté leurs projets de méthanisation. En ce moment, on peut nommer ceux de la MRC de Rivière-du-Loup, des villes de Québec, de Montréal, de Laval, de Longueuil et de la Couronne Sud de Montréal. Ce sont des usines ayant une capacité totale pour traiter plus de 400 000 tonnes de déchets par année.

Lors de l'analyse des diverses technologies à partir des pôles du développement durable, il en est ressorti qu'elles ont des avantages et des inconvénients, mais qu'il n'y a pas une technologie unique et idéale à toutes les conditions et à tous les résidus. Les procédés en mode sec et thermophile procurent des gains économiques, sociaux et environnementaux grâce à leurs réacteurs plus petits, à une meilleure inactivation des pathogènes, à une nécessité réduite de chauffage des matières et à un apport moindre en eau. Par contre, les réactions en mode humide sont plus répandues et plus adéquates si le traitement d'une grande quantité des boues est envisagé. En complément, les réactions mésophiles sont plus stables, moins énergivores et procurent la production d'un biogaz plus riche en méthane. Finalement, dans le but de se conformer au Projet de politique de gestion des matières résiduelles, les déchets ultimes devront aussi être traités pour mettre en valeur les matières putrescibles encore présentes. Cela sera possible avec des systèmes secs, moins sensibles aux contaminants, ou avec des procédés performants de tri mécanique et/ou hydrique des résidus, dans le cas où ces traitements s'avèrent efficaces.

Quelques recommandations sont également présentes dans ce travail. Premièrement, afin de réaliser un choix balisé de la technologie à être utilisée, des renseignements précis doivent être obtenus, non seulement par rapport aux matières envisagées, mais aussi par rapport aux besoins et contraintes de la région à être desservie. Ces données seront fondamentales pour la validation de la pertinence de la technologie à être adoptée. En outre, ces usines de traitement doivent être localisées à proximité des centres urbains, lieux producteurs des matières résiduelles et consommateurs de l'énergie excédentaire fournie par les usines. Finalement, tous les efforts doivent être faits pour limiter au maximum les dégagements d'odeurs et la pollution visuelle dès la conception du projet. De cette façon, son acceptabilité sociale sera facilitée.

Comme conclusion, on peut retenir que la méthanisation des résidus organiques putrescibles municipaux se confirme comme étant une solution fort envisageable pour la gestion de ces rejets pour la province. Premièrement, ces résidus ayant un important potentiel pollueur et pathogène sont neutralisés et hygiénisés. De plus, ces matières, après leur traitement, retournent au sol comme amendement pour les terres, améliorant de cette façon la qualité des champs sans l'ajout de produits chimiques. Ainsi, la boucle est bouclée. Deuxièmement, la méthanisation procure une création nette d'énergie grâce au biogaz. Ce gaz peut être transformé en électricité et en chaleur, peut être convertie en gaz naturel, ou les deux. De cette façon, une source d'énergie renouvelable, pérenne et propre est produite à partir de matières antérieurement considérées comme « déchets ». Troisièmement, en profitant de ce traitement clos des matières organiques et de la production locale d'une source d'énergie renouvelable, le Québec sera dans la bonne voie pour satisfaire ses engagements par rapport aux émissions de gaz à effet de serre. L'utilisation de combustibles renouvelables plutôt que de combustibles d'origine fossile, alliée au contrôle accru des émissions de méthane provenant de la décomposition de la matière organique, procurera des moyens à la province pour réduire ses émissions de GES tout en améliorant sa balance commerciale et son autosuffisance énergétique.

Dans ce sens, il existe un engouement réel au Québec pour les projets de traitement et de mise en valeur de la matière organique putrescible, soit comme forme de gestion des résidus municipaux, industriels, commerciaux et agricoles, soit comme source d'énergie renouvelable et propre. Il ne manque pas de technologies et de procédés disponibles, il faut seulement identifier la technologie la plus adéquate aux nécessités et aux contraintes de la région à être desservie.

Comme cet essai est basé sur des données générales fournies par les entreprises qui développent les technologies, un niveau de détail plus pointu n'a pas été utilisé dans l'étude. L'objectif de ce travail est de présenter une vision globale des procédés actuellement en usage pour la mise en valeur des matières organiques municipales et de souligner les besoins du Québec à cet égard. Afin de faire une comparaison plus poussée des procédés, l'obtention d'informations spécifiques par rapport à la production d'usines précises s'avère nécessaire. De plus, les usines choisies doivent avoir les caractéristiques les plus similaires possible avec celles qui sont envisagées en sol québécois pour que les informations obtenues soient comparables et valides.

RÉFÉRENCES

- Abdullahi, Y.A., Akunna, J.C., White, N.A., Hallett, P.D. and Wheatley, R. (2008). Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. *Bioresource Technology*, vol. 99, n° 18, p. 8631-8636.
- Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) (s.d.). Méthanisation. In Site de l'ADEME, Déchets, *Traitements biologiques*, [En ligne]. <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=15556> (Page consultée le 28 janvier 2010).
- Agency for Toxic Substances & Disease Registry (ATSDR) (2009). Medical Management Guidelines for Hydrogen Sulfide. In USA. Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances & Disease Registry. *Medical Management Guidelines (MMGs)*, [En ligne]. <http://www.atsdr.cdc.gov/mhmi/mmg114.html> (Page consultée le 28 avril 2010).
- Anaerobical Digestion (s.d.). Municipal Solid Waste (MSW) Biogas Potential in China. In *Anaerobic Digestion*, [En ligne]. http://www.anaerobic-digestion.com/html/msw_biogas_plants_in_china.php (Page consultée le 3 mars 2010).
- Arcand, D. (2010a). 23 000 voitures au gaz naturel en Suède et une au Québec. *La Presse*. 22 mars, p. L'AUTO16.
- Arcand, D. (2010b). Une espèce menacée au Canada. *La Presse*. 22 mars, p. L'AUTO16.
- ArrowBio (s.d.a). ArrowBio – Proven solutions for sorted and unsorted waste! In *ArrowBio*, [En ligne]. <http://www.arrowbio.com> (Page consultée le 7 mars 2010).
- ArrowBio (s.d.b). The ArrowBio Process for Unsorted Municipal Solid Waste. In *ArrowBio*, [En ligne]. <http://www.arrowbio.com/technology> (Page consultée le 7 mars 2010).
- Axpo (2009a). Kompogas AG – Un fournisseur innovateur de technologies de fermentation. In Axpo New Energies. *Projets d'Axpo énergies nouvelles*, [En ligne]. http://www.axpo.ch/axpo/fr/neue_energien/wissen/unternehmen_neueenergien/axpo_kompogas.html (Page consultée le 15 février 2010).
- Axpo (2009b). Kompogas-Anlagen – modular und überzeugend. In Axpo neue energien. Produkte. *Anlagenbau*, [En ligne]. <http://www.axpo-kompogas.ch/index.php?path=produkte/anlagenbau> (Page consultée le 15 février 2010).
- Axpo Holding AG (2009). Axpo Energies Nouvelles: Axpo AG publie l'écobilan de Kompogas. In Axpo. *Communiqué de presse*, 17 décembre, [En ligne]. http://www.axpo.ch/axpo/fr/neue_energien_multi/medien/medienmitteilungen/2009/decembre/axpo_ag_publie_lecobilandekompogas.html (Page consultée le 15 février 2010).

- Beauregard, S. (s.d.). La méthanisation du lisier de porcs dans une optique de développement durable. *In ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ)*, [En ligne]. <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/NR/rdonlyres/E3B5CBEE-829D-4352-BEC4-96C8E122497C/14401/Lamthanisationdulisierdansuneoptiquededveloppement.pdf> (Page consultée le 16 avril 2010).
- Bechtold, R.L. (1997). *Alternative Fuels Guidebook*. Pennsylvania, USA, Society of Automotive Engineers, 204 p.
- BEKON (s.d.a). Company History. *In BEKON*, [En ligne]. <http://www.bekon-energy.de/english/history.htm> (Page consultée le 21 avril 2010).
- BEKON (s.d.b). Dry Fermentation. *In BEKON. References*, [En ligne]. <http://www.bekon-energy.de/english/references.htm> (Page consultée le 21 avril 2010).
- Bélanger, F. (2009). *Étude de faisabilité techno-économique et sociopolitique d'un projet régional de méthanisation de lisier de porc en co-digestion*. Essai de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 124 p.
- Berger, S. et Couturier, C. (2008), La méthanisation en milieu rural. *In Moletta, R., La méthanisation* (chap. 10, p. 235-250). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Bernet, N. et Buffière, P. (2008). Caractérisation de la mise en œuvre de la méthanisation. *In Moletta, R., La méthanisation* (chap. 4, p. 87-113). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Bérubé, V. (2007). Plus de 300 millions de KW/h livrés à Hydro-Québec par BFI – Production d'électricité à partir de biogaz. *In Hebdo Rive Nord*, [En ligne]. <http://www.hebdorivenord.com/article-162370-Plus-de-300-millions-de-KWh-livres-a-HydroQuebec-par-BFI.html> (Page consultée le 2 avril 2010).
- Bio-Méthatech (s.d.). La méthanisation avec les systèmes de biogaz Lipp. *In Bio-Méthatech. Téléversez notre brochure*, [En ligne]. <http://www.bio-methatech.com/BIO-METHATECH-FRANCAIS.pdf> (Page consultée le 20 avril 2010).
- Biowaste Treatment Technologies, (s.d.a). Existing Applications of the Technology. *In Biowaste Treatment Technologies. The Process. Existing Plants*, [En ligne]. <http://www.biowastetreatment.ca/page1/page4/page4.html> (Page consultée le 10 mars 2010).
- Biowaste Treatment Technologies, (s.d.b). Description of Technology. *In Biowaste Treatment Technologies. The Process. Technology*, [En ligne]. <http://www.biowastetreatment.ca/page1/page3/page3.html> (Page consultée le 10 mars 2010).
- Biowaste Treatment Technologies, (s.d.c). Products, Markets and Emissions. *In Biowaste Treatment Technologies. The Process. Outputs*, [En ligne]. <http://www.biowastetreatment.ca/page1/page8/page8.html> (Page consultée le 10 mars 2010).

- Biower (s.d.). Environmentally friendly energy. *In* Biower. Products. *Biogas technology*, [En ligne]. <http://www.biower.com/biogastechnology.shtml> (Page consultée le 16 février 2010).
- Bloomberg (2010). Commodities. Oil (WTI). *In* Bloomberg. *Data Insights*, [En ligne]. <http://preview.bloomberg.com/> (Page consultée le 20 avril 2010).
- Bogner, J., Abdelrafie Ahmed, M., Diaz, C., Faaij, A., Gao, Q., Hashimoto, S., Mareckova, K., Pipatti, R. and Zhang, T. (2007). Waste Management, *In* Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (eds), *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (chap. 10, p. 585-618). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Bosse, F. (2003). Dry Fermentation: An innovative approach to treat biowaste. *In* BEKON. Downloads. *Literature*, [En ligne]. <http://www.bekon-energy.de/images/Dry%20Fermentation%20An%20innovative%20approach%20.pdf> (Page consultée le 21 avril 2010).
- Bouchez, T. (2008). L'élimination et la méthanisation des déchets non dangereux en installation de stockage. *In* Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 12, p. 301-331). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Brauman, A., Fonty, G. et Roger, P. (2008). La méthanisation dans les écosystèmes naturels et cultivés. *In* Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 2, p. 9-59). Paris, Éditions Tec & Doc.
- BTA International (s.d.a). History. *In* BTA International. *Company*, [En ligne]. <http://bta-international.de/historie.html?&lang=3> (Page consultée le 14 mars 2010).
- BTA International (s.d.b). References. *In* BTA International. *The BTA Process*, [En ligne]. http://bta-international.de/fileadmin/media/User_Files/Downloads/reference_bta_EN.pdf (Page consultée le 14 mars 2010).
- Camacho, P. et Prévot, C. (2008). Méthanisation des boues. *In* Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 9, p. 205-233). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Cambi (s.d.a). The Green Loop – Bio-waste in - energy and fertiliser out. *In* Cambi. Biowaste Treatment. *Bio-waste to energy*, [En ligne]. <http://www.cambi.no/photoalbum/view2/P3NpemU9b3JnJmlkPT11OTc4NyZ0eXBIPTE> (Page consultée le 11 mars 2010).
- Cambi (s.d.b). Organisation. *In* Cambi. *About Cambi*, [En ligne]. <http://www.cambi.no/wip4/organisation.epf?cat=10649> (Page consultée le 11 mars 2010).
- Carrère, H. (2008). Co-traitements physico-chimiques. *In* Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 11, p. 251-300). Paris, Éditions Tec & Doc.

- Cascades (s.d.). Énergie Biogaz. *In Cascades. Environnement*, [En ligne].
http://www.cascades.com/papiers/biogaz_environnement.php (Page consultée le 8 avril 2010).
- CCI Bio Energy (s.d.). How It Works. *In CCI Bio Energy. The BTI Process*, [En ligne].
<http://www.canadacomposting.com/Default.aspx?target=BTAHowItWorks> (Page consultée le 14 mars 2010).
- Centre d'expertise sur les matières résiduelles (CEMR) (s.d.). Gazmont. *In CEMR. La Vitrine technologique. Société en commandite Gazmont*, [En ligne].
http://www.cemr.ca/f_business_01.html (Page consultée le 4 avril 2010).
- Charlebois, Y. (2010). Beaucoup de gaz naturel au Québec? *In Canoe.ca. Argent*, [En ligne].
<http://argent.canoe.ca/lca/affaires/quebec/archives/2010/03/20100304-121533.html> (Page consultée le 24 mars 2010).
- City of Guelph (2009). SUBBOR to pay City of Guelph \$2.5 million – Settlement brings successful conclusion to court battle with SUBBOR, avoiding need for future court proceedings. *In City of Guelph. Newsroom*, [En ligne].
http://guelph.ca/newsroom_display.cfm?itemID=78264 (Page consultée le 5 mars 2010).
- Climatisation et Chauffage Urbain de Montréal (CCUM) (s.d.). Réseau. *In Site de CCUM*, [En ligne].
<http://www.ccum.com/reseau.html> (Page consultée le 10 février 2010).
- Cordeau, P. (2008). Communication personnelle. Conseiller en environnement et développement durable de l'Université de Sherbrooke. 27 octobre 2008.
- Crittenden, G. (2004). City of Guelph vs SUBBOR – A court case is set to highlight what went wrong between a municipality and a high-tech waste company. *In Solid Waste and Recycling*, [En ligne].
<http://www.solidwastemag.com/issues/story.aspx?aid=1000158830&type=Print>
 Archives (Page consultée le 5 mars 2010).
- De Baere, L. (2009). The DRANCO technology: a unique digestion technology for solid organic waste. *In OWS. Publications*, [En ligne].
http://www.ows.be/pub/The_Dranco_technology_2009_ms_22038.pdf (Page consultée le 21 février 2010).
- De Baere, L. (2008). Partial stream digestion of residual municipal solid waste. *Water Science & Technology*, vol. 57, n°. 7, p. 1073-1078.
- De Baere, L., (1999). Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *In Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F (Eds.), Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes*. Barcelona, vol. 1. Gràfiques 92, 15-18 June, p. 290-299.
- de La Farge, B. (1995). *Le biogaz : procédés de fermentation méthanique*. Paris, Masson, 237 p. (Collection Ingénierie de l'environnement).

- de La Farge, B., Heduit, M., Brondeau, P., Mongin, J. P., Saugere, D. et Cambus, L. (1983). La méthanisation des lisiers de porcs. *Journées de Recherche Porcine en France*, vol. 15, p.11-22.
- Denman, K.L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P.M., Dickinson, R.E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., da Silva Dias, P.L., Wofsy, S.C. and Zhang, X. (2007) Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. *In Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. and Miller, H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. Journal officiel n° L 182 du 16/07/1999 p. 0001 – 0019, [En ligne]. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:FR:HTML> (Page consultée le 2 mars 2010).
- Dominion & Grimm environnement (2007). Les systèmes de biogaz Lipp. *In Dominion & Grimm environnement*, [En ligne]. http://www.dominiongrimm.ca/biogaz/images/depliant_biogaz.pdf (Page consultée le 20 avril 2010).
- Dominion & Grimm environnement (s.d.a). Systèmes de biogaz Lipp. *In Dominion & Grimm environnement*, [En ligne]. <http://www.dominiongrimm.ca/biogaz/index.htm> (Page consultée le 20 avril 2010).
- Dominion & Grimm environnement (s.d.b). Vidéo de l'érection d'un bioréacteur. *In Dominion & Grimm environnement. Description des principales caractéristiques des KomBio réacteurs Lipp*, [En ligne]. http://www.dominiongrimm.ca/biogaz/content/video/bioreacteur_high_res.wmv (Page consultée le 20 avril 2010).
- Douglas Partners (2004). ArrowBio solid waste treatment process. *In Biowaste Treatment Technologies*, [En ligne]. www.biowastetreatment.ca/page11/files/DouglasReport.pdf (Page consultée le 7 mars 2010).
- Drouin, G. (2005). Gazmont – Solution moderne à la réduction des GES. *In CEMR. Publications*, [En ligne]. www.cemr.ca/publications/presentation_guydrouin.ppt (Page consultée le 4 avril 2010).
- Dumont, A. (2009). Des tomates aux biogaz. *In Agence Science-Press. Actualité*, [En ligne]. <http://www.sciencepresse.qc.ca/actualite/2009/03/14/tomates-aux-biogaz> (Page consultée le 2 avril 2010).
- Environnement Canada (2003). SUBBOR Pilot Waste Processing Project. *In Environnement Canada. La prévention de la pollution. Le gaz d'enfouissement*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/nopp/lfg/EN/issue18.cfm> (Page consultée le 5 mars 2010).

- Environment Canada (1995). *Estimation of the effects of various municipal waste management strategies on greenhouse gas emissions*. Environmental Protection Services report EPS. 2/AP/1.
- Équiterre (2009). Pour un Québec libéré du pétrole en 2030. In Équiterre. *Publication*, [En ligne]. <http://www.equiterre.org/publication/pour-un-quebec-libere-du-petrole-en-2030-2009> (Page consultée le 20 avril 2010).
- Estrie Enviropôle (s.d.). Résumé du projet. In Estrie Enviropôle. *Usine de méthanisation*, [En ligne]. <http://www.estrie-enviropole.com/a-propos/usine-de-methanisation/> (Page consultée le 16 avril 2010).
- EurObserv'ER (2008). Le Baromètre du Biogaz. In *Systèmes Solaires – Le journal des énergies renouvelables*, n° 186, [En ligne]. http://www.energies-renouvelables.org/observ-er/stat_baro/observ/baro186_a.pdf (Page consultée le 28 février 2010).
- Europe's Energy Portal (2010). Gas & Electricity. In Europe's Energy Portal. *Prices*, [En ligne]. <http://www.energy.eu/#domestic> (Page consultée le 15 avril 2010).
- Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets (FCQGED) (2006). Mémoire déposé à la Commission de l'économie et du travail dans le cadre de l'étude du projet de loi n° 52, Loi concernant la mise en œuvre de la stratégie énergétique du Québec et modifiant diverses dispositions législatives. In FCQGED. *Mémoires de 2006*, [En ligne]. http://www.fcqged.org/pdf/Memoire_loi52.pdf (Page consultée le 5 mai 2010).
- Gaz Métro (2010a). Énergie et changements climatiques : la place grandissante du gaz naturel sur l'échiquier. In Gaz Métro. Salle de presse. Communiqués. *Communiqué de presse*, 1^{er} février, [En ligne]. http://www.corporatif.gazmetro.com/Corporatif/Communique/fr/HTML/1863986_fr.aspx?culture=fr-CA (Page consultée le 10 avril 2010).
- Gaz Métro (2010b). Tarifs et prix du gaz naturel. In Gaz Métro. Salle de Presse. *Fiches d'informations*, [En ligne]. http://www.corporatif.gazmetro.com/Data/Media/FicheInfo_prix_mars2010.pdf (Page consultée le 10 avril 2010).
- Gaz Métro (2009a). Mémoire présenté par Gaz Métro à la Commission des transports et de l'environnement dans le cadre des consultations particulières sur la cible de réduction des émissions de gaz à effet de serre à l'horizon 2020. In Assemblée nationale du Québec. *Bibliothèque*, [En ligne]. <http://www.bibliotheque.assnat.qc.ca/01/mono/2009/11/1014950.pdf> (Page consultée le 8 avril 2010).
- Gaz Métro (2009b). Le chemin du gaz naturel. In *Tout sur le gaz naturel*, [En ligne]. <http://www.gazmet.com> (Page consultée le 26 mars 2010).

- Gaz Métro (2005). Mémoire présenté par Société en commandite Gaz Métro à la Commission de l'économie et du travail dans le cadre de la commission parlementaire sur la sécurité et l'avenir énergétiques du Québec. In GazMétro, [En ligne]. http://www.corporatif.gazmetro.com/Data/Media/memoireGaz_Metro.pdf (Page consultée le 8 avril 2010).
- Gaz Métro (s.d). Les aides financières de Gaz Métro, un levier financier important. In Gaz Métro. *Aides financières*, [En ligne]. <http://www.gazmetro.com/affaires/programme-aides-financieres/aides-financieres.aspx?culture=fr-CA> (Page consultée le 8 avril 2010).
- Godon, J.-J. (2008). Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation. In Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 3, p. 61-85). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Görish, U. et Helm, M. (2008). *La production de Biogaz*. Paris, Les Éditions Eugen Ulmer, 120 p.
- Gouvernement du Canada (s.d.a). Fonds pour l'infrastructure verte. In *Plan d'action économique du Canada*, [En ligne]. <http://www.actionplan.gc.ca/initiatives/fra/index.asp?mode=2&initiativeID=115> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Gouvernement du Canada (s.d.b). Projet de biométhanisation – Rivière-du-Loup. In *Plan d'action économique du Canada. Fonds pour l'infrastructure verte*, [En ligne]. <http://www.actionplan.gc.ca/initiatives/fra/index.asp?mode=8&imode=2&initiativeid=115&id=8601> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Gouvernement du Canada (s.d.c). Projet de biométhanisation. In *Plan d'action économique du Canada. Fonds pour l'infrastructure verte*, [En ligne]. <http://www.actionplan.gc.ca/initiatives/fra/index.asp?mode=8&imode=2&initiativeid=115&id=8768> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Gouvernement du Canada (s.d.d). Projet de biométhanisation de la Couronne Sud de Montréal. In *Plan d'action économique du Canada. Fonds pour l'infrastructure verte*, [En ligne]. <http://www.actionplan.gc.ca/initiatives/fra/index.asp?mode=8&imode=2&initiativeid=115&id=8844> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Gouvernement du Canada (s.d.e). Projet de biométhanisation de la Ville de Laval. In *Plan d'action économique du Canada. Fonds pour l'infrastructure verte*, [En ligne]. <http://www.actionplan.gc.ca/initiatives/fra/index.asp?mode=8&imode=2&initiativeid=115&id=8845> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Gouvernement du Canada (s.d.f). Projet de biométhanisation de Longueuil. In *Plan d'action économique du Canada. Fonds pour l'infrastructure verte*, [En ligne]. <http://www.actionplan.gc.ca/initiatives/fra/index.asp?mode=8&imode=2&initiativeid=115&id=8847> (Page consultée le 4 avril 2010).

- Gouvernement du Canada (s.d.g). Projet de biométhanisation de Montréal. *In* Plan d'action économique du Canada. *Fonds pour l'infrastructure verte*, [En ligne]. <http://www.actionplan.gc.ca/initiatives/fra/index.asp?mode=8&imode=2&initiativeid=115&id=8846> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Gouvernement du Québec (2009). Cible de réduction des émissions de GES. *In* Gouvernement du Québec. Salle de presse. Communiqués. *Communiqué de presse*, 23 novembre, [En ligne]. <http://www.premier-ministre.gouv.qc.ca/salle-de-presse/communiques/2009/novembre/2009-11-23.shtml> (Page consultée le 12 avril 2010).
- HotRot (s.d.). BEKON. *In* HotRot Organic Solutions. *Solutions*, [En ligne]. <http://www.hotrot.co.uk/solutions/bekon.php> (Page consultée le 21 avril 2010).
- Hydro-Québec (2010). Tarifs et factures. *In* Hydro-Québec, [En ligne]. <http://www.hydroquebec.com/residentiel/tarif-affaires.html> (Page consultée le 8 avril 2010).
- Hydro-Québec (2009). Appel d'offres pour l'achat d'énergie produite par cogénération à la biomasse : Hydro-Québec retient huit (8) soumissions. *In* Hydro-Québec. *Communiqué de presse*, 18 décembre, [En ligne]. http://www.hydroquebec.com/4d_includes/surveiller/PcFR2009-191.htm (Page consultée le 8 avril 2010).
- Hydro-Québec (s.d.). Achats d'électricité – Marché québécois. *In* Hydro-Québec, [En ligne]. <http://www.hydroquebec.com/distribution/fr/marchequbécois/index.html> (Page consultée le 8 avril 2010).
- Hydro-Québec Distribution (2009). Prévion des besoins en énergie visés par le plan. *In* Hydro-Québec. Achats d'électricité – Marché québécois. Planification et fiabilité. *Prévisions des besoins et des ventes au Québec*, [En ligne]. http://www.hydroquebec.com/distribution/fr/marchequbécois/pdf/prev_ventes.pdf (Page consultée le 8 avril 2010).
- IEA Bioenergy (2007). 100 % Biogas for urban transport in Linköping, Sweden. *In* IEA Bioenergy Task 37. Case studies of the Task. *The new success story*, [En ligne]. http://www.iea-biogas.net/Dokumente/casestudies/linkoping_final.pdf (Page consultée le 26 avril 2010).
- International Association for Natural Gas Vehicules – IANGV (2008). Natural Gas Vehicle Statistics. *In* IANGV. *Tools and Resources*, [En ligne]. <http://www.iangv.org/tools-resources/statistics.html> (Page consultée le 24 mars 2010).
- Joncas, H. (2010). La Place Ville-Marie passe au gaz. *In* Les affaires. Secteurs d'activité. *Énergie*, [En ligne]. <http://www.lesaffaires.com/secteurs-d-activite/energie/la-place-ville-marie-passe-au-gaz/509833> (Page consultée le 24 mars 2010).

- Juniper (2007). Commercial Assessment – Anaerobic Digestion Technology for Biomass Projects. *In Biomass Energy Centre*, [En ligne].
[http://www.biomassenergycentre.org.uk/pls/portal/docs/page/resources/ref_lib_res/publications/renewables_east_-_anaerobic_digestion_\(full_report\).pdf](http://www.biomassenergycentre.org.uk/pls/portal/docs/page/resources/ref_lib_res/publications/renewables_east_-_anaerobic_digestion_(full_report).pdf) (Page consultée le 14 mars 2010).
- Karagiannidis, A., Perkoulidis, G. (2009). A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, vol. 100, n° 8, p. 2355-2360.
- Kompogas (2007). The complete ecological cycle. *In Kompogas. What is Kompogas?* [En ligne]. http://www.sternasia.com/file/What_Is.pdf (Page consultée le 16 février 2010).
- Larouche, M. (2010). Rivière-du-Loup: 15 millions \$ investis dans le biogaz. *In cyberpresse. Le Soleil. Actualités. Environnement*, [En ligne].
<http://www.cyberpresse.ca/le-soleil/actualites/environnement/201001/11/01-938151-riviere-du-loup-15-millions-investis-dans-le-biogaz.php> (Page consultée le 17 avril 2010).
- Larouche, M. (2008). Usine de biogaz à Rivière-du-Loup : de la table... au réservoir. *In cyberpresse. Le Soleil*, [En ligne]. <http://www.cyberpresse.ca/le-soleil/200809/08/01-665692-usine-de-biogaz-a-riviere-du-loup-de-la-table-au-reservoir.php> (Page consultée le 17 avril 2010).
- Linde group (2007). Transfer of Linde-KCA-Dresden GmbH's business division "Environmental Plants". *In Linde group. Linde-KCA-Dresden GmbH. News & Info Services*, [En ligne]. <http://www.linde-kca.com/international/web/le/kca/likelekcacom.nsf/0/11145E113C3E975CC125730600322401> (Page consultée le 17 mars 2010).
- Lipp (s.d.a). Milestones. *In Lipp. Company*, [En ligne]. <http://www.lipp-system.de/58-milestones.html> (Page consultée le 20 avril 2010).
- Lipp (s.d.b). Biogas systems with modular design. *In Lipp. System-building in Agriculture*, [En ligne]. http://www.lipp-system.de/53-biogas_systems.html (Page consultée le 20 avril 2010).
- Liu, H.W., Walter, H.K., Vogt, G.M., Vogt, H.S. and Holbein, B.E. (2002). Steam pressure disruption of municipal solid waste enhances anaerobic digestion kinetics and biogas yield. *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 77, n° 2, p. 121-130.
- LiveCharts (s.d.). WTI Crude Oil price history. *In LiveCharts. Oil prices - historical data*, [En ligne].
http://www.livecharts.co.uk/futures_commodities/oil_prices_historical.php?type_symbol=futures_wi&start=270 (Page consultée le 20 avril 2010).
- Lorinc, J. (2009). Turning Organic Waste Into Energy. *In The New York Times. Energy & Environment*, [En ligne]. <http://greeninc.blogs.nytimes.com/2009/06/19/turning-human-organic-waste-into-energy/> (Page consultée le 16 avril 2010).

- Lussier, F. (2009). Communication personnelle. Directeur du site d'enfouissement de Coaticook. 19 mars 2009.
- Lutz, P. (s.d.) New BEKON Biogas technology for dry fermentation in batch process. *In* BEKON. *Description of BEKON dry fermentation processing*, [En ligne]. <http://www.bekon-energy.de/english/BEKON-Processdescription.pdf> (Page consultée le 21 avril 2010).
- Mata-Alvarez, J., Macé, S. and Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, vol. 74, n° 1, p. 3-16.
- MétéoMédia (2010). Statistiques. *In* *MétéoMédia*, [En ligne]. <http://www.meteomedia.com/statistics/c00022> (Page consultée le 16 avril 2010).
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) (s.d.). Production d'électricité. *In* RNF. L'énergie. Statistiques énergiques. Production de l'énergie, [En ligne]. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/energie/statistiques/statistiques-production-electricite.jsp> (Page consultée le 12 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2010a). Un investissement Canada-Québec pour quatre projets d'infrastructure verte dans la région de Montréal. *In* MDDEP. Actualités. *Communiqué de presse*, 1^{er} février, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/infuseur/communiqué.asp?no=1617> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2010b). Un investissement Canada-Québec pour un projet d'infrastructure verte à Québec. *In* MDDEP. Actualités. *Communiqué de presse*, 28 janvier, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/infuseur/communiqué.asp?no=1616> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2010c). Traitement des déchets organiques: plus de 100 emplois directs et indirects créés – Québec annonce sa participation à un projet de biométhanisation à Rivière-du-Loup. *In* MDDEP. Actualités. *Communiqué de presse*, 12 janvier, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/infuseur/communiqué.asp?no=1612> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2009a). Projet de politique québécoise de gestion des matières résiduelles – Plan d'action 2010-2015. *In* MDDEP. Projet de politique québécoise sur la gestion des matières résiduelles, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/presentation.pdf> (Page consultée le 12 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2009b). Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2007 et leur évolution depuis 1990. *In* MDDEP. Air et changements climatiques. *Gaz à effet de serre*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/changements/ges/2007/inventaire2007.pdf> (Page consultée le 24 mars 2010).

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2009c). Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage. *In* MDDEP. Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage. *Cadre normatif*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/programmes/biomethanisation/cadre-normatif.pdf> (Page consultée le 4 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2008). Plan d'action 2006-2012 – Le Québec et les changements climatiques. Un défi pour l'avenir. *In* MDDEP. Air et changements climatiques. *Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques*, [En ligne]. http://www.mddep.gouv.qc.ca/changements/plan_action/2006-2012_fr.pdf (Page consultée le 12 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2007). BIOGAZ 2007-2012 – Cadre normatif du programme d'achat de réduction des émissions de gaz à effet de serre provenant du captage et de l'élimination ou de la valorisation des biogaz générés par certains lieux d'enfouissement au Québec. *In* MDDEP. *Programme Biogaz*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/programmes/biogaz/biogaz.pdf> (Page consultée le 29 mars 2010).
- Moletta, R. (2008a). Technologies de traitement des effluents industriels par la méthanisation. *In* Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 6, p. 137-157). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Moletta, R. (2008b). Technologies de la méthanisation de la biomasse – Déchets ménagers et agricoles. *In* Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 8, p. 181-204). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Moletta, R. et Verstraete, W. (2008). La méthanisation dans la problématique énergétique et environnementale. *In* Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 1, p. 3-8). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Morin, P., Marcos, B., Moresoli, C. and Laflamme, C.B. (2010). Economic and environmental assessment on the energetic valorization of organic material for a municipality in Quebec, Canada. *Applied Energy*, vol. 87 p. 275-283.
- Moteur Nature (2010). Biogaz : 15 000 voitures sans énergie fossile en Suède. *In* Moteur Nature. Biogaz renouvelable. *News*, [En ligne]. http://www.moteurnature.com/actu/uneactu.php?news_id=25381 (Page consultée le 24 mars 2010).
- Moteur Nature (2006). Le gaz naturel carburant bio ? Non, appellation usurpée. Mais, pas de beaucoup. *In* Moteur Nature. *Dossiers*, [En ligne]. <http://www.moteurnature.com/actu/2006/gnv-cng-biomethane-biogaz-kompogas-composteur.php> (Page consultée le 24 mars 2010).
- Nichols, C.E. (2004). Overview of anaerobic digestion technologies in Europe. *BioCycle*, vol. 45 n° 1, p. 47-53.

- Olivier, M.J. (2009). *Chimie de l'environnement*. 6^e édition, Québec, Les productions Jacques Bernier, 360 p.
- Organic Waste Systems (OWS) (s.d.a). Technologie DRANCO. *In* OWS, [En ligne]. http://www.ows.be/pages/index.php?menu=85&submenu=117&choose_lang=FR (Page consultée le 21 février 2010).
- Organic Waste Systems (OWS) (s.d.b). Installations industrielles. *In* OWN. DRANCO. *Références*, [En ligne]. http://www.ows.be/pages/index.php?menu=85&submenu=125&choose_lang=FR (Page consultée le 21 février 2010).
- Ostrem, K. (2004). *Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes*. Mémoire de maîtrise, Columbia University, New York.
- Partl, H. (2007). Kompogas Process – Description and Costings. *In* Evergreen Energy. *2007 Hyder Consulting Report on the KOMPOGAS process*, [En ligne]. <http://www.evergreenenergy.com.au/SiteMedia/w3svc198/Uploads/Documents/c2ec0683-bc78-4a1b-bbf-444448d5fc77.pdf> (Page consultée le 16 février 2010).
- Plante, L. (2008). Compostage Mauricie: faillite de près de 2 millions \$. *In* cyberpresse.ca. *Le Nouvelliste*, [En ligne]. <http://www.cyberpresse.ca/le-nouveliste/200809/08/01-664126-compostage-mauricie-faillite-de-pres-de-2-millions-.php> (Page consultée le 12 avril 2010).
- Poisson, Y. (2008). L'industrie du compostage bat de l'aile. *In* cyberpresse.ca. *La Tribune*, [En ligne]. <http://www.cyberpresse.ca/la-tribune/200811/26/01-804501-lindustrie-du-compostage-bat-de-laile.php> (Page consultée le 12 avril 2010).
- Preusser, S. (2006). Biogas Plant Data – Manure treatment. *In* Government of Alberta. *Agriculture and Rural Development*, [En ligne]. [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/bdv11206/\\$file/biogasplantdatasheets0606.pdf?OpenElement](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/bdv11206/$file/biogasplantdatasheets0606.pdf?OpenElement) (Page consultée le 20 avril 2010).
- Price, E.C. and Cheremisnoff, P.N. (1981). *Biogaz – Production & Utilisation*. Michigan, USA. Ann Harbor Science, 146 p.
- Publications du Québec (2009). Règlement modifiant le Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles. *Gazette officielle du Québec*, 141^e année, n^o 47, partie 2, p. 5634-5635, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/reglement/redev-elimination/reglement.pdf> (Page consultée le 15 avril 2010).
- Publications du Québec (2000). Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008. *Gazette officielle du Québec*, 132^e année, n^o 39, partie 1, p. 968-974, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/politique1998-2008/politique-matres-98-08.pdf> (Page consultée le 12 avril 2010).
- Radio-Canada (2010). Estrie Enviropôle – Le projet devra être présenté au BAPE. *In* Radio-Canada. Regional. *Estrie*, [En ligne]. <http://www.radio-canada.ca/regions/estrie/2010/04/14/004-estrie-enviropole-bape.shtml> (Page consultée le 16 avril 2010).

- Rapport, J., Zhang, R., Jenkins, B.M., and Williams, R.B. (2008). *Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste*. In California Natural Resources Agency. Department of Resources Recycling and Recovery. Biochemical Conversion Processes. Anaerobic Digestion, [En Ligne]. <http://www.calrecycle.ca.gov/Publications/Organics/2008011.pdf> (Page consultée le 2 mars 2010).
- Recyc-Québec (2009). Bilan 2008 de la gestion des matières résiduelles au Québec. In Recyc-Québec. *L'industrie des matières résiduelles*, [En ligne]. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Rendez-vous2009/Bilan2008.pdf> (Page consultée le 12 avril 2010).
- Recyc-Québec (s.d.). Répertoire québécois des récupérateurs, recycleurs et valorisateurs. In Recyc-Québec. *Répertoires*, [En ligne]. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/client/fr/repertoires/rep-recuperateurs.asp> (Page consultée le 12 avril 2010).
- Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles. c. Q-2, r.18.1.3
- REseau COopératif de Recherche sur les Déchets (RECORD) (2009). *Techniques de production d'électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse*. Étude n°07-0226/1A. 253 p. [En ligne]. http://www.record-net.org/record/etudesdownload/record07-0226_1A.pdf (Page consultée le 12 mars 2010).
- Sargalski, W., Solheim, O.E. and Fjordside, C. (2007). Treating organic waste with Cambi THP. In Lowe, P. and Horan, N.J. (ed) *12th European Biosolids and Organic Resources Conference*, November 2007 Aqua Enviro, Manchester, UK.
- Shoiry, J. (2010). Communication personnelle. Président de Solutions Développement Durable (SDD). 1^{er} avril 2010.
- Solinov (2006). Étude de faisabilité des technologies de traitement des matières organiques applicables aux territoires de l'agglomération de Montréal. In Ville de Montréal. L'environnement à Montréal. Plan Directeur. *Études techniques*, [En ligne]. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/Environnement_Fr/media/documents/7.etude_faisabilite_technologies_traitement.pdf (Page consultée le 17 avril 2010).
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R.B., Berntsen, T., Bindoff, N.L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J.M., Hegerl, G.C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B.J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T.F., Whetton, P., Wood, R.A. and Wratt, D. (2007). Technical Summary. In *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. and Miller, H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- Strabag (2007a). Wet Digestion. *In* Strabag. *Technologies*, [En ligne]. [http://www.strabag-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files.nsf/SearchView/73348DD2F7F43601C12574C1004C1EA1/\\$File/3_3%20Nassvergaerung_e%20d.pdf?OpenElement](http://www.strabag-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files.nsf/SearchView/73348DD2F7F43601C12574C1004C1EA1/$File/3_3%20Nassvergaerung_e%20d.pdf?OpenElement) (Page consultée le 20 mars 2010).
- Strabag (2007b). Dry Digestion. *In* Strabag. *Technologies*, [En ligne]. [http://www.strabag-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files.nsf/SearchView/598B098982D66FC9C12574C1004C2038/\\$File/3_4%20Trockenvergaerung_e%20d.pdf?OpenElement](http://www.strabag-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files.nsf/SearchView/598B098982D66FC9C12574C1004C2038/$File/3_4%20Trockenvergaerung_e%20d.pdf?OpenElement) (Page consultée le 20 mars 2010).
- Themelis, N.J. and Ulloa, P.A. (2007). Methane generation in landfills. *Renewable Energy*, vol. 32, n° 7, p. 1243-1257.
- Trahan, B. (2009). Hausse majeure du prix de l'enfouissement. *In* cyberpresse. *Le Nouvelliste*, [En ligne]. <http://www.cyberpresse.ca/le-nouvelliste/actualites/200909/30/01-906851-hausse-majeure-du-prix-de-lenfouissement.php> (Page consultée le 12 avril 2010).
- Truong, L.V-A. (2004). *Purification du biogaz provenant de la digestion anaérobie du lisier de porc*. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Québec.
- UK. Environment Agency (2010). Anaerobic digestion (biogas). *In* *The Environment Agency of the United Kingdom*, [En ligne]. <http://www.environment-agency.gov.uk/business/sectors/32601.aspx> (Page consultée le 27 février 2010).
- United-Tech (s.d.). Anaerobic Digestion. *In* United-Tech. *BZT Waste Digester*, [En ligne]. <http://www.united-tech.com/wd-anaerobicdigestion.html> (Page consultée le 28 février).
- USA. Central Intelligence Agency – CIA (2009). Natural Gas – Proved Reserves. *In* CIA. *The World Factbook. Country Comparison*, [En ligne]. <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/rankorder/2179rank.html> (Page consultée le 24 mars 2010).
- USA. Central Intelligence Agency – CIA (2008). Natural Gas – Production. *In* CIA. *The World Factbook. Country Comparison*, [En ligne]. <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/rankorder/2180rank.html> (Page consultée le 24 mars 2010).
- Valorga (2006a). Historique. *In* Valorga International. *La valorisation optimale des déchets organiques*, [En ligne]. <http://www.valorgainternational.fr/fr/page1.xml> (Page consultée le 17 février 2010).
- Valorga (2006b). Amiens (France). *In* Valorga International. *La valorisation optimale des déchets organiques*, [En ligne]. <http://www.valorgainternational.fr/fr/multipage.xml?pg=2&id=111271&from=11&to=10> (Page consultée le 17 février 2010).

- Valorga (2006c). Tri mécanique de la fraction organique. *In* Valorga International. La valorisation optimale des déchets organiques, [En ligne]. <http://www.valorgainternational.fr/fr/multipage.xml?pg=3&id=128078> (Page consultée le 17 février 2010).
- Valorga (2006d). Le procédé de méthanisation Valorga. *In* Valorga International. La valorisation optimale des déchets organiques, [En ligne]. <http://www.valorgainternational.fr/fr/multipage.xml?pg=3&id=128079> (Page consultée le 17 février 2010).
- Valorga (2006e). La méthanisation. *In* Valorga International. La valorisation optimale des déchets organiques, [En ligne]. <http://www.valorgainternational.fr/fr/page4.xml> (Page consultée le 17 février 2010).
- Valorga (2006f). Unité de Méthanisation. *In* Valorga International. La valorisation optimale des déchets organiques. Mise en œuvre. Le procédé Valorga, [En ligne]. http://valorgainternational.siteo.com/technologie/usine_fset_unite2.htm (Page consultée le 19 février 2010).
- Valorga (2006g). Listing des usines Valorga International. *In* Valorga International. La valorisation optimale des déchets organiques, [En ligne]. <http://www.valorgainternational.fr/fr/page8.xml> (Page consultée le 19 février 2010).
- van Nes, W.J. (2006). Asia hits the gas. *Renewable Energy World*, Janvier-Février, p. 102-111.
- Ville de Montréal (2009). Plan directeur de gestion des matières résiduelles de l'agglomération de Montréal 2010-2014. *In* Ville de Montréal. L'environnement à Montréal. *Matières résiduelles*, [En ligne]. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/environnement_fr/media/documents/dgmr-2010-2014-fr.pdf (Page consultée le 17 avril 2010).
- Vogt, G.M., Liu, H.W., Kennedy, K.J., Vogt, H.S. and Holbein, B.E. (2002). Super blue box recycling (SUBBOR) enhanced two-stage anaerobic digestion process for recycling municipal solid waste: laboratory pilot studies. *Bioresource Technology*, vol. 85, p. 291-299.
- Waste Management Association of Australia (WMAA) (2007). Organic Technology to fuel the 21st century. *Insidewaste*, vol. 18, May/June, p.14.
- Yolo County (2008). Toward a Twenty-first Century Landfill Yolo County's Accelerated Anaerobic and Aerobic (Controlled Landfill Bioreactor) Composting Projects. *In Site du Yolo County, Full-scale bioreactor*, [En ligne]. <http://www.yolocounty.org/Index.aspx?page=438> (Page consultée le 2 février 2010).