

ANALYSE DE LA PERTINENCE ET DES CRITÈRES À RETENIR POUR LA
COMMERCIALISATION DU BIOGAZ ISSU DE MATIÈRES RÉSIDUELLES

Par
Mickaël Leblanc

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable
en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Monsieur Mario Laquerre

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Avril 2014

SOMMAIRE

Mots clés : Biogaz, utilisation, matières résiduelles, analyse, matières organiques, biométhane, digestion anaérobie, digesteur, lieu d'enfouissement, commercialisation.

L'objectif de cet essai est d'identifier, d'analyser et de prioriser les critères à retenir pour la commercialisation de biogaz issu de matières résiduelles. Avant même d'envisager le biogaz comme source d'énergie renouvelable, les actions gouvernementales visent la gestion des matières résiduelles pour limiter les émissions de gaz à effet de serre. Or, l'avènement d'initiatives telles que le *Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage* ont mis en lumière l'aspect énergétique et économique que représente ce gaz renouvelable. La problématique est d'identifier si les critères pertinents pour assurer une viabilité économique de cette filière en devenir sont bien pris en compte.

L'étude des modes de production de biogaz et de ses utilisations les plus fréquemment rencontrés dans la littérature a conduit à l'identification de douze critères récurrents de différents ordres : technique, politique, économique et sociodémographique. Cinq de ces douze critères ont été jugés hautement prioritaires par le biais d'une analyse multicritère. Tous ont en commun d'être sous la responsabilité d'un palier de gouvernement ou de pouvoir être considérés par un de ces paliers. En effet, le prix de rachat du biogaz ou de l'électricité produite à partir de biogaz ainsi que les activités de transport et de distribution sont deux critères jugés prioritaires tombant sous la responsabilité de la Régie de l'énergie. La collecte de matières organiques dont la responsabilité incombe aux municipalités compte également parmi ces critères. La distance entre le générateur et l'utilisateur de biogaz, et la démographie ferment la marche en ayant tout intérêt à être considéré par le gouvernement provincial, notamment lors de l'autorisation d'implanter des infrastructures produisant ou utilisant le biogaz et de les subventionner pour certaines.

Les conclusions de cette analyse démontrent que les critères à considérer en priorité dans la commercialisation du biogaz dépendent de la volonté du gouvernement à soutenir cette filière, elle-même née d'une volonté de réduction d'émissions de gaz à effet de serre. Pour assurer la viabilité de cette filière, les recommandations portent sur l'adoption d'une loi sur les énergies renouvelables, la définition de cibles en matière d'utilisation de biogaz, la réglementation des prix de rachat du biogaz, la réalisation d'une étude environnementale stratégique sur la déréglementation de la

distribution du biogaz, la déréglementation de la distribution du biogaz selon les résultats de l'étude, l'amendement du Système de plafonnement et d'échange de droits d'émission pour rendre admissible de nouvelles activités aux crédits compensatoires et finalement, la considération des facteurs sociodémographiques dans l'emplacement géographique de nouvelles infrastructures traitant la matière organique.

REMERCIEMENTS

Je souhaite avant tout remercier mon directeur d'essai, Monsieur Mario Laquerre pour son intérêt contagieux de la gestion des matières résiduelles et m'avoir épaulé dans la rédaction de cet essai. Sa sympathie et sa compréhension des défis personnels que j'ai pu affronter durant cette rédaction m'ont grandement aidé à m'organiser et rédiger sereinement.

Je tiens également à remercier ma femme pour avoir fait preuve de patience et me donner la possibilité de réaliser non seulement cet essai, mais également la maîtrise dans son ensemble.

Je remercie tout autant Madame Julie Loyer de la compagnie Cascades Groupes Papiers Fins, Monsieur Sylvain Massicotte de l'Association des organismes municipaux de gestion des matières résiduelles (AOMGMR) ainsi que Monsieur Yves Normandin de la compagnie BFI Canada pour m'avoir accordé du temps et fourni de précieuses et pertinentes informations.

TABLES DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1 CONTEXTE.....	4
1.1 Intérêt envers le biogaz	4
1.2 Contexte québécois	5
1.2.1 Historique	5
1.2.2 Politique québécoise de gestion des matières résiduelles.....	7
1.2.3 Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage.....	9
1.2.4 État de la situation de la gestion des matières résiduelles	11
2 MÉTHODOLOGIE.....	14
3 LA SCIENCE DU BIOGAZ.....	18
3.1 Digestion anaérobie	18
3.1.1 Phase 1: hydrolyse.....	18
3.1.2 Phase 2: acidogénèse	19
3.1.3 Phase 3: acétogénèse	19
3.1.4 Phase 4: méthanogénèse	19
3.2 Effet sur la santé humaine et environnementale	22
3.2.1 Santé humaine	22
3.2.2 Santé environnementale.....	25
3.3 Sources.....	27
3.3.1 Sources naturelles.....	27
3.3.2 Sources anthropiques.....	28
4 MODES DE PRODUCTION ET UTILISATIONS DU BIOGAZ.....	32
4.1 Techniques existantes de captage et de génération.....	32

4.1.1 Procédé extensif : lieu d'enfouissement	32
4.1.2 Procédé intensif : digesteur anaérobie	34
4.2 Estimation des émissions de biogaz.....	39
4.3 Utilités du biogaz	41
4.3.1 Utilisation directe	41
4.3.2 Électricité.....	43
4.3.3 Cogénération.....	46
4.3.4 Injection de biométhane dans le réseau de gaz naturel.....	46
4.3.5 Carburant de véhicule.....	47
4.4 Traitement du biogaz brut	49
4.4.1 Qualité du biogaz brut	49
4.4.2 Impact des composants autres que le méthane	50
4.4.3 Techniques de traitement.....	53
5 ANALYSE DES CRITÈRES INFLUENÇANT LE RENDEMENT, LA QUALITÉ ET	
L'UTILISATION DU BIOGAZ.....	57
5.1 Critères internes	57
5.1.1 Nature des intrants	58
5.1.2 pH et acide gras volatil	61
5.1.3 Taux d'humidité	63
5.1.4 Température.....	65
5.1.5 Âge de la matière organique et temps de séjour	66
5.1.6 Traitements	67
5.2 Critères externes.....	69
5.2.1 La distance entre le générateur et l'utilisateur	69
5.2.2 Le prix de vente ou de rachat	70

5.2.3 Le transport et la distribution	72
5.2.4 La démographie	73
5.2.5 La collecte de matière organique.....	75
5.2.6 La saisonnalité de l'offre et de la demande	76
5.3 Résultats.....	77
6 RECOMMANDATIONS.....	80
CONCLUSION	84
RÉFÉRENCES.....	87
BIBLIOGRAPHIE	97
ANNEXE 1 - ESTIMATION DES ÉMISSIONS ANNUELLES DE CH ₄ ET NO ₂ D'ORIGINE NATUREL	99
ANNEXE 2 - CATÉGORISATION TYPE DE MATIÈRES CONTENUES DANS LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT.....	100
ANNEXE 3 - SYNTHÈSE DES INCONVÉNIENTS ET AVANTAGES RELIÉS AU TRAITEMENT DE BIOGAZ.....	101

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Hiéarchie des modes de gestion en 2000 au Québec.....	6
Figure 1.2	Répartition des redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles au Québec	8
Figure 3.1	Réaction spécifique à l'hydrolyse.....	19
Figure 3.2	Réactions spécifiques à la méthanogénèse	20
Figure 3.3	Étapes de la digestion anaérobie.....	21
Figure 3.4	Réactions impliquant les COV dans la formation du smog.....	26
Figure 3.5	Exemple de courbe de génération de biogaz pour un lieu d'enfouissement de 2000 tonnes/jour	30
Figure 4.1	Principes des digesteurs humides	37
Figure 4.2	Principales technologies de digestion sèche.....	38
Figure 4.3	Estimation du volume de méthane selon le modèle LandGEM	40
Figure 4.4	Schéma de fonctionnement de piles à combustible	45
Tableau 1.1	Matières organiques visées par le PTMOBC	10
Tableau 1.2	Génération et recyclage des matières organiques en 2010	11
Tableau 1.3	Projets confirmés par le PTMOBC.....	12
Tableau 2.1	Modèle d'analyse multicritère applicable.....	16
Tableau 3.1	Résumé des effets néfastes sur la santé associés à certaines substances toxiques potentiellement présentes dans la composition du biogaz (exposition chronique inhalation).....	23
Tableau 3.2	Composés présents associés aux odeurs ressenties sur un site de méthanisation	24
Tableau 3.3	Caractérisation de matières résiduelles en Colombie-Britannique et leur potentiel en méthane.....	29
Tableau 4.1	Valeurs pour le taux de génération de méthane k et pour la capacité potentielle de génération du méthane	40
Tableau 4.2	Spécifications pour le GNC par <i>California Air Resources Board (CARB)</i>	48
Tableau 4.3	Réduction des émissions atmosphériques entre le biocarburant issu de biogaz et le carburant diesel.....	48
Tableau 4.4	Teneur moyenne de quelques biogaz typiques	50
Tableau 4.5	Impact de l'âge des matières résiduelles sur les COV.....	52
Tableau 4.6	Teneurs exigées et traitements requis pour la cogénération et l'injection de biométhane	54

Tableau 5.1	Analyse - Nature des intrants.....	60
Tableau 5.2	Analyse – pH et acide gras volatil.....	62
Tableau 5.3	Analyse – Taux d’humidité	64
Tableau 5.4	Analyse – Température.....	65
Tableau 5.5	Analyse – Âge de la matière organique et Temps de séjour.....	66
Tableau 5.6	Analyse – Traitements.....	68
Tableau 5.7	Analyse – Distance entre le générateur et l’utilisateur	69
Tableau 5.8	Analyse – Prix de vente ou de rachat	71
Tableau 5.9	Analyse – Le transport et la distribution	73
Tableau 5.10	Analyse – Démographie	74
Tableau 5.11	Analyse – Collecte de matières résiduelles	75
Tableau 5.12	Analyse – Saisonnalité de l’offre et de la demande.....	76
Tableau 5.13	Récapitulatif de l’analyse	78

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ACGIH	<i>American Conference of Governmental Industrial Hygienists</i>
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
AGV	Acide gras volatil
AOMGMR	Association des organismes municipaux de gestion des matières résiduelles
AQPER	Association québécoise de production d'énergie renouvelable
ATEE	Association Technique l'Association Technique Énergie Environnement
BAPE	Bureau d'audience publique sur l'environnement
BMP	<i>Biochemical Methane Potential</i>
CAA	<i>Clean Air Act</i>
CALMIM	<i>California Landfill Methane Inventory Model</i>
CARB	<i>California Air Resources Board</i>
CESAP	Commission économique et sociale pour l'Asie et le Pacifique
CH ₄	Méthane
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
CONM	Composés organiques non méthaniques
COV	Composés organiques volatils
CSST	Commission de la santé et la sécurité du travail
DA	Digesteur anaérobie
DCO	Demande chimique en oxygène
DSPE	Direction de la santé publique et de l'évaluation
EC	<i>European Commission</i>
EEG	<i>Erneuerbare-Energien-Gesetz</i>
ÉEQ	Éco Entreprises Québec
FCQGED	Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets
GES	Gaz à effet de serre
GMI	<i>Global Methane Initiative</i>
GNC	Gaz naturel comprimé
GNL	Gaz naturel liquéfié

GWh	Gigawatt-heure
H ₂	Dihydrogène aussi appelé hydrogène
HDPE	Polyéthylène haute densité
H ₂ S	Sulfure d'hydrogène
IAAT PC	Institut Atlantique d'Aménagement du Territoire Poitou-Charentes
ICI	Industries, commerces et institutions
IPCC	<i>Intergovernmental Panel Climate Change</i>
LE	Lieu d'enfouissement
LET	Lieu d'enfouissement technique
LQE	<i>Loi sur la qualité de l'environnement</i>
MCFC	<i>Molten Carbonate Fuel Cell</i>
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MNRE	<i>Ministry of New and Renewable Energy</i>
MRC	Municipalité régionale de comté
Mt éq. CO ₂	Millions de tonnes d'équivalent en dioxyde de carbone
N ₂	Diazote aussi appelé azote
NETL	<i>National Energy Technology Laboratory</i>
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO	Monoxyde d'azote
NO ₂	Dioxyde d'azote
NO _x	Oxyde d'azote
O ₂	Dioxygène aussi appelé oxygène
O ₃	Ozone
PACC	Plan d'action sur les changements climatiques
PAFC	<i>Phosphoric Acid Fuel Cell</i>
ppmv	Partie par million en volume
PRG	Potentiel de réchauffement global
PSA	<i>Pressure Swing Adsorption</i>
PTMOBC	<i>Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage</i>

RAEBL	Régie d'assainissement des eaux du bassin de La Prairie
RAEVR	Régie d'assainissement des eaux de la Vallée-du-Richelieu
REIMR	<i>Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles</i>
RNCAN	Ressources naturelles Canada
ROTS	Résidus organiques triés à la source
RREEMR	<i>Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles</i>
RSST	<i>Règlement sur la santé et la sécurité du travail</i>
SACO	Substances appauvrissant la couche d'ozone
SÉMER	Société d'économie mixte d'énergie renouvelable de la région de Rivière-du-Loup
SiO ₂	Dioxyde de silicium
SOFC	<i>Solid Oxide Fuel Cell</i>
SPEDE	Système québécois de plafonnement et d'échanges de droits d'émissions
STEP	Station d'épuration des eaux usées
Tg CH ₄ /an	Téragramme de méthane par an
TQM	Gazoduc Trans Québec & Maritimes
TSS	Temps de séjour des solides
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

LEXIQUE

Aérobic	Présence d'oxygène.
Anaérobic	Absence d'oxygène.
Biogaz	Gaz produit par la fermentation de matière organique en absence d'oxygène (MDDEP, 2011b).
Biolixiviation	Réaliser, dans deux réacteurs différents, l'hydrolyse et la solubilisation des matières organiques composites, et de récupérer le résidu liquide (ou lixiviat) afin de l'amener vers un réacteur de méthanisation classique. (Buffiere, 2007)
Biométhane	Gaz obtenu à la suite de l'épuration du biogaz pouvant être injecté dans un réseau gazier ou utilisé en remplacement du carburant (MDDEP, 2011b).
Biométhanisation	Procédé de traitement des matières organiques par fermentation en absence d'oxygène. Le processus de dégradation biologique s'effectue dans un ou des digesteurs anaérobies. Il en résultera un digestat, une fraction plus ou moins liquide ainsi que du biogaz. (MDDEP, 2011b).
Composé organique volatil	Substances formées d'au moins un atome de carbone et un d'hydrogène. On les trouve à l'état gazeux dans l'atmosphère. Plusieurs de ces composés participent aux réactions photochimiques responsables de la formation de l'ozone troposphérique. D'autres, tels que le benzène et le formaldéhyde, sont aussi considérés comme toxiques et peuvent avoir un impact sur la santé de la population (MDDEFP, 2014a).
Demande chimique en oxygène	Mesure de la quantité d'oxygène requise pour oxyder la matière organique et inorganique oxydable contenue dans un échantillon. (CEAEQ, 2012)
Digestat	Résidu brut liquide, pâteux ou solide, issu de la biométhanisation de matières organiques (MDDEP, 2011b).
Digestion anaérobic	Technologie basée sur la dégradation par des micro-organismes de la matière organique, en conditions contrôlées et en l'absence d'oxygène (réaction en milieu anaérobic, contrairement au compostage qui est une réaction aérobie) (ADEME, 2014)
Matière sèche	La matière sèche correspond à l'inverse de l'humidité. Elle représente la fraction massique de matière d'un produit lorsqu'on lui retire l'eau. Le taux de matière sèche est déterminé en laboratoire, par pesée, après séchage à 105°C (ATEE, 2012b)
Pergélisol	Sol ou roche demeurant gelés d'une année à l'autre (RNCAN, 2013)

Point de rosée	Mesure de la concentration d'humidité dans l'air. Le terme « point de rosée » est utilisé pour exprimer la « température de point de rosée », qui indique le taux d'humidité dans l'air. Le point de rosée correspond à la température à laquelle l'air doit être refroidi (à pression constante) pour devenir saturé (Environnement Canada, 2014a)
Potentiel méthanogène	Capacité d'une matière biodégradable à générer du méthane en condition de fermentation anaérobie (Wikipédia, 2014d)
Potentiel de réchauffement global	Indice fondé sur les propriétés radiatives d'un mélange homogène de gaz à effet de serre, qui sert à mesurer le forçage radiatif d'une unité de masse d'un tel mélange dans l'atmosphère actuelle, intégré pour un horizon temporel donné par rapport à celui du dioxyde de carbone. Le PRG représente l'effet combiné des temps de séjour différents de ces gaz dans l'atmosphère et de leur pouvoir relatif d'absorption du rayonnement infrarouge thermique sortant. Le Protocole de Kyoto est basé sur des PRG à partir d'émissions d'impulsions sur une durée de 100 ans. (GIEC, 2007).
Smog	Mélange de polluants atmosphériques qui peut être souvent observé sous forme d'une brume jaunâtre qui limite la visibilité dans l'atmosphère (MDDEFP, 2014b)

INTRODUCTION

La lutte aux changements climatiques a pris une place importante au niveau planétaire de sorte qu'elle constitue un enjeu majeur sur le plan de l'environnement. Bien que certaines personnes soient encore septiques à l'imputabilité des activités humaines sur le réchauffement climatique observé, la majorité de la communauté scientifique pointe du doigt nos habitudes de consommation.

Cette lutte passe avant tout par la réduction des gaz à effet de serre (GES) constitués essentiellement de dioxyde de carbone (CO₂), de méthane (CH₄), de protoxyde d'azote (N₂O) et d'ozone (O₃). Le Québec ne fait pas exception à la règle. C'est notamment pour cette raison que le gouvernement québécois s'est doté d'un plan d'action sur les changements climatiques (PACC) dont l'objectif repose sur la réduction de 20 % des émissions GES sous le niveau de 1990 d'ici 2020. Afin d'atteindre cet objectif, la création d'outils réglementaires et incitatifs ainsi que l'application d'une approche sectorielle comptent parmi les mesures gouvernementales. Parmi celles du secteur des matières résiduelles, s'inscrivent la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* et son plan d'action 2011-2015 à partir desquels le gouvernement s'oriente en vue d'interdire l'élimination et favoriser le recyclage de la matière organique putrescible en 2020. En 2010, les émissions de GES de ce secteur au Québec étaient estimées à 82,5 Mt éq. CO₂, soit 11,9 % des émissions canadiennes (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013a). Au rang des principaux émetteurs de GES, le secteur des matières résiduelles se classe cinquième en comptabilisant 4,6 Mt éq. CO₂ (MDDEFP, 2013a). Principalement sous forme de CH₄, les GES émis par les matières résiduelles proviennent de la décomposition des matières organiques. Cette décomposition de matières organiques est plus communément connue sous le terme de digestion anaérobie, laquelle libère le biogaz dont les intérêts sont multiples. Avant tout, son captage permet de réduire les émissions de GES. Ensuite, le biogaz offre un potentiel énergétique limitant la dépendance aux énergies fossiles. L'intérêt envers le biogaz est par conséquent double. Mais à l'heure où l'économie est omniprésente dans chacune des décisions de notre société, il est important d'identifier les critères pertinents à considérer pour assurer une viabilité économique à cette filière. Cependant, les utilisations du biogaz diffèrent selon son mode de production, de sa composition finale et de son traitement si nécessaire. Identifier, analyser les critères à retenir pour la commercialisation de ce biogaz et les prioriser selon leur pertinence commune à chacun des modes de production et d'utilisation représente l'objectif général de cet essai. Cet essai présente la limitation de ne pas s'attarder à la faisabilité économique des divers moyens de production et types d'utilisation de biogaz issu de matières résiduelles.

L'atteinte de cet objectif passe par le développement des six chapitres suivants. Le premier porte sur les fondements de cet essai, à savoir une description spatio-temporelle de l'intérêt que porte l'être humain envers le biogaz suivi du contexte législatif et réglementaire du Québec faisant intervenir la production volontaire ou involontaire de biogaz et pour lequel les objectifs du gouvernement sont abordés. Finalement, ce chapitre est clôturé par un état des lieux du biogaz au Québec.

Le second chapitre traite de la méthodologie permettant l'analyse des critères identifiés au chapitre 4 en vue d'en faire ressortir les critères pertinents et communs à tout mode de production et type d'utilisation de biogaz issu de matières résiduelles. L'outil utilisé correspond à une analyse multicritère où chacun des critères est pondéré pour ne retenir que les plus importants.

Le troisième chapitre introduit la science du biogaz, soit la biochimie ou encore les différentes phases de la digestion anaérobie. Les effets du biogaz sur l'environnement ou sur la santé publique sont également abordés dans ce chapitre afin d'illustrer les enjeux, les avantages et inconvénients de ce type de gaz. Les sources, qu'elles soient naturelles ou anthropiques, finalisent ce chapitre et servent d'introduction au quatrième chapitre, lequel détaille les différents modes de production de biogaz à partir de matières résiduelles ainsi que les utilisations possibles.

Le quatrième chapitre représente une partie indispensable à l'analyse ultime que constitue le cinquième chapitre. En effet, c'est à partir de ce chapitre que sont identifiés les critères à retenir pour la commercialisation de biogaz issu de matières résiduelles. Ces critères sont ensuite analysés dans le cinquième chapitre par un système de pondération afin de ne retenir que les critères pertinents indépendamment des sources de biogaz et de ses utilisations, c'est-à-dire prioriser les critères récurrents et communs à chacune des sources et utilisations. Pour appuyer l'analyse de ces critères issus principalement de recherches bibliographiques, des pionniers dans la production et l'utilisation de biogaz au Québec ont été consultés, notamment l'usine Rolland de Cascades en tant qu'utilisateur de biogaz provenant du lieu d'enfouissement de Sainte-Sophie, l'Association des organismes municipaux de gestion des matières résiduelles (AOMGMR) fournissant une assistance technique aux élus et gestionnaires municipaux ainsi que BFI Canada précurseur dans la valorisation de biogaz en électricité et prochainement en biométhane sur son lieu d'enfouissement technique (LET) de Terrebonne.

Le sixième et dernier chapitre contient des recommandations quant aux moyens à mettre en place pour inciter les acteurs impliqués dans la production et l'utilisation de biogaz issu de matières résiduelles à agir sur les critères révélés prioritaires par l'analyse.

De nombreux documents furent consultés pour permettre la réalisation de cet essai. Lors de cette consultation, la priorité fut accordée aux documents provenant d'organismes officiels et gouvernementaux tels que l'Association Technique Énergie Environnement (ATEE) regroupant des acteurs du secteur privé, public et universitaire ou encore l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) qui est un établissement public placé sous la tutelle de plusieurs ministères français. En accordant la priorité aux documents d'organismes officiels et gouvernementaux, indépendance et objectivité furent de mise lors de la recherche bibliographique.

Toutefois, force est de noter que la littérature européenne fut plus abondante sur le sujet à traiter que la littérature québécoise et canadienne.

1 CONTEXTE

Ce chapitre présente une brève description de l'histoire et de l'intérêt porté au biogaz dans le monde entre le 17^e siècle et aujourd'hui avant de décrire le contexte québécois relatif à ce type de gaz.

1.1 Intérêt envers le biogaz

L'histoire des biogaz remonte à plusieurs siècles à l'échelle mondiale, mais l'intérêt en vers ce type de gaz a toujours différé d'un pays à l'autre. Si la découverte de biogaz et son utilisation demeurent incertaines, la littérature présente J.B. Van Helmont comme étant le premier à noter la production de gaz inflammable à partir de matières organiques en décomposition au 17^e siècle (The University of Adelaide, 2013). La corrélation directe entre la quantité de gaz produite et la quantité de matières organiques fut établie par le comte A. Volta en 1776, alors que la mise en évidence du méthane dans ce gaz inflammable est attribuable à J. Dalton et à H. Davy pour leurs recherches conduites indépendamment entre les années 1804 et 1808 (Tietjen, 1975).

L'Inde est un des pays ayant démontré le plus d'intérêt envers la production de biogaz. En effet, c'est à Bombay que fut construite la première installation générant du biogaz en 1859 (Meynell, 1976). La digestion anaérobie, processus microbiologique permettant l'obtention de biogaz à partir de déchets, atteignit l'Amérique du Nord et l'Europe à la fin du 19^e siècle (McCabe and Eckenfelder, 1957; McCarty, 1982). L'Angleterre démontra son intérêt pour le biogaz issu d'une usine d'épuration par son utilisation en tant que combustible à lampe dans les rues de la ville d'Exeter en 1895 (McCabe and Eckenfelder, 1957). Les nombreuses recherches scientifiques conduites par A. M. Buswell et autres scientifiques dans les années 1930 ont finalement permis l'identification des bactéries anaérobies responsables de la production de biogaz ainsi que l'identification de conditions favorables à la production de méthane spécifiquement (Buswell and Hatfield, 1936).

En raison de la faible disponibilité et des coûts importants de l'énergie dans les pays émergents, le biogaz se positionne comme une source d'énergie alternative contrairement aux pays développés, où ce dernier présente davantage d'intérêt sur le plan de la réduction des GES ou de la diminution des matières résiduelles. De nos jours, la majorité des initiatives proviennent essentiellement de la Chine et de l'Inde (Abbasi et autres, 2012). Le ministère des énergies nouvelles et renouvelables en Inde a notamment développé un programme intitulé *Family Type Biogas Plants Programme*. Ce programme consiste à alimenter les familles en biogaz pour cuisiner, s'éclairer, produire de

l'électricité ou encore réfrigérer. 4,31 millions de familles sur un potentiel de 12 millions disposent de ce type d'installations par le biais de ce programme (*Ministry of New and Renewable Energy* (MNRE), 2013). Quant à la Chine, les plans nationaux prévoient l'implantation de digesteur à biogaz domestique chez 30 % de la population rurale admissible. Le total de ces digesteurs atteindra 60 millions pour une production annuelle de 23 milliards de mètres cubes de biogaz (Dong Hongmin and Li Yu'e, 2010). Au Québec, le contexte est tout autre.

1.2 Contexte québécois

Au Québec, l'intérêt envers ce type de gaz s'est développé au fil des années avec l'apparition d'outils législatifs et réglementaires visant la gestion des matières résiduelles. La description de ces outils à travers le temps, notamment les politiques québécoises de gestion des matières résiduelles est détaillée dans cette section. L'accent est mis sur les mesures majeures de l'actuelle politique favorisant la valorisation de matières résiduelles par la production de biogaz. De ces mesures, un état des lieux de la situation actuelle québécoise est présenté.

1.2.1 Historique

Au Québec, les matières résiduelles ont été envisagées comme ressources potentielles à partir des années 70 avec l'avènement de la *Politique de conservation des ressources et de l'environnement* (Laquerre, 2013). Cet aspect a été renforcé le 21 décembre 1972 lors de la publication de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE). Mais bien que cette loi traite de la gestion des matières résiduelles sur son territoire en section VII, ce n'est qu'en 1989, qu'une politique spécifique à la gestion des déchets vint au jour. Il s'agit de la *Politique québécoise de gestion intégrée des déchets solides* dont l'objectif fut la réduction de l'élimination des résidus de 50 % pour l'an 2000. Les principes 3RV-E prirent forme au Québec dans cette première politique, laquelle mentionna que :

« La réduction, le réemploi, le recyclage, la valorisation et l'élimination doivent, dans cet ordre, devenir les assises d'une gestion intégrée des déchets solides au Québec. »

Toutefois, malgré des objectifs axés autour de cette hiérarchie des 3RV-E, aucune définition précise ne fut fournie pour chacun de ces termes (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2010). Parallèlement à cette politique, le ministre de l'Environnement et de la Faune demanda au Bureau d'audience publique sur l'environnement (BAPE) d'organiser une consultation publique sur la gestion des matières résiduelles en 1995. La commission responsable de gérer la consultation adressa ces commentaires en 1997. De cette consultation naquit la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008*

comprenant l'objectif global de mettre en valeur 65 % des matières résiduelles pouvant l'être et de rendre l'élimination plus sécuritaire. Cette seconde politique inclut certains amendements apportés à la LQE en 1999 tels qu'une dérogation possible à la hiérarchie des 3RV-E à la suite d'une analyse environnementale. Toutefois, la définition importante des termes valorisation et élimination de la LQE ne fut pas reprise :

Valorisation : « toute opération visant par le réemploi, le recyclage, le compostage, la régénération ou par toute autre action qui ne constitue pas de l'élimination, à obtenir à partir de matières résiduelles des éléments ou des produits utiles ou de l'énergie. »

Élimination : « toute opération visant le dépôt ou rejet définitif de matières résiduelles dans l'environnement, notamment par mise en décharge, stockage ou incinération, y compris les opérations de traitement ou de transfert de matières résiduelles effectuées en vue de leur élimination. »

La hiérarchie du mode de gestion au Québec en 2000 respecta la figure 1.1 :

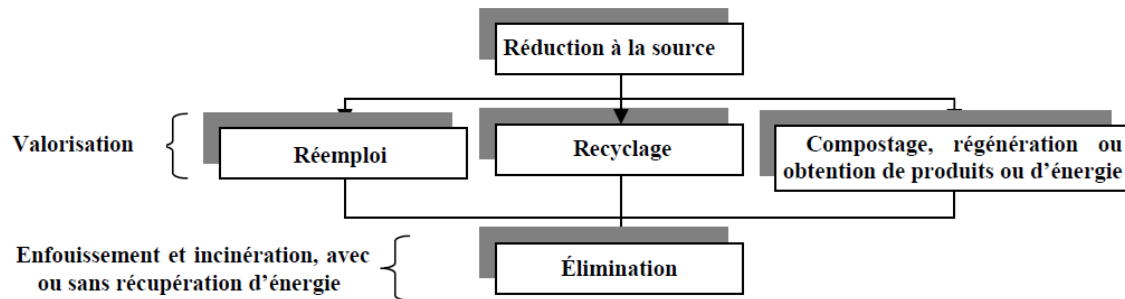


Figure 1.1 : Hiérarchie des modes de gestion en 2000 au Québec (tirée de : MDDEP, 2010, p.5)

L'apparence d'un regroupement de plusieurs modes de gestion sous la définition de valorisation causa non seulement une ambiguïté quant à l'ordre de priorité défini lors de la première politique, mais également un manque de clarté quant à la détermination des procédés de traitement appropriés (MDDEP, 2010). Pour corriger ces deux aspects, la troisième politique, *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* et son premier *Plan d'action quinquennal (2011-2015)*, parut le 15 mars 2011. Contrairement à ces prédécesseuses, cette politique est pérenne. Seul le plan d'action comportant des objectifs quantitatifs et des échéances précises est révisable tous les cinq ans. L'objectif fondamental de cette politique en vigueur est que : « la seule matière résiduelle éliminée au Québec soit le résidu ultime. »

1.2.2 Politique québécoise de gestion des matières résiduelles

La politique présente trois enjeux : mettre un terme au gaspillage des ressources, contribuer aux objectifs du *Plan d'action sur les changements climatiques* et à ceux de la *Stratégie énergétique du Québec*, et responsabiliser l'ensemble des acteurs concernés par la gestion des matières résiduelles (MDDEFP, 2013a). Afin de répondre à ces trois enjeux et contribuer à l'atteinte de l'objectif fondamental, plusieurs mesures sont prévues par la politique :

- *Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage (PTMOBC)*
- *Règlement sur la récupération et la valorisation de produits par les entreprises*
- *Projet de règlement sur les garanties financières exigibles pour l'exploitation d'une installation de valorisation de matières organiques*
- *Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles*
- *Projet de loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement concernant la gestion des matières résiduelles et modifiant le Règlement sur la compensation pour les services municipaux fournis en vue d'assurer la récupération et la valorisation des matières résiduelles*

Dans le cadre de cet essai, ces cinq mesures sont brièvement abordées ci-dessous à l'exception du PTMOBC détaillée à la sous-section 1.2.3 en raison du sujet traité.

Le *Programme de traitement des matières par biométhanisation et compostage* offre un soutien financier au milieu municipal et au secteur privé désireux d'installer des d'infrastructures traitant la matière organique à l'aide de ces deux procédés. Ce programme a pour objectif de réduire les émissions de GES ainsi que la quantité de matières organiques destinées à l'élimination (MDDEFP, 2013b).

L'adoption du *Règlement sur la récupération et la valorisation de produits par les entreprises* lequel consiste en un règlement-cadre couvrant toutes les applications de l'approche de responsabilité élargie des producteurs au Québec (MDDEP, 2011a).

Le *Projet de Règlement sur les garanties financières exigibles pour l'exploitation d'une installation de valorisation de matières organiques* vise à exiger des garanties financières de la part des exploitants d'une installation de traitement de matières organiques. Ces garanties permettent d'assurer le respect des obligations des exploitants pendant la période d'exploitation jusqu'au

moment de la fermeture du lieu (MDDEP, 2009). Ce projet vise à éviter les comportements irrespectueux d'exploitants délaissant des matières sur leur site, lesquelles ont dû être prises en charge par le MDDEFP afin de préserver l'environnement au moyen de coûts importants.

Le *Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles* (RREEMR) a pour but de réduire les quantités de matières résiduelles éliminées et par conséquent de prolonger la durée de vie des lieux d'élimination. Il existe deux types de redevances, lesquelles sont ajustées au 1^{er} janvier de chaque année : la redevance régulière applicable depuis l'entrée en vigueur du règlement en 2006 et la redevance temporaire applicable du 1^{er} octobre 2010 au 30 septembre 2023 (MDDEFP, 2013c). Le règlement prévoyait l'application de la redevance temporaire pendant cinq années lors de son entrée en vigueur, mais le Projet de règlement modifiant le RREEMR a prolongé son application jusqu'au 30 septembre 2023 afin d'atteindre les objectifs spécifiés par l'actuelle politique, mais également pour financer plus de projets dans le cadre du PTMBOC (MDDEFP, 2013d). La répartition de ces redevances respecte la figure 1.2 :

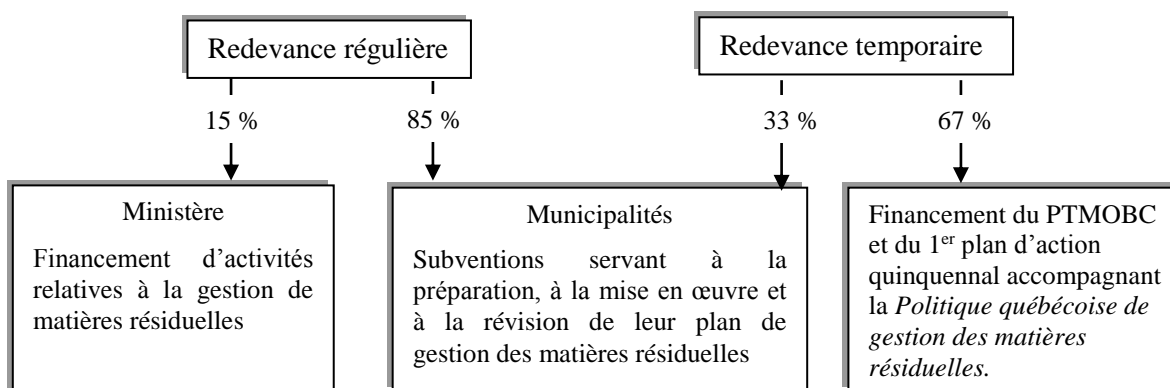


Figure 1.2 : Répartition des redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles au Québec (inspiré de : MDDEFP, 2013d)

Quant à la dernière mesure, le Projet de loi n°88 modifiant la LQE, cette dernière apporte une clarification du terme valorisation tel que suit :

« toute opération visant par le réemploi, le recyclage, **le traitement biologique, dont le compostage et la biométhanisation, l'épandage sur le sol**, la régénération ou par toute autre action qui ne constitue pas de l'élimination, à obtenir à partir de matières résiduelles des éléments ou des produits utiles ou de l'énergie ».

En effet, le terme compostage jugé trop « limitatif » a été remplacé par deux notions : le traitement biologique comprenant le compostage et la biométhanisation ainsi que l'épandage sur le sol (MDDEP, 2010). Le ministère a profité de cet amendement pour renforcer la hiérarchie des modes de gestion précédemment décrite en privilégiant la réduction à la source, en maintenant l'ordre des modes de gestion ainsi que la dérogation relative à une analyse type cycle de vie. Ainsi, en vertu de l'article 53.4.1 de la LQE, l'élaboration de plan ou de programme élaboré par le ministre devront prioriser la réduction à la source et respecter la hiérarchie suivante:

- « 1° le réemploi;
- 2° le recyclage, y compris par traitement biologique ou épandage sur le sol;
- 3° toute autre opération de valorisation par laquelle des matières résiduelles sont traitées pour être utilisées comme substitut à des matières premières;
- 4° la valorisation énergétique;
- 5° l'élimination. »

La production de biogaz fait appel à un procédé biologique, lequel est détaillé au chapitre 3. Par conséquent, cette activité tombe sous le terme Recyclage. Toutefois, dans le cas des lieux d'enfouissement, responsables d'importantes émissions de biogaz et désireux de l'utiliser, il est plus souvent question de valorisation puisque l'objectif primaire de ces sites vise l'élimination de matières résiduelles. De ce fait, il s'agit de production involontaire de biogaz. Ce biogaz issu de l'élimination de matières résiduelles n'en demeure pas moins exploitable aux mêmes fins que le biogaz volontairement produit.

1.2.3 Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage.

Ce programme est né du premier plan d'action de la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* pour répondre à un de ces objectifs quantitatifs, soit recycler 60 % de la matière organique en 2015 et interdire son enfouissement en 2020.

Comme décrit, ce programme constitue une aide financière aux secteurs municipal et privé souhaitant installer des infrastructures traitant la matière organique par biométhanisation et compostage au Québec. Plusieurs conditions s'appliquent pour être admissibles à ce programme. La date de soumission, la source des matières organiques, la capacité annuelle de traitement, la présence d'une garantie financière sont entre autres des conditions à remplir (MDDEFP, 2012). Parmi celles-ci, la condition portant sur la source des matières organiques est détaillée au tableau 1.1 puisqu'il est très probable qu'elle représente un des critères pertinents à considérer pour la commercialisation du biogaz issu de matières résiduelles.

Tableau 1.1 : Matières organiques visées par le PTMOBC (inspiré de : MDDEFP, 2012, p. 6)

Source de la matière organique admissible	Biométhanisation	Compostage
Secteur résidentiel	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Secteur ICI (industries, commerces et institutions)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Résidus verts	<input checked="" type="checkbox"/> (à condition d'être traitables dans un digesteur anaérobie)	<input checked="" type="checkbox"/>
Boues municipales et industrielles et de fosses septiques	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Secteur d'origine agricole (fumiers et lisiers) jusqu'à un maximum d'environ 10 % du volume total des matières organiques traitées	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Digestats produit par une installation de biométhanisation	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

Notons, par ailleurs que les exploitants de lieux d'enfouissement sont également admissibles à ce programme à condition que le site soit régi par le *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles* (REIMR). Chaque exploitant, peu importe le type d'infrastructure admissible, doit s'engager à terminer et exploiter au plus tard l'infrastructure au 30 septembre 2019 pour espérer bénéficier de cette aide financière.

Des lignes directrices encadrant ces deux activités ont été publiées par le ministère pour faciliter les démarches administratives et réglementaires des promoteurs et des instances responsables de l'évaluation des projets déposés. Ces lignes directrices peuvent également être utilisées comme outil d'information, de sensibilisation et d'éducation (MDDEP, 2011b; MDDEP, 2011c). En supplément de ces lignes directrices, le ministre du MDDEP a procédé à l'annonce d'une implication plus importante de la part de la société d'État RECYC-QUÉBEC dans la gestion des matières organiques lors de la publication la *Planification stratégique 2012-2017 de RECYC-QUÉBEC*, le 10 juin 2012 (RECYC-QUÉBEC, 2012a). Suivant cette annonce, RECYC-QUÉBEC a mis en place la Table de concertation sur le recyclage des matières organiques, laquelle regroupe des acteurs clefs répartis dans quatre comités de travail ayant pour objectif de proposer des pistes de solutions aux problématiques des domaines suivants :

- Résidus organiques triés à la source (ROTS) d'origine municipale et ICI
- Boues municipales
- Boues industrielles

- Marchés pour les produits (matières résiduelles fertilisantes en général, particulièrement les biosolides, les composts et les digestats)

À son tour, la table de concertation a fait part de son *Plan d'action 2013-2015* par le biais du ministre du MDDEFP soutenant financièrement ce plan, le 24 octobre 2013 (RECYC-QUÉBEC, 2013a). Par la mise en place de cette planification stratégique et le financement d'un plan d'action, le gouvernement démontre sa volonté d'atteindre les objectifs quantitatifs relatifs aux matières organiques.

1.2.4 État de la situation de la gestion des matières résiduelles

Le *Bilan 2010 – 2011 de la gestion des matières résiduelles au Québec* présente un état de la situation actuelle du Québec. Depuis 2008, année du précédent bilan, les matières résiduelles éliminées ont diminué de 13 %, soit la plus grande diminution enregistrée depuis 20 ans (RECYC-QUÉBEC, 2012b). Toutefois, seuls 20 % des matières organiques sont actuellement recyclés contre 59 % enfouis et le reste incinéré (RECYC-QUÉBEC, 2013b). C'est d'ailleurs pour cette raison que la Table de concertation sur les matières organiques est née pour contribuer à l'atteinte de l'objectif du taux de recyclage de 60 % d'ici 2015. En effet, la matière organique représente la matière résiduelle la plus éliminée avec un pourcentage de 41 % (RECYC-QUÉBEC, 2012b). Il est compréhensible que le gouvernement mette autant d'effort sur cette matière. Le tableau 1.2 dresse un portrait de la génération et du recyclage des matières organiques au Québec en 2010.

Tableau 1.2 : Génération et recyclage des matières organiques en 2010 (tiré de : RECYC-QUÉBEC, 2013b, p. 8)

Résidus	Incinération*	Enfouissement	Recyclage***	Total généré	Taux de recyclage (%)
Résidus verts et alimentaires municipaux	103 000	1 050 000	155 000	1 308 000	12 %
Boues municipales	324 000	162 000	216 000	702 000	31 %
Boues de papetières	496 000	405 000	350 000	1 251 000	28 %
Autres résidus (ICI)	~ 1 000 000**		166 000	1 166 000	> 14 %
TOTAL	> 923 000	~ 2 617 000	> 887 000	> 4 427 000	> 20 %

* L'incinération correspond dans le présent bilan à toute forme de combustion de matières, avec ou sans récupération de chaleur

** Donnée estimée pour l'année 2011 à partir des résultats de l'étude de caractérisation à l'élimination

*** Le recyclage comprend les activités d'épandage et de compostage, y compris l'épandage des boues, précédé ou non d'un traitement par biométhanisation. Les résidus municipaux et ICI compostés excluent les rejets à la réception, alors qu'ils étaient inclus dans les bilans antérieurs. Les rejets correspondent en 2010 à 5,3 % des quantités reçues, ou 18 000 tonnes.

La principale source de matières organiques provient du secteur ICI dont la quantité est estimée à 2,4 millions de tonnes de résidus, soit 55 % du total généré. De ces 2,4 millions, 21 % sont recyclés. Parmi les matières organiques recyclées, l'épandage représentant une proportion de 81 % prime le compostage. Le secteur ICI représente un des plus gros défis du gouvernement qui tentera d'informer, sensibiliser et éduquer ce secteur pour l'atteinte de 60 % de matière organique recyclée en 2015 et le bannissement de son élimination en 2020. La seconde source de matières organiques est issue du secteur municipal avec une proportion de 45 % incluant les boues. En effet, à eux seuls, les résidus verts et alimentaires comptent pour 1,3 million de tonnes de résidus dont 88 % sont éliminées. Les 12 % recyclés le sont principalement par voie de compostage à l'heure actuelle. Quant aux boues comptabilisant 0,7 million de tonnes de résidus, la partie recyclée l'est principalement par épandage au sol et compostage au détriment de la biométhanisation (RECYC-QUÉBEC, 2013b). Cependant, le PTMOBC vise à améliorer cette proportion de matière organique recyclée. Aujourd'hui, plusieurs projets ont été acceptés et d'autres sont en cours d'évaluation sous ce programme. Notons parmi ceux-là, les projets listés sur le site internet du MDDEFP résumés dans le tableau 1.3 :

Tableau 1.3 : Projets confirmés par le PTMOBC (inspiré de : MDDEFP, 2013c)

Projets confirmés	Source	Type de traitement	Produits générés	Coût des installations	Capacité	Soutien financier
Multitech Environnement – Rouyn-Noranda	Matières organiques	Compostage en andains statiques aérés	Composte	1,3 M\$	6 000 t/an	268 600 \$
SÉMER de Rivière-du-Loup	Matières organiques LET	Biométhanisation	Biométhane (Carburant pour véhicule de transport)	27,2 M\$	25 742 t/an	15 539 660 \$ (dont 4 061 318 \$ du Gouvernement du Canada)
MRC de Rocher percé	Matières organiques	Compostage en andains extérieurs	Composte	3,6 M\$	6 410 t/an	1 667 514 \$
Régie d'assainissement des eaux de la Vallée-du-Richelieu (RAEVR)	Boues	Compostage Biométhanisation	Composte Biogaz (gaz naturel)	11,9 M\$	26 000 t/an	7 938 339 \$
Régie d'assainissement des eaux du bassin de La Prairie (RAEBL)	Boues	Biométhanisation	Biogaz (gaz naturel)	15 M\$	110 500 t/an	9 744 262 \$
Ville de Saint-Hyacinthe	Boues Matières organiques	Biométhanisation	Biométhane	47,3 M\$	215 200 t/an	31 443 249 \$ (dont 11 387 011 \$ du Gouvernement du Canada)

Pour chacun des projets confirmés par le PTMOBC, l'intrant est constitué majoritairement de matières organiques provenant soit de résidus verts ou alimentaires issus de collectes municipales ou industrielles, soit de boues de station d'épuration ou de fosses septiques. Seul, le projet de la Société d'économie mixte d'énergie renouvelable de la région de Rivière-du-Loup (SÉMÉR) présente la particularité de capter le biogaz de son lieu d'enfouissement en supplément du traitement de matières organiques.

Au regard des données d'élimination de matières organiques actuelles, il n'est pas négligeable de considérer la production de biogaz des lieux d'enfouissement dans le cadre de cet essai étant donné qu'une majorité des matières organiques s'y retrouvent malgré la volonté du gouvernement de réduire cette élimination. En 2011, la quantité de matières organiques éliminées s'élevait à 2 248 000 tonnes sur un ensemble de 5 430 000 tonnes de matières éliminées (RECYC-QUÉBEC, 2013b). On voit clairement aujourd'hui un intérêt de la part du gouvernement à diminuer ses émissions de GES en favorisant l'implantation de sites de compostage et de biométhanisation pour traiter les matières organiques actuellement générées, mais qu'en est-il des biogaz issus des lieux d'enfouissement. En vertu de l'article 32 du REIMR, seuls les lieux d'enfouissement d'une capacité maximale supérieure à 1 500 000 m³ ou recevant 50 000 tonnes de matières résiduelles et plus sont tenus de capter les biogaz pour les éliminer ou les valoriser. Toutefois, le REIMR ne comprend aucune obligation pour valoriser ce biogaz. Le gouvernement a également mis en place un programme de soutiens financiers afin de motiver les lieux d'enfouissement non visés par le REIMR à capter et éliminer ou valoriser le biogaz qu'ils émettent. Cependant, ce programme baptisé *Programme Biogaz* ne semble pas avoir remporté le succès escompté. Neuf projets parmi 29 appels d'offres soumis ont été retenus par le MDDEP (Ouellet, 2009).

Le présent essai tentera donc de faire la lumière sur la pertinence des critères à considérer pour la commercialisation du biogaz provenant de sources diverses, y compris les lieux d'enfouissement.

2 MÉTHODOLOGIE

Plusieurs outils d'analyse ont été envisagés pour mener à bien la réalisation de cet essai. Chacune des méthodes étudiées avait en commun le pouvoir de hiérarchiser. C'est notamment pour cet aspect que les trois outils décrits ci-dessous ont été présélectionnés puisque la priorisation de critères constitue l'objectif général de cet essai.

Le premier outil sélectionné fut le vote pondéré. Il s'agit d'un outil intéressant puisqu'il fait appel à une pondération et permet la prise en compte de critères subjectifs difficilement mesurables (Akène, 2010). Cependant, la participation de plusieurs personnes, dont le rôle consiste à attribuer une pondération différente aux options ou critères proposés, représentait une limitation en raison d'un réseau de contacts d'experts insuffisants dans ce domaine. Pour cette raison, cet outil fut écarté.

Le second choix porta sur la matrice de compatibilité. Tel que son nom l'indique, son principe repose sur la compatibilité de sujets avec des critères définis. Les sujets sont ensuite hiérarchisés en fonction du nombre de critères avec lesquels ils sont compatibles. Il est également possible de mesurer jusqu'à quel degré chacun des sujets est compatible avec les critères définis par le biais de pondération. Le sujet présentant le plus grand nombre de critères compatibles correspond au sujet le mieux adapté. Cet outil représentait un choix judicieux jusqu'à l'étude de l'analyse multicritère dont les capacités d'adaptation furent plus intéressantes.

Finalement, le troisième outil sélectionné fut l'analyse multicritère dont le principal attrait, similaire à la matrice de compatibilité, réside dans la faculté à hiérarchiser des solutions, actions ou problèmes à traiter à partir de critères à l'aide de pondération. L'avantage supplémentaire de cet outil est la pondération des critères entre eux pour permettre la prise en compte de leur importance aux yeux du ou des participants de cette analyse. Ce principe de pondération semblait mieux correspondre à l'analyse voulue pour cet essai, notamment après les adaptations décrites ci-après. À l'inverse de la démarche traditionnelle, la présente adaptation consiste à hiérarchiser des critères pour toutes actions confondues. Pour l'essai, ces critères correspondent aux critères à retenir pour la commercialisation de biogaz issu de matières résiduelles alors que les actions correspondent aux diverses sources de biogaz selon les utilisations possibles.

Concrètement, la démarche traditionnelle d'une analyse multicritère consiste à présenter dans un tableau à double entrée les solutions, actions ou problèmes à traiter ainsi que les critères associés à

des coefficients de pondération (Institut Atlantique d'Aménagement du Territoire Poitou-Charentes (IAAT PC), 2013). Dans ce tableau, les solutions, actions ou problèmes sont placés horizontalement et les critères de sélection verticalement. Puis une valeur quantitative ou qualitative, résultat d'un jugement homogène, est attribuée à chaque critère en fonction de son niveau de satisfaction relatif aux solutions, action ou problème à traiter. Cette valeur est ensuite pondérée suivie par l'agrégation verticale des valeurs pondérées. Ce n'est qu'à partir de cette agrégation, que la hiérarchisation des solutions, actions ou problèmes à traiter est possible.

Ici, l'adaptation implique trois modifications, dont un ajout à la démarche décrite ci-dessus. La première modification consiste à remplacer les solutions, actions ou problèmes à traiter par les sources de biogaz issues de matières résiduelles et leurs utilisations possibles présentées au chapitre 4. La seconde modification réside dans le remplacement de l'agrégation verticale par l'agrégation horizontale. En effet, dans le cadre de cet essai, l'objectif n'est pas de prioriser les sources de biogaz de matières résiduelles, mais bien d'identifier les critères à retenir pour la commercialisation de ce type de biogaz. Quant à l'ajout, il s'agit d'attribuer une cote à l'intérieur de chaque critère. Cette cote représente le niveau d'importance du critère pour les diverses utilisations du biogaz selon sa source. La cote se décline sous quatre niveaux d'influence à la fois qualitative et quantitative. Le niveau Fort, niveau le plus important, compte pour une valeur égale à quatre alors que le niveau Nul d'une valeur égale à zéro ne présente aucune importance. Deux niveaux intermédiaires s'intercalent entre ces extrêmes, soit le niveau Moyen d'une valeur de deux et le niveau Faible égal à un. Puis sous le même modèle que la méthode traditionnelle décrite ci-dessus, une pondération est appliquée à chaque critère. Cette pondération est basée sur le besoin d'intervention de l'homme sur le critère afin de permettre l'utilisation désirée selon la source de biogaz. Plus l'homme aura besoin d'intervenir sur le critère, plus le critère sera à considérer pour sa commercialisation et par conséquent, plus la pondération sera importante. Trois niveaux sont applicables pour permettre cette pondération : le niveau Zéro ne signifiant aucune intervention humaine nécessaire, le niveau Un pour lequel une intervention humaine est utile, mais pas indispensable et finalement le niveau Deux correspondant à une intervention indispensable de l'homme.

L'agrégation de toutes les valeurs pondérées par critère indépendamment de son utilisation viendra clôturer l'analyse en permettant la hiérarchisation des critères. Les critères présentant les plus grands nombres seront les critères à retenir pour la commercialisation de biogaz issu de matières résiduelles.

L'analyse multicritère de cet essai respectera le modèle décrit au tableau 2.1. À noter que les sources de biogaz et les critères à prioriser seront respectivement décrits aux chapitres 4 et 5.

Tableau 2.1 : Modèle d'analyse multicritère applicable

		Usage A						Usage B						Agrégation
		Source X			Source Y			Source X			Source Y			
Cote	Pondération*	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2	
	Critère 1	Nul 0												
Faible 1														
Moyen 2							4						4	
Fort 3				6				0						
Critère 2	Nul 0													1 + 1 + 0 + 3 = 5
	Faible 1		1			1								
	Moyen 2													
	Fort 3							0				3		

* La pondération fait intervenir le besoin d'une intervention humaine, laquelle est qualifiée par trois niveaux (0 = aucune intervention, 1 = intervention utile, mais pas indispensable et 2 = intervention indispensable)

L'interprétation de cette grille s'opère de la façon suivante dans le cas du **critère 1** pour l'**usage A** du biogaz issu de la **source X**. Le critère 1 est qualifié de **Fort** et l'intervention de l'homme est jugée **indispensable**. La rencontre de la cote et de la pondération consiste en une multiplication de leur valeur quantitative correspondante pour donner une valeur spécifique à un usage et une source. Pour ce cas, la multiplication de la cote **Fort** correspondant à la valeur **3** avec la pondération d'une valeur de **2** correspondant à une intervention humaine **indispensable** conduit à une valeur égale à **6**. Cet exercice est reproduit pour chaque usage et source de biogaz. Puis l'ensemble des valeurs par critère pour tout usage et toute source confondus est sommé pour permettre la classification des critères. Dans l'exemple présenté ci-dessus, le critère 1 est jugé prioritaire sur le critère 2 puisque l'analyse a conduit respectivement à des valeurs égales à 14 et 5.

Comme chaque outil d'analyse, celui-ci présente ces avantages et limitations. Le principal avantage de l'analyse multicritère repose sur la facilité de simplifier des situations complexes dont la hiérarchisation n'est pas évidente. En effet, le nombre de critères et la pondération, éléments essentiels à la hiérarchisation, sont souvent simples et compréhensibles. Sa principale limitation est

sa subjectivité puisque l'analyse est propre à chaque individu ou groupe d'individus réalisant l'analyse. Néanmoins, le choix des critères et les jugements seront définis principalement par la revue bibliographique ce qui devrait atténuer sa subjectivité. Quant aux choix des critères, il ne conduit pas toujours à une liste exhaustive. Par conséquent, l'analyse n'est pas infaillible, mais présente l'avantage de faire l'objet de débat. Dans ce cas, cet outil devient un outil de négociation (*European Commission* (EC), 2013).

3 LA SCIENCE DU BIOGAZ

Dans ce chapitre, la science est à l'honneur. En effet, le biogaz est abordé d'un point de vue scientifique faisant appel à des notions de biochimie, de chimie, de toxicologie et d'écotoxicologie. Il est nécessaire de traiter le biogaz sous cet angle afin de maîtriser toutes les notions importantes liées à ce domaine, lesquelles sont utilisées à plusieurs reprises dans les chapitres subséquents. Dans un premier temps, le processus de dégradation de la matière organique en biogaz, plus communément appelé digestion anaérobie, est détaillé. Par ailleurs, un certain nombre de critères à retenir pour l'analyse sont directement ou indirectement liés à cette description du processus. Les effets du biogaz sur la santé humaine et l'environnement, qu'ils soient bénéfiques ou néfastes, sont ensuite présentés. Ces effets permettent entre autres de justifier l'intérêt précédemment introduit. Finalement, les différentes sources naturelles et anthropiques sont énoncées afin d'introduire les différentes utilisations détaillées au chapitre 4.

3.1 Digestion anaérobie

De nos jours, la gestion des matières résiduelles passe en partie par l'élimination de l'enfouissement de matières organiques en la recyclant. Le processus utilisé pour y arriver correspond à des traitements biologiques : la digestion anaérobie et le compostage. Au Québec, ces deux voies de traitements biologiques sont empruntées. La différence entre ces deux types de traitements se situe au niveau de la présence ou de l'absence d'oxygène. Selon le cadre normatif du PTMOBC, la biométhanisation fait appel à la fermentation en absence d'oxygène prenant place dans un digesteur anaérobie alors que le compostage a lieu en milieu aérobie suivie d'une phase de maturation en présence de matériel structurant favorisant l'aération (MDDEFP, 2012). La digestion anaérobie a lieu naturellement à de multiples endroits, tels que les sédiments marins et d'eau douce, les rizières, les sols gorgés d'eau, les sources d'eaux chaudes thermales, les estomacs des ruminants ou encore les boues d'épuration (Al Seadi, 2001). Pour tous ces endroits où les conditions varient, la digestion anaérobie suit un cheminement très précis réparti en quatre phases pour finalement aboutir à la production de biogaz.

3.1.1 Phase 1: hydrolyse

La digestion anaérobie débute par la phase d'hydrolyse. Lors de cette phase, les macromolécules organiques insolubles telles que les protéines, polysaccharides ou graisses se transforment sous l'action de bactéries hydrolytiques en molécules organiques plus petites et solubles, les rendant ainsi disponibles à d'autres bactéries (Anderson et autres, 2003). Les protéines sont transformées en

acides aminés, les glucides en monosaccharides, puis en acides, aldéhydes et alcools, les lipides en acides gras, glycérols ou autres alcools (Poulléau, 2002). La réaction se déroulant à cette étape suit la réaction détaillée à la figure 3.1.

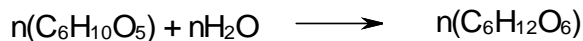


Figure 3.1 : Réaction spécifique à l'hydrolyse (tirée de : Sagagi et autres, 2008, p. 116)

3.1.2 Phase 2: acidogénèse

Les bactéries fermentatives prennent le relais des bactéries hydrolytiques pour cette seconde phase intitulée acidogénèse. Ces bactéries aussi appelées bactéries acidogènes convertissent les petites molécules identifiées à la phase 1 en produits classiques de fermentation, soit en éthanol, acides gras volatils, dioxyde de carbone, hydrogène (H₂) et en produits intermédiaires minoritaires tels que les acides organiques (acétate, propionate, butyrate, valérate, etc.). Les organismes responsables de cette conversion ont une croissance élevée et des facultés d'adaptation rapide relativement aux variations importantes de la charge organique (Anderson et autres, 2003; Poulléau, 2002). Pour cette raison, l'acidogénèse se déroule plus rapide que l'hydrolyse.

3.1.3 Phase 3: acétogénèse

La troisième phase implique une autre catégorie de bactéries : les bactéries acétogènes. Elles ont la particularité de se développer dans les milieux riches en CO₂, notamment les habitats anaérobies. Leur rôle consiste à transformer les molécules converties à la phase 2 en précurseurs directs du méthane, soit l'acétate (CH₃COO⁻), le dioxyde de carbone et l'hydrogène. À cette étape, le principal composé formé est l'acétate, le méthane n'étant produit qu'à des quantités insignifiantes. Quant à l'hydrogène produit, il est rapidement transféré vers d'autres bactéries utilisatrices d'hydrogène, les bactéries méthanogènes, afin d'éviter toute inhibition par son accumulation dans le milieu. La coopération entre les bactéries acétogènes et méthanogènes est appelée association syntrophique (Poulléau, 2002).

3.1.4 Phase 4: méthanogénèse

La dernière phase de la digestion anaérobie ne fait pas exception à la règle en mettant en œuvre des bactéries. La production principale de méthane a lieu à cette étape, d'où le terme méthanogénèse attribué à cette phase. La méthanogénèse fait appel à deux voies et par conséquent à deux types de

bactéries méthanogènes : les hydrogénophiles et les acétoclastes (Poulleau, 2002). Les bactéries hydrogénophiles sont responsables de la production de méthane à partir de CO_2 et H_2 alors que les bactéries acétoclastes produisent lentement le méthane à partir des CH_3COO^- et H_2 . Malgré la lenteur de production du méthane, les bactéries acétoclastes sont responsables de 70 % du méthane produit. En effet, la proportion de cette classe de bactéries est jugée dix fois supérieure à celle des bactéries hydrogénophiles (Karumanchi, 2010). Les réactions impliquées par ces deux types de bactéries sont détaillées à la figure 3.2.

Production de méthane via les bactéries hydrogénophiles	
Par réduction du CO_2 par l' H_2	$\text{CO}_2 + 4 \text{H}_2 \longrightarrow \text{CH}_4 + 2 \text{H}_2\text{O}$
À partir d'acide formique	$\text{HCOOH} + 3 \text{H}_2 \longrightarrow \text{CH}_4 + 2 \text{H}_2\text{O}$
Production de méthane via les bactéries acétoclastes	
À partir d'acide acétique	$\text{CH}_3\text{COOH} \longrightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$
À partir de méthanol	$\text{CH}_3\text{OH} + \text{H}_2 \longrightarrow \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O}$
À partir de méthylamines	$\text{CH}_3\text{NH}_2 + \text{H}_2 \longrightarrow \text{CH}_4 + \text{NH}_3$

Figure 3.2 : Réactions spécifiques à la méthanogénèse (tirée de : Poulleau, 2002, p. 5)

En produisant du méthane à partir d'hydrogène, ces bactéries jouent un rôle essentiel au maintien de la pression partielle d'hydrogène en évitant l'inhibition de la réaction d'acétogénèse par une concentration trop importante d'hydrogène (Karumanchi, 2010; Poulleau, 2002).

L'ensemble des réactions se produisant lors des quatre phases ci-dessus est indissociable. Elles forment la fermentation méthanique (Poulleau, 2002). Cet ensemble est résumé à la figure 3.3.

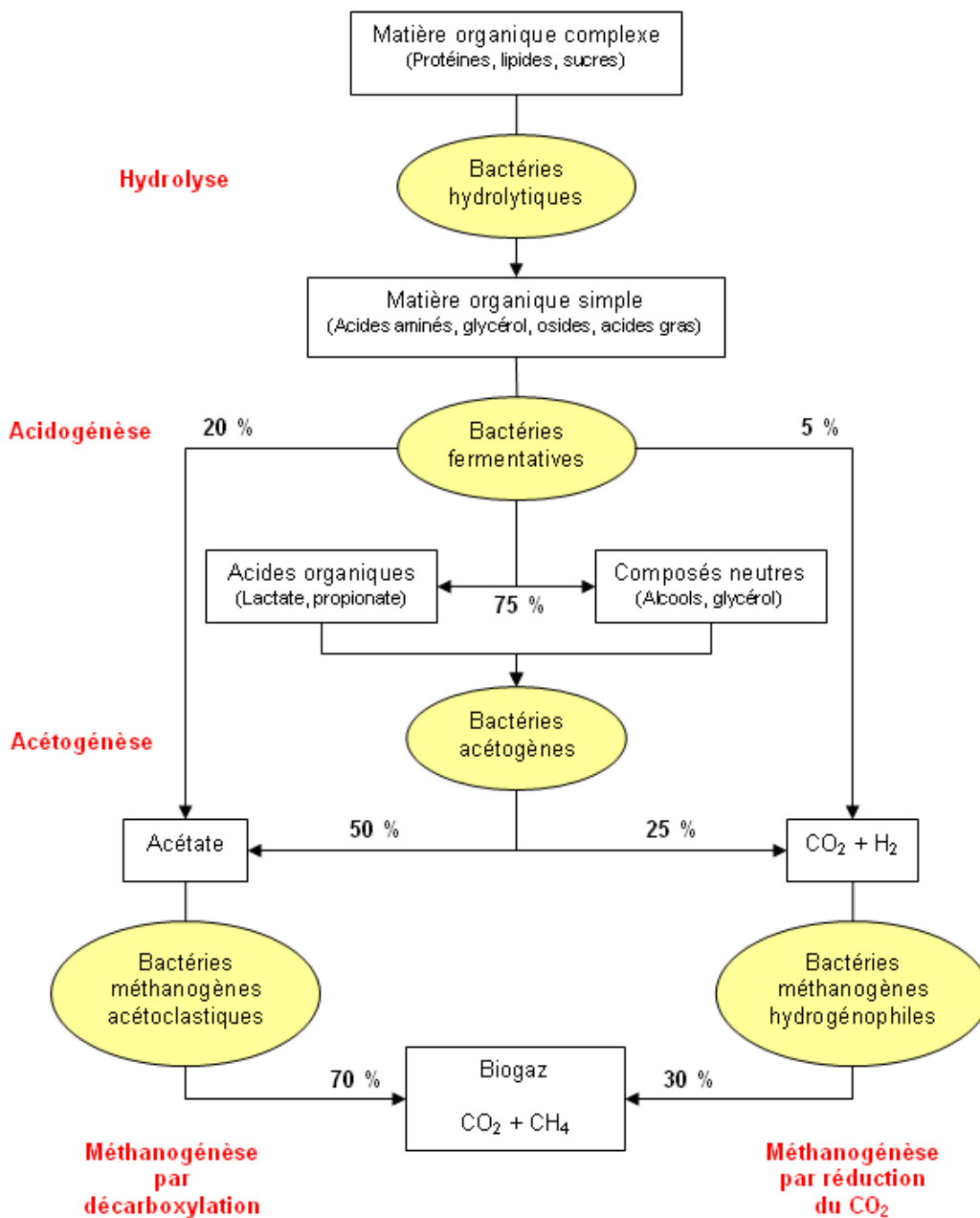


Figure 3.3 : Étapes de la digestion anaérobie (tirée de : Frederic, 2013)

Lorsqu'il est question de biogaz, l'intérêt porte souvent sur le méthane. Or, le méthane ne constitue pas l'unique composé de ce gaz. En effet, la formation du méthane s'accompagne de celle de nombreux composés dont la concentration et l'intensité de leurs impacts varient selon la source du biogaz.

3.2 Effet sur la santé humaine et environnementale

Issu de la décomposition de la matière organique, le biogaz est essentiellement constitué de méthane et de dioxyde de carbone. Le méthane est un gaz très inflammable et explosif selon sa concentration alors que le dioxyde de carbone est un gaz ininflammable. D'autres composés sous forme de traces se retrouvent dans le biogaz, notamment les composés organiques volatils (COV) (ASSS de Chaudière-Appalaches, 2010). L'ensemble de ces composés n'est pas sans risque pour la santé humaine et environnementale sans compter que les matières méthanisées sont généralement synonymes d'odeurs désagréables. Les composés à l'origine des odeurs sont principalement le sulfure d'hydrogène (H_2S) et l'ammoniac (NH_3) (ATEE, 2012a). Néanmoins, le remplacement de certaines énergies fossiles par le biogaz peut au contraire présenter l'avantage de limiter les effets néfastes de ces énergies.

3.2.1 Santé humaine

Les principaux risques pour la santé sont de natures diverses. La Direction de la santé publique et de l'évaluation (DSPE) de Chaudière-Appalaches s'est penchée très précisément sur les risques du biogaz à la santé. La majeure partie des données décrites ici sont issues d'un avis de santé émis par cette DSPE pour le Parc du Rigolet à Lévis.

Le méthane représente un risque immédiat pour la santé en raison de ses caractéristiques physico-chimiques. En effet, sous certaines conditions, ce gaz inflammable présente la caractéristique d'exploser. La concentration dans l'air du méthane est responsable de ce phénomène. Les explosions peuvent notamment avoir lieu pour une concentration située entre 50 000 parties en volume (ppmv) et 150 000 ppmv (ASSS de Chaudière-Appalaches, 2010). Cependant, pour qu'une explosion se produise, l'association de trois facteurs est indispensable : une atmosphère confinée, la présence simultanée d'oxygène et de méthane à la concentration décrite ci-dessus et une source d'allumage (ATEE, 2012a). Ces conditions sont rarement remplies puisque la méthanisation se déroule en milieu anaérobie, c'est-à-dire sans oxygène. Lorsque des explosions se produisent, la cause principale repose sur le non-respect ou l'absence de normes de sécurité.

Contrairement au méthane, le dioxyde de carbone est un gaz non combustible naturellement présent dans l'air (Environnement Canada, 2013a). Toutefois, il peut causer l'asphyxie en prenant la place de l'oxygène dans l'air lorsque sa concentration atteint 72 000 ppm. À cette concentration, le taux d'oxygène nécessaire à la respiration diminue à 19,5 %, valeur correspondant au pourcentage

minimal d'oxygène dans l'air définie à l'article 40 du *Règlement sur la santé et la sécurité du travail* (RSST) (Commission de la santé et la sécurité du travail (CSST), 2013a). Lorsque le pourcentage d'oxygène passe sous le seuil de 18 %, soit à l'atteinte d'une concentration de CO₂ de 140 000 ppm, le fonctionnement normal du cœur et du cerveau est affecté (*American Conference of Governmental Industrial Hygienists* (ACGIH), 2005). À une concentration de moins de 16 %, les personnes exposées sont victimes d'une diminution de la vigilance, de l'acuité visuelle et d'une atteinte de la coordination musculaire. Une perte de conscience se produit à 10 %, suivi du décès à 6 %. À l'intérieur du biogaz, le méthane partage également cette propriété de gaz asphyxiant (ASSS de Chaudière-Appalaches, 2010).

En proportion nettement moins importante que le méthane et le dioxyde de carbone, les composés sous forme de traces, principalement des composés organiques volatils (COV), n'en restent pas moins sans risque pour autant. La présence de certains de ces composés sur l'annexe 1 de la *Loi canadienne de protection de l'environnement 1999* peut en témoigner. L'exposition chronique de la population à ces composés laisse présager des effets cancérigènes, tératogènes, fœtotoxiques, irritatifs, neurologiques, rénaux, hépatiques et cardiaques (Drouin, 1995). Un aperçu de ces effets est présenté au tableau 3.1.

Tableau 3.1 : Résumé des effets néfastes sur la santé associés à certaines substances toxiques potentiellement présentes dans la composition du biogaz (exposition chronique inhalation) (tiré de : Drouin, 1995, p. 21)

Substances	Effets sur la santé
Benzène	Maux de tête, vertiges, anorexie, fatigue, dyspnée, effet hématotoxique, fœtotoxique chez l'animal, cancérigène prouvé
Chloroforme	Nausées, anorexie, dépression du système nerveux central, troubles gastro-intestinaux, atteintes hépatiques et rénales, fœtotoxiques chez l'animal, cancérigène probable
Chlorure de vinyle	Possibilité d'altérations sanguines, de perturbation de la fonction pulmonaire et du système nerveux central, cancer du foie et des poumons
Dibromo-1,2-éthane	Tératogène suspecté, cancérigène probable
Dichloro-1,2-éthane	Irritation des yeux et des voies respiratoires, nausées, anorexie, douleurs épigastriques, faiblesses, fatigue, insomnie, irritabilité, nervosité, dommages aux reins, foie et glandes surrénales, cancérigène probable
Dichlorométhane	Atteintes hépatiques et rénales, cancérigène probable
Tétrachloroéthylène	Fœtotoxique chez l'animal, cancérigène probable chez l'humain
Tétrachlorométhane	Dépresseur du système nerveux central, fœtotoxique chez l'animal, cancérigène probable chez l'humain
Trichloroéthylène	Dépresseur du système nerveux central, fœtotoxique chez l'animal, cancérigène probable chez l'humain

La survenue des problèmes de santé décrits au tableau 3.1 dépend de plusieurs facteurs, notamment la caractérisation des contaminants chimiques présents dans le biogaz, les propriétés toxicologiques de ces contaminants, de l'exposition à ces derniers et de leur persistance dans l'environnement.

À cette énumération d'effets néfastes peut s'ajouter le désagrément d'odeurs. Bien que cet aspect fasse appel à une sensibilité sensorielle, il n'en demeure pas moins qu'il s'agit d'un contaminant en vertu de l'article 1 de la LQE. Une nuisance olfactive peut en effet avoir des impacts sur le bien-être et la santé. Les composés responsables de cette nuisance sont en grande partie le sulfure d'hydrogène et l'ammoniac suivi d'un bon nombre de composés soufrés, azotés et organiques tels que présentés au tableau 3.2 (ATEE, 2012a).

Tableau 3.2 : Composés présents associés aux odeurs ressenties sur un site de méthanisation

(tiré de : ATEE, 2012a, p. 47)

Composé odorant	Association faite	Seuils de perception (*µg/m ³) bas et haut
Composés soufrés		
Sulfure d'hydrogène H ₂ S	Œuf pourri	0,1 – 30
Sulfure de diméthyle	Choux pourris	2,5 – 50,8
Sulfure de diéthyle	Ethérée	4,5 – 310
Disulfure de diméthyle	Putride	0,1 – 346
Trisulfure de diméthyl	Soufré	6,2
Méthanethiol	Choux, ail	0,04 – 82
Ethanethiol	Soufré, terreux	0,032 - 92
Composés azotés		
Ammoniac NH ₃	Acre, très piquant, irritant	26 – 39 600
Méthylamine	Poisson en décomposition	21 – 33 000
Ethylamine	Piquante, ammoniacale	25 – 12 000
Diméthylamine	Poisson avarié	47 – 160
Indole	Fécal, nauséabond	0,6
Scatole	Fécal, nauséabond	0,8 - 200
Acides gras volatils		
Formique	Âpre	45 – 38 000
Acétique	Vinaigre	2,5 – 250 000
Propionique	Rance	84 – 60000
Butyrique	Beurre rance	1 – 9000
Valérique	Sueur, transpiration	2,6
Isovalérique	Fromage rance	53
Cétones		
Acétone	Sucré, fruité, menthe	47 500 – 1 610 000
Butanone	Sucré	750 – 147 000
2-pentanone	sucré	28 000 – 45 000
Aldéhydes		
Formaldéhyde	Acre, suffocant	33 – 12 000
Acétaldéhyde	Fruité, pomme	40 – 1 800
Butyraldéhyde	Rance	13 – 15 000
Alcools		
Ethanol	Alcool	200
Butanol	-	6 – 130
Phénol	Médicinal	0,2 – 2 200

Malgré le rôle important des matières organiques dans la nature de ces odeurs, les facteurs tels que les conditions atmosphériques ont un impact important quant à la persistance.

À l'image des effets que peuvent causer le méthane, le dioxyde de carbone et les composés sous forme de trace sur la santé humaine, l'environnement n'est pas épargné.

3.2.2 Santé environnementale

La santé environnementale peut être abordée sous deux angles, soit les risques environnementaux causés par les composés du biogaz ou les bénéfices environnementaux apportés par le remplacement des énergies fossiles par le biogaz. Ces deux aspects sont détaillés ci-dessous par composés.

Le méthane est connu pour être un GES dont le potentiel de réchauffement global (PRG) est d'environ 21 fois celui du gaz de référence représenté par le CO₂ (CSST, 2013b; Environnement Canada, 2014b). Le CO₂ est quant à lui le GES le plus abondant sur la terre avec la vapeur d'eau (MDDEP, 2013a). Le CH₄ et CO₂ sont deux composés essentiels à la terre notamment en participant à la photosynthèse et la respiration dans le cas du CO₂. Cependant, leur concentration ne cesse d'augmenter depuis la période de l'industrialisation et fait d'eux les principaux responsables des changements climatiques. Le système québécois de plafonnement et d'échanges de droits d'émissions (SPEDE) vise notamment à lutter contre ces changements climatiques en imposant un plafond d'émissions de GES pour les émetteurs visés par le *Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre*. Ceux émettant en deçà de la quantité d'allocations reçues pourront profiter des unités excédentaires en les revendant (MDDEFP, 2013f). L'utilisation du biogaz comme alternative aux énergies fossiles présente non seulement l'avantage de diminuer les GES et de limiter la dépendance à ces énergies, mais également de présenter un intérêt économique. Certains parlent même de carboneutralité dans le cas de la combustion du biogaz (Association québécoise de production d'énergie renouvelable (AQPER), 2013).

Principalement sous forme de COV, les composés à l'état de traces sont connus pour avoir un impact direct sur la santé tel que précédemment décrit. En tant que précurseurs du smog, ces composés contribuent indirectement à la pollution photochimique dont les effets néfastes sur la population et la végétation sont reconnus (Environnement Canada, 2013b).

Ce type de pollution se caractérise au niveau de la troposphère par des réactions impliquant les oxydes d'azote, les COV et le monoxyde de carbone (CO) sous l'effet du rayonnement solaire de courte longueur d'onde (ADEME, 2013). Le principal polluant photochimique en résultant est l'ozone (O₃) accompagné de composés oxydants et acides. Sans présence de COV, l'ozone est peu abondant. En présence de COV, l'ozone s'accumule par le biais de réactions complexes. Une version simplifiée de ces réactions est présentée à la figure 3.4. Ces réactions contribuent à l'accumulation de dioxyde d'azote (NO₂) en consommant le monoxyde d'azote (NO). Or, le NO a le rôle de réguler la concentration d'ozone en le consommant. Par conséquent, les COV perturbent la régulation de l'ozone en augmentant directement le NO₂ et diminuant indirectement le NO.

Réactions impliquant les COV	
Décomposition des COV (RH) par les radicaux hydroxyle (OH) :	$RH + OH \longrightarrow R + H_2O$
Formation des radicaux peroxydes :	$R + O_2 \longrightarrow RO_2$
Formation de dioxyde d'azote et consommation du monoxyde d'azote	$RO_2 + \text{NO} \longrightarrow RO + NO_2$
Formation naturelle de l'ozone troposphérique	
Dissociation de dioxyde d'azote en monoxyde d'azote sous l'action du rayonnement UV (hv)	$NO_2 + hv \longrightarrow NO + O$
Formation de l'ozone	$O + O_2 \longrightarrow O_3$
Réaction régulant l'ozone perturbée par les COV	
	$O_3 + \text{NO} \longrightarrow NO_2 + O_2$

Figure 3.4 : Réactions impliquant les COV dans la formation du smog (inspirée de : ADEME, 2013; BULDAIR 2013 et Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), 2013)

Au regard des précédentes données, il est évident que les composés du biogaz présentent des risques. Que dire de leurs effets cumulatifs sur la santé? Toutefois, la formation du biogaz est un processus naturel impliquant des risques. Comme pour chaque composé en toxicologie et écotoxicologie, le risque dépend de la dose ou de la concentration à laquelle les espèces sont exposées. Tout est une question de gestion de risque selon l'origine du biogaz qu'elle soit naturelle ou anthropique.

3.3 Sources

Aujourd'hui, l'attention est portée particulièrement sur les sources anthropiques de ce gaz participant à l'augmentation des émissions GES alors que ces activités humaines ont directement et indirectement grandement modifié les émissions d'origine naturelle. Il est donc important d'identifier les différentes sources de ce gaz et particulièrement de son principal composant présentant un enjeu environnemental et économique : le méthane.

3.3.1 Sources naturelles

Les estimations fournies ici ont été produites par l'Agence américaine de protection de l'environnement (U.S. EPA) dans le cadre du rapport *Methane and Nitrous Oxide Emissions From Natural Sources*.

Les milieux humides en occupant 5 % de la planète sont la plus importante source naturelle de méthane. Cette production de méthane provient de bactéries agissantes en milieu anaérobie dans la décomposition de végétaux morts. Ces émissions dans le monde sont estimées à 170 téragrammes (Tg) ou encore $170 \cdot 10^{12}$ g de méthane par année (CH_4/an) (U.S. EPA, 2010).

Les zones sèches et riveraines sont souvent associées à la présence de forêts et de végétation naturelle. Ces végétations constituent des puits naturels de méthane en séquestrant le carbone et l'azote dont leurs cycles sont intimement liés dans les sols. Comme énoncée précédemment, l'activité humaine impacte grandement l'émission de méthane pour ces zones, notamment en transformant ces terres en zones agricoles ou simplement en procédant à la déforestation. Non seulement la séquestration estimée à 30 Tg CH_4/an n'a plus lieu, mais les émissions augmentent (U.S. EPA, 2010).

Dans les océans, rivières et estuaires, le méthane est produit dans la colonne d'eau ainsi que dans les sédiments par des organismes microbiens. Les estimations sont de l'ordre de 9,1 Tg CH_4/an , mais le processus d'émissions demeure mal connu en raison d'une connaissance limitée sur ce milieu. Toujours dans le milieu aquatique, les lacs sont tenus responsables d'émettre 30 Tg CH_4/an générés par les bactéries anaérobies dans les sédiments (U.S. EPA, 2010). Ces émissions sont possibles par dégazage, diffusion ou lors du retournement saisonnier des eaux.

Le pergélisol représente un grand intérêt pour de nombreux scientifiques dans la compréhension des changements climatiques. Le pergélisol emprisonne du CH₄ pouvant se libérer lors du dégel de sol ou de la roche. Actuellement, la quantité libérée de méthane par ce milieu est estimée à 1 Tg CH₄/an (U.S. EPA, 2010). Sous ce pergélisol, dans des conditions spécifiques de pression et de température, se cache une autre source de méthane plus importante : les hydrates de méthanes (*National Energy Technology Laboratory* (NETL), 2011). Les volumes de cette forme nouvelle sont encore méconnus à ce jour.

D'autres émissions de méthane provenant de couches géologiques terrestre ou marine profondes peuvent émerger de la croûte terrestre. Les volcans en sont un exemple. Les feux de forêt dont la combustion est incomplète ainsi que les animaux sauvages incluant les arthropodes sont également des générateurs de méthane émettant respectivement 2 à 5 Tg CH₄/an et 28 Tg CH₄/an (U.S. EPA, 2010).

Finalement, l'ensemble des sources naturelles schématisées en annexe 1 et décrites précédemment représente 37 % des émissions totales de méthane sur terre. Les activités anthropiques sont directement responsables du reste.

3.3.2 Sources anthropiques

Parmi les sources anthropiques de biogaz, deux types de production se distinguent, soit une production spontanée dans des conditions naturelles, soit une production nécessitant des installations spécifiques appelées digesteurs. Les principales sources anthropiques de biogaz sont : les lieux d'enfouissement, les stations d'épuration des eaux usées (STEP), le secteur agricole et les digesteurs anaérobies. Ces sources font appel à la fermentation de matière organique en milieu anaérobie.

Les lieux d'enfouissements recèlent toutes sortes de matières résiduelles d'origine ménagère ou industrielle, mais le biogaz résulte uniquement de la décomposition de la matière organique de ces matières résiduelles. Pour ces sites, la matière organique se caractérise sous forme de déchets alimentaires, de bois, de déchets de jardins ou encore de papier (Lisk, 1991). Le ministère de l'Environnement de Colombie-Britannique définit ces matières résiduelles en trois catégories : relativement inerte, modérément décomposable et décomposable. Le détail des matières résiduelles

de ces trois ensembles est présenté en annexe 2. À chacune de ces catégories correspond un potentiel de production de méthane tel que détaillé dans le tableau 3.3.

Tableau 3.3 : Caractérisation de matières résiduelles en Colombie-Britannique et leurs potentiels en méthane (tiré de : *British Columbia Ministry of Environnement*, 2009, p. 14)

Catégories de matières résiduelles	Capacité potentielle de génération du méthane L_0 (m ³ /tonne)
Relativement inerte	20
Modérément décomposable	120
Décomposable	160

Leur décomposition se déroule en deux étapes : une première étape aérobie et la seconde anaérobie. La décomposition aérobie a lieu dès l'enfouissement des déchets en présence d'oxygène. Cette décomposition coïncide avec la dislocation des matières résiduelles causée par la machinerie utilisée pour placer ou déplacer ces dernières. L'étape anaérobie poursuit la décomposition par une plus longue période en absence d'oxygène (Meres, 2005). Cette étape se divisant en quatre phases répond à la description faite à la section 3.1 et par conséquent consiste à l'étape de production de biogaz. La présence de biogaz dans les lieux d'enfouissement se compte en plusieurs années. Un exemple de courbe de génération de biogaz pour un lieu d'enfouissement de volume important est illustré à la figure 3.5.

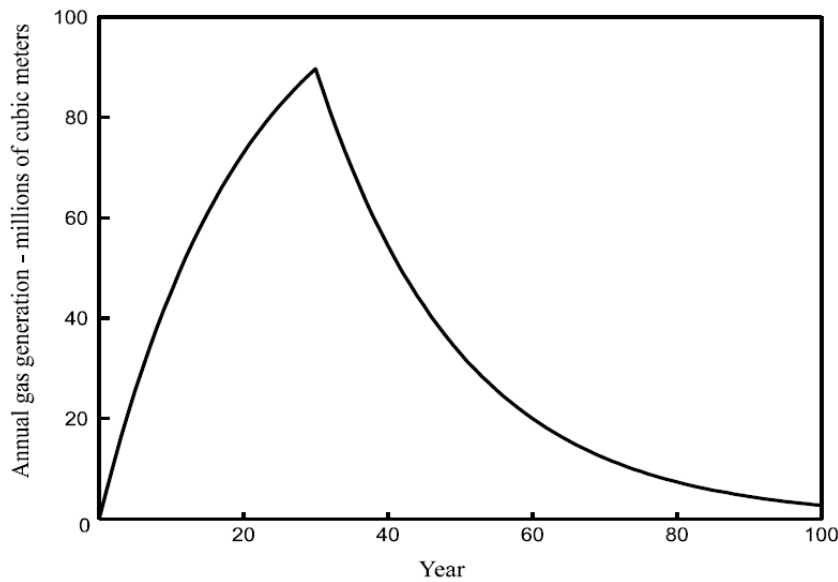


Figure 3.5 : Exemple de courbe de génération de biogaz pour un lieu d'enfouissement de 2000 tonnes/jour (tirée de : Eschenroeder and Stackelberg, 1999, p. 16)

Cette courbe issue d'un exercice de modélisation représente la production standard de biogaz puisque de nombreux facteurs peuvent influencer cette production. Ces facteurs sont en partie abordés et analysés en détail aux chapitres 4 et 5 respectivement.

Cette production de biogaz par les lieux d'enfouissement est involontaire. C'est notamment pour cette raison que le gouvernement québécois incite les municipalités à implanter la collecte de matières organiques afin de détourner cette matière de ces sites pour la recycler convenablement.

Les STEP ont pour objectif primaire de traiter les eaux usées issues des activités urbaines et industrielles. Pour ce faire, les STEP utilisent plusieurs traitements successifs afin d'extraire les différents types de polluants. De ces traitements naissent les résidus des eaux usées appelés boues d'épuration. Ces boues contiennent des proportions de matières organiques importantes pouvant être recyclées par compostage, biométhanisation ou épandage sur le sol. Parmi ces trois options, la biométhanisation, en plus de produire du biogaz, présente les avantages cumulés de deux autres options, soit réduire le volume des boues limitant ainsi les coûts associés à leur transport et offrir une matière résiduelle fertilisante à des fins d'épandage selon sa qualité. La biométhanisation des boues s'effectue dans des enceintes fermées pour limiter la présence d'oxygène telles que les digesteurs anaérobies.

Bien éprouvée en Europe, l'utilisation de digesteurs anaérobies au Canada reste marginale. Ce dispositif reproduit la digestion anaérobie afin d'optimiser la fermentation anaérobie et le rendement de biogaz en intervenant sur une multitude de critères. Ce sont également ces critères qui influencent le choix de la technologie. De manière générale, en Occident, ces digesteurs anaérobies sont utilisés pour traiter les matières résiduelles agricoles ainsi que les boues d'épuration alors qu'ailleurs, ces technologies sont utilisées avant tout pour faciliter l'accès aux familles à cette source d'énergie renouvelable tout en disposant de leur matière organique. Le chapitre 4 se concentre uniquement sur la production de biogaz à l'échelle industrielle.

Dans le cas des sources anthropiques, la production de biogaz se résume brièvement au biogaz issu de lieux d'enfouissement et à celui des digesteurs anaérobies auxquels les stations d'épuration, les exploitations agricoles et le secteur résidentiel de certains pays ont recours.

4 MODES DE PRODUCTION ET UTILISATIONS DU BIOGAZ

Ce chapitre ne se veut pas une liste exhaustive des modes de production et d'utilisation du biogaz. Seuls les plus communs sont traités pour extraire les critères récurrents analysés au chapitre 5. Dans un premier temps, les techniques spécifiques aux lieux d'enfouissement accompagnées de celles applicables aux digesteurs anaérobies sont abordées. Puis, le principe de calcul des émissions, sur lequel est souvent basée l'adoption d'une technique ou d'un projet de production de biogaz, est introduit. Finalement, les utilisations détaillées de biogaz, dont certaines nécessitent une étape de traitement, sont présentées une dernière partie.

4.1 Techniques existantes de captage et de génération

De nos jours, les pays européens ont emboîté plus rapidement le pas sur le développement des techniques de production de biogaz que l'Amérique du Nord. La mise en place de politiques semble en être la raison. Le Royaume-Uni avec sa politique sur la collecte et la valorisation du biogaz de lieux d'enfouissement ou encore l'Allemagne grâce à sa politique incitative de rachat d'électricité issue de biogaz comptent parmi ces pays ayant adopté cette source d'énergie renouvelable. Les sources et techniques de production varient d'un pays à l'autre. L'Allemagne privilégie les résidus agricoles alors que la Suède privilégie les stations d'épuration, lesquelles comptent pour 44 % de sa production de biogaz suivi des lieux d'enfouissement (*Energigas Sverige*, 2011). Dans le cas de lieux d'enfouissement, il s'agit de procédés extensifs nécessitant d'importantes surfaces où la dégradation de la matière organique se compte en plusieurs années en opposition aux procédés intensifs tels que l'utilisation de digesteurs anaérobies requérant moins d'espace et moins de temps (Buffiere et autres, 2007).

4.1.1 Procédé extensif : lieu d'enfouissement

La finalité première des lieux d'enfouissement ne repose pas sur la production de biogaz, mais bien sur l'élimination de matières résiduelles. De ce fait, peu de sites peuvent se vanter de valoriser le biogaz issu des matières résiduelles enfouies. Toutefois, les sites ayant l'obligation de capter le biogaz ont le choix de le valoriser ou de l'éliminer en vertu l'article 32 du REIMR. La collecte ou l'extraction du biogaz nécessite l'utilisation de plusieurs éléments tels que décrits par l'agence américaine de protection de l'environnement dans son guide intitulé *Design, Construction and Operation of Landfill Gas Collection and Control Systems*.

Les puits d'extraction typiquement composés de tuyaux plastiques et entourés de pierres ou autres agrégats représentent la porte d'entrée du biogaz. Installés par forage dans la couche de matières résiduelles enfouies jusqu'au-dessus de la couche de recouvrement, les puits disposent de têtes de puits pour ajuster le vide et permettre la prise d'échantillon. Les têtes de puits sont également utiles pour contrôler le niveau de lixiviat dans les puits puisque le lixiviat pourrait obstruer le passage au biogaz. Il existe deux types de puits : les puits horizontaux et les puits verticaux. Le choix de l'un par l'autre se joue sur l'activité du site. Si le site continue de recevoir des matières résiduelles, alors les puits horizontaux seront privilégiés. Les puits verticaux sont préférés lorsque le site ne reçoit pas de matières à éliminer pendant un an et plus (U.S. EPA, 2012a). Un ratio de cinq puits par hectare est généralement conseillé, mais des adaptations peuvent s'avérer nécessaires en fonction de la configuration du site (Chassagnac et CSD Ingénieurs, 2007).

Lorsque le biogaz trouve sa voie de sortie par les puits disposés sur le site, son transport est nécessaire au moyen d'un collecteur et d'une canalisation latérale pour ensuite l'acheminer aux systèmes d'aspiration et de torchage des gaz aussi appelé brûlage des gaz. La taille de ces canalisations est importante puisqu'elle doit permettre d'accommoder un débit maximum de biogaz et compenser les pertes de vides causées par l'apparition de condensat. C'est à cette étape qu'entre en jeu la gestion du condensat.

Le condensat correspond à l'humidité qui se forme lors du refroidissement du biogaz extrait. Le climat, la température du gaz, son volume sont tous des facteurs pouvant causer une condensation responsable d'une diminution, voire un blocage total de l'extraction du biogaz. Ce risque est généralement géré à sa source en imposant une pente de 3 à 5 % sur les canalisations latérales pour drainer le condensat (U.S. EPA, 2012a). Le condensat collecté est souvent combiné au lixiviat pour être traité. Finalement, le gaz est aspiré pour ensuite être brûlé ou utilisé à des fins énergétiques telles que présentées en section 4.3. Le brûlage des gaz pouvant atteindre 98 % et plus permet de contrôler les odeurs et limiter les effets sur l'environnement et la santé publique (U.S EPA, 2012a).

L'extraction de biogaz sur les lieux d'enfouissement se fait généralement en continu tant bien que mal puisque de nombreux facteurs perturbent cette extraction ainsi que le processus biologique générant le biogaz. Ces facteurs dont les plus importants sont abordés dans l'analyse sont les suivants : la nature des intrants, l'âge de la matière organique, la température, l'humidité, le compactage, l'intrusion d'oxygène, etc.

4.1.2 Procédé intensif : digesteur anaérobie

Comme son nom l'indique, le digesteur anaérobie fait appel à la digestion anaérobie, processus biologique détaillé à la section 3.1. À l'inverse des procédés extensifs, les digesteurs anaérobies requièrent peu d'espace et présentent l'avantage de traiter plusieurs sources de matières résiduelles dans des conditions adaptables. Les matières résiduelles acceptables ainsi que les principaux procédés de méthanisation existants sont abordés ci-dessous.

- **Matières résiduelles acceptables**

Les matières résiduelles susceptibles d'être traitées par digesteur anaérobie se regroupent en cinq catégories : les ordures ménagères, les boues de station d'épuration, les déchets industriels, les déchets agricoles et la biomasse (Buffiere et autres, 2007; Al Seadi, 2001).

La partie exploitable des ordures ménagères se limite à la fraction fermentescible de celles-ci, appelée parfois biodéchets. Il est donc nécessaire d'envisager une étape de séparation pour permettre son utilisation dans la production de biogaz. Cette étape est soit réalisée à la source dans les ménages permettant ainsi aux municipalités d'adopter la collecte sélective ou soit réalisée par séparation mécanique (Buffiere et autres, 2007). L'utilisation de digesteur anaérobie pour traiter ces déchets s'est développée dans les dernières années. La Ville de Montréal est un bel exemple en souhaitant mettre en service un centre de biométhanisation en 2016 et un autre en 2020 (Ville de Montréal, 2014).

La catégorie des boues de station d'épuration dépend de l'origine des eaux traitées. Pour cette catégorie, la principale fonction des digesteurs anaérobies est avant tout de stabiliser et réduire la quantité de boues à disposer (Al Seadi, 2001). La voie anaérobie, largement utilisée dans les stations d'épuration des eaux municipales, permet la digestion de trois types de boues : les boues primaires, les boues secondaires et les boues mixtes (Buffiere et autres, 2007). Les boues primaires proviennent de la décantation des eaux usées au début du processus de traitement. Elles constituent une importante source de matière organique biodégradable. Camacho et Prévot estiment la proportion de matière organique entre 50 et 60 % (2008). Les boues secondaires sont également issues d'une étape de décantation, mais en aval des bassins aérations où une partie de la matière organique a déjà été stabilisée en milieu aérobie. La digestion anaérobie de ce type de boue est moins intéressante en terme de rendement de biogaz (Buffiere et autres, 2007; Camacho et Prévot, 2008). Finalement, la dernière catégorie, appelée boue mixte, correspond à un mélange des deux

précédentes catégories. En Europe, la digestion anaérobie pour l'ensemble des boues produites dans les stations d'épurations urbaines est courante. L'Allemagne a recours à ce procédé pour plus des deux tiers de ces boues. Pour la France et le Royaume-Uni, il s'agit de 40 à 60 % des boues traitées (Couturier, 2009). Bien que les stations ne valorisent pas la totalité du biogaz produit, le biogaz généré par celles-ci permet de couvrir une partie des besoins énergétiques des installations de stations d'épuration (Al Seadi, 2001; Couturier, 2009)

Les déchets industriels se retrouvent sous forme solide ou liquide. Les industries agroalimentaires représentent un potentiel important de biogaz. Les boues des industries papetières et pharmaceutiques sont aussi susceptibles d'être traitées par des digesteurs anaérobies avant épandage ou enfouissement (Buffiere et autres, 2007). À condition que la proportion de matière biodégradable exprimée en DCO (demande chimique en oxygène) soit suffisante, les effluents industriels sont très compétitifs. L'Europe, notamment les Pays-Bas et la France avec respectivement une centaine et une cinquantaine d'unités se positionne en meneur (Couturier, 2009). Dans leur cas, le biogaz est valorisé pour des usages thermiques à même le site de production.

Les déchets agricoles, principalement constitués de résidus de cultures, voire de déjections animales telles que les lisiers et fumiers de porcins et bovins visent à produire du biogaz à des fins d'autosuffisance énergétique, mais également pour produire un digestat de qualité souvent réglementé pour autoriser son épandage (Buffiere et autres, 2007). En Europe, ces unités sont majoritairement développées au Danemark et en Allemagne grâce en partie aux pouvoirs publics, les soutenant par un appui logistique (Couturier, 2009).

La dernière catégorie, la moins répandue, la biomasse appelée aussi dans ce cas culture énergétique a pour seul objectif la production d'énergie à partir de biogaz (Couturier, 2009). Toutefois, comme pour toute culture destinée à la production d'énergie telle que c'est le cas du bioéthanol issu de maïs, se présente un dilemme éthique. Est-ce que la production primaire de biomasse pour répondre à une demande énergétique n'affecte pas d'autres activités considérées plus essentielles?

- Principaux procédés existants

Les procédés se distinguent selon deux critères essentiels : la température et la teneur en eau.

La température est connue pour améliorer la vitesse de dégradation et accélérer la production de biogaz sans pour autant augmenter sa quantité (Buffiere et autres, 2007). Le procédé varie en fonction de trois gammes de température (ATEE, 2012b). La première gamme appelée température psychrophile se situe entre 15 et 25°C. À ces températures, il s'agit du procédé naturel de décomposition de la matière organique faisant intervenir les bactéries psychrophiles (ATEE, 2012b). Très peu utilisés en France contrairement aux provinces du Québec et du Manitoba, ces systèmes présentent l'avantage d'être stable, facile à gérer et économique sur le plan énergétique (ATEE, 2012b; DeBruyn and Hilborn, 2007). Néanmoins, la production de biogaz est considérée lente comparativement aux deux autres procédés. En effet, les procédés mésophiles et thermophiles opérant à des températures de 35-40°C et 50-65°C donnent des résultats pour des temps de rétention moyens de 15 à 20 jours et de trois à cinq jours, respectivement (ATEE, 2012b; DeBruyn and Hilborn, 2007). L'utilisation à une température thermophile est plus rare en raison des besoins énergétiques, d'une sensibilité plus importante des bactéries thermophiles aux variations de paramètres de réactions, ou encore de sa fragilité aux inhibiteurs tels que l'azote ammoniacal (Buffiere et autres, 2007; DeBruyn and Hilborn, 2007). Toutefois, ce procédé a le mérite de diminuer le temps de dégradation de la matière en agissant notamment sur la fluidité des graisses et de permettre une hygiénisation vis-à-vis de certains germes pathogènes (Buffiere et autres, 2007).

Contrairement à la température où l'opérateur décide quel procédé utiliser, le second critère est plutôt dicté par la consistance de la matière à traiter. C'est en effet la proportion de matière sèche ou la siccité de matière à traiter qui influence le choix du procédé à savoir, un procédé de digestion humide ou sèche. La teneur en eau permet d'ajuster le pourcentage de cette matière sèche puisque ces deux paramètres sont intimement liés.

Les systèmes de digestion humide sont conseillés pour une teneur proche de 10 à 15 % de matière sèche (Buffiere et autres, 2007). La matière à traiter est préalablement préparée dans un pulpeur ou mélangeur pour lui conférer la consistance désirée avant son entrée dans le digesteur tel que présenté à la figure 4.1 (Buffiere et autres, 2007; ATEE, 2012b).

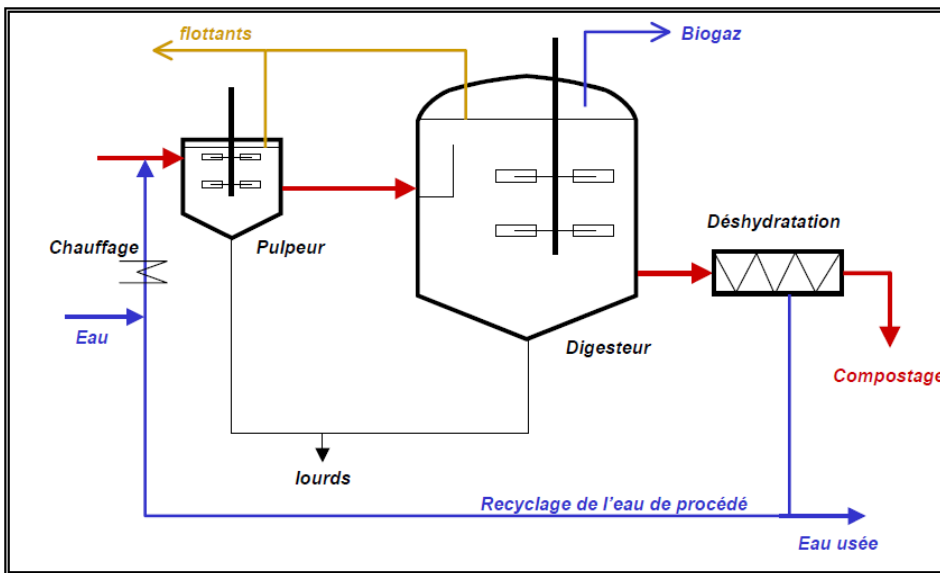
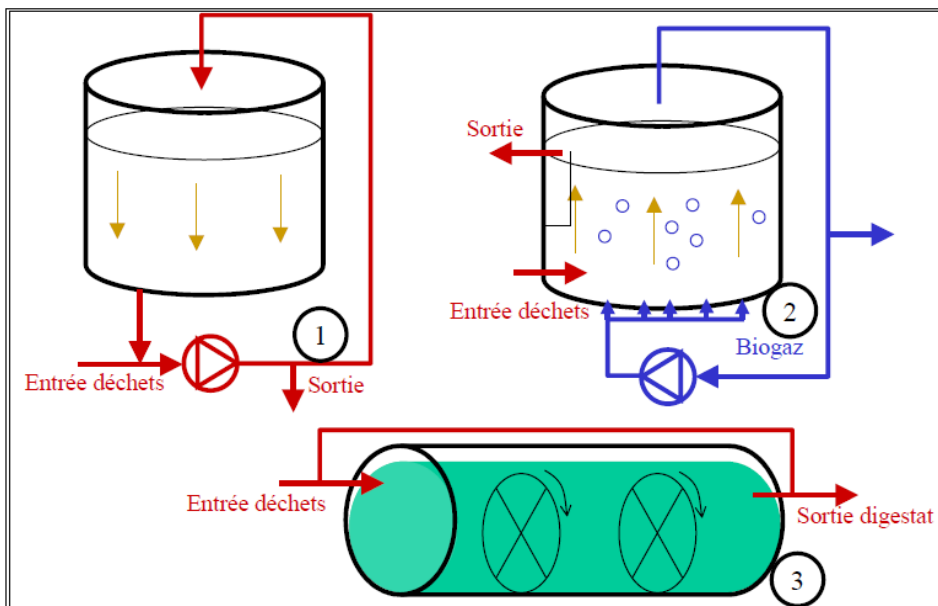


Figure 4.1 : Principes des digesteurs humides (tirée de : Buffiere et autres, 2007, p. 10)

Ce type de traitement convient aux effluents et produits liquides. Sous ce système de digestion humide se cache une variété de différentes techniques. Quatre sont brièvement présentées ici. La première technique, considérée comme étant la plus ancienne, consiste au réacteur infiniment mélangé. Ce type de réacteur maintient le mélange homogène par brassage mécanique, et éventuellement par recirculation du gaz ou du liquide, voire de la biomasse afin de pouvoir recycler une partie des microorganismes responsables de la production de biogaz (ATEE, 2012b). La température mésophile est préconisée, toutefois plus la matière sera chargée en eau, plus les besoins thermiques seront importants. La seconde technique, le digesteur anaérobie à flux ascendant plus connu sous son terme anglais *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), repose sur un principe simple où l'eau usée circule du fond vers le haut du réacteur en passant à travers une couche de boues composées d'un floc de granules microbiens en suspension. Ce floc agit en filtrant l'eau usée lors de son passage (ATEE, 2012b). En raison du flux ascendant, les organismes floculés restent en suspension et les autres sont poussés dehors assurant un renouvellement. Les troisième et quatrième techniques utilisent le principe de support inerte sur lequel viennent se fixer les bactéries. Le support est fixe dans le cas du digesteur à lit fixe et mobile pour le digesteur à lit fluidisé (ATEE, 2012b).

Lorsque la teneur en matière sèche est comprise entre 20 et 50 %, il est recommandé d'adopter les systèmes de digestion sèche (ATEE, 2012b). Ces systèmes s'appliquent aux matières à consistance

semi-solide ou pâteuse avec une faible quantité d'eau libre (Buffiere et autres, 2007). L'alimentation continue et discontinue est possible pour ce type de système. Pour les digesteurs en voie sèche continue, trois technologies se distinguent : le procédé KOMPOGAS et BRV utilisant le principe de piston pour mélanger et faire avancer horizontalement la matière en cours de digestion, le procédé DRANCO permettant la recirculation du digestat verticalement depuis le fond du réacteur et finalement le procédé VALORGA recirculant le biogaz par flux ascendant. Ces trois technologies sont illustrées à la figure 4.2.



1 : à recirculation de digestat (DRANCO), 2 : recirculation de biogaz (VALORGA); 3 : digesteurs pistons horizontaux (KOMPOGAS, BRV).

Figure 4.2 : Principales technologies de digestion sèche (tirée de : Buffiere et autres, 2007, p. 10)

L'avantage de l'alimentation discontinue réside dans la flexibilité d'approvisionnement. En effet, le chargement des digesteurs en voie sèche discontinue se produit en une fois ou sur plusieurs jours. La production de biogaz est par conséquent différente selon le temps écoulé depuis le remplissage, expliquant ainsi l'utilisation de plusieurs digesteurs en décalé, pour permettre une production homogène. Toutefois, en cas de forte saisonnalité des intrants, il est possible de limiter la production de biogaz qu'à un certain nombre de ces digesteurs. De plus, en raison du renouvellement complet de la matière à chaque déchargement/rechargement, ce procédé tolère la présence d'indésirables tels que le bois, sable, plastiques et autres (ATEE, 2012b). Afin de limiter la présence de ces indésirables, mais également pour favoriser la décomposition et l'hydrolyse des

matières à traiter, il est possible d'avoir recours à des prétraitements de diverses natures en amont de la digestion anaérobie (ATEE, 2012b). Il peut s'agir de prétraitement mécanique, de macération à de hautes températures, de biolixiviation ou de prétraitement physico-chimiques.

Avant l'adoption d'un projet de production de biogaz et plus spécifiquement du choix de procédés de digestion, une estimation du potentiel de biogaz s'avère nécessaire.

4.2 Estimation des émissions de biogaz

Pour déterminer la productivité gazeuse et son évolution dans le temps, l'utilisation de modèles est une pratique courante. La modélisation permet de simplifier un problème complexe par la conception d'un outil mathématique ou physique. Il en existe plusieurs types. Généralement, les modèles cinétiques sont privilégiés pour estimer la production de biogaz puisque ces derniers requièrent nettement moins d'information que les modèles algorithmiques (Dudek et autres, 2010). En effet, ces derniers plus complexes nécessitent de connaître assez précisément les mécanismes physiques, chimiques et biologiques de la production de biogaz en fonction du milieu. La connaissance des conditions hydrologiques et hydrauliques est également souvent requise, ce qui constitue une difficulté dans l'exploitation de ce type de modèle. Sachant que la plupart de ces données sont peu ou ne sont pas disponibles pour la majorité des sites, l'utilisation de modèles cinétiques se basant sur des principes généraux prime les autres (Meres, 2005). U.S. EPA a suivi cet exemple en développant et utilisant un modèle simple appelé LandGEM pour *Landfill Gas Emission Model*. L'exactitude des calculs réalisés à l'aide de ce modèle dépend de la qualité de données relatives à la quantité et à la composition des matières acceptées par le lieu d'enfouissement ainsi que la manière dont elles sont enfouies (Dudek et autres, 2010). Ce modèle permet non seulement d'estimer les émissions de méthane, mais également les émissions de dioxyde de carbone et celles de composés organiques non méthaniques (CONM) (Meres, 2005). Le volume de méthane produit est estimé à l'aide de l'équation détaillée à la figure 4.3.

$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 k L_o \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-k t_{ij}}$	<p>Q_{CH_4} : quantité annuelle du méthane générée (m³/an)</p> <p>i : incrément de l'année</p> <p>n : année du calcul – année initiale de réception des déchets</p> <p>j : incrément de 0,1 année</p> <p>k : taux de génération de méthane (an⁻¹)</p> <p>L_o : capacité potentielle de génération du méthane (m³/tonne)</p> <p>M_i : quantité de déchets déposés dans la i^{ème} année (tonne)</p> <p>t_{ij} : temps (ex. : 3,2 ans où i=3 ans et j=0,2 an)</p>
--	---

Figure 4.3 : Estimation du volume de méthane selon le modèle LandGEM (tirée de : U.S. EPA, 2005, p. 4)

Le taux de génération de méthane (k) ainsi que la capacité potentielle de génération du méthane (L_o) peuvent être définis par défaut en appliquant les valeurs présentées dans le tableau 4.1. Toutefois, ces valeurs sont adaptables en fonction de milieu. En effet, la valeur k dépend du degré d'humidité, du pH, de la température des déchets et de la disponibilité de la matière organique pour les micro-organismes alors que la valeur L_o dépend seulement du type et de la composition des matières présentes sur le site. Une valeur k élevée signifie une production de méthane rapide alors qu'une valeur L_o élevée représente une importante teneur en cellulose (U.S. EPA, 2005).

Tableau 4.1 : Valeurs pour le taux de génération de méthane k et pour la capacité potentielle de génération du méthane L_o (inspiré de : U.S. EPA, 2005, p. 16-17)

Type de site	k (an ⁻¹)	L _o (m ³ /tonne)
Conventionnel	0,05 ^{a*}	170 ^{a*}
	0,04 ^b	100 ^b
Aride	0,02 ^{a,b}	170 ^a
		100 ^b
Humide (ajout de lixiviat ou autres liquides)	0,07	96

* Valeur utilisée par défaut

^a Données issues du *Clean Air Act (CAA)*

^b Données issues de U.S. EPA – *Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP-42)*

Bien que fréquemment utilisé, LandGEM est un modèle parmi de nombreux autres. *Intergovernmental Panel Climate Change (IPCC) Model* est un autre modèle utilisé à l'échelle mondiale. Néanmoins, certains modèles ignorent d'importants aspects dans le calcul tels que les

migrations latérales ou l'oxydation du méthane pour ne nommer que ceux-ci. Si bien même certains de ces aspects sont pris en considération, ils ne sont pas toujours bien choisis. Le modèle IPCC estime par défaut à 10 % la proportion de méthane oxydé alors que certaines études ont démontré une perte supérieure à cette valeur (U.S. EPA, 2012b). Avec l'avènement de nouvelles études, les modèles se raffinent au fil des années. C'est le cas du modèle *California Landfill Methane Inventory Model* (CALMIM) dont la modélisation porte sur le contrôle des émissions en considérant le type de recouvrement des sites, l'emplacement des puits d'extraction et le taux d'oxydation du méthane en fonction des saisons (U.S. EPA, 2012b).

Une fois, le potentiel de biogaz estimé, il est important d'envisager le type d'utilisation du biogaz produit.

4.3 Utilités du biogaz

En 2009, les utilisations de la production totale suédoise de biogaz se répartissent entre le chauffage à 49 %, la production d'électricité à 5 %, le raffinage à 36 % et seulement 10 % pour l'élimination par torchère (*Energigas Sverige*, 2011). Tel que démontré en Suède, le biogaz peut avoir plusieurs finalités. Six utilisations sont détaillées dans cette section à savoir, la production de chaleur ou de vapeur par l'utilisation directe du biogaz, la production d'électricité, la cogénération consistante à la production combinée de chaleur et d'électricité, l'injection de biométhane dans le réseau de gaz naturel, la production de biocarburant et d'autres utilisations en voie de développement. Le choix d'une utilisation par rapport à une autre dépend d'une série de critères exposés ci-après.

4.3.1 Utilisation directe

Parmi toutes les utilisations possibles de biogaz, l'utilisation directe et la production d'électricité sont les plus courantes (Buffiere et autres, 2007). Cette utilisation n'exige pas autant d'investissement que les autres utilisations. La composition du biogaz ne nécessite qu'un minimum de 20 % de méthane pour une utilisation directe (Meres, 2005). Ces deux arguments expliquent la popularité de cette utilisation. Pour des raisons économiques, le biogaz doit néanmoins être utilisé sur son site de production ou à proximité. Son transport se fait par des canalisations en polyéthylène haute densité (HDPE) ou acier inoxydable dont la longueur détermine souvent la faisabilité économique du projet de production. Au-delà de huit kilomètres de canalisations, la faisabilité du projet peut être remise en question selon la demande de l'utilisateur et du prix du combustible que le biogaz remplacera (U.S. EPA, 2012c). L'usine Rolland de Cascades Groupe Papiers Fins au

Québec, est une des compagnies ayant pris le pari d'utiliser le biogaz issu de lieux d'enfouissement. Le biogaz compressé par Waste Management, gérant du lieu d'enfouissement, puis transporté par Gaz Métro, répond à 90 % de ses besoins énergétiques permettant en partie le remplacement du gaz naturel jugé plus cher ou du mazout jugé plus cher et plus polluant (Loyer, 2014). Contrairement aux huit kilomètres préconisés par l'U.S. EPA, les douze kilomètres séparant l'usine du lieu d'enfouissement n'ont pas remis en cause la faisabilité du projet probablement en raison de l'absence de structure à traverser entre ces deux installations (Loyer, 2014). En effet, les canalisations acheminant le biogaz compressé traversent des terres agricoles. Par conséquent, la distance à laquelle le biogaz doit être transporté ainsi que les infrastructures situées entre le générateur et l'utilisateur sont des paramètres essentiels à considérer dans la faisabilité de ce type de projet.

Le biogaz produit trouve sa place dans les chaudières l'utilisant pour produire de la vapeur d'eau ou de l'eau chaude. Cette vapeur peut être utilisée comme source de chaleur pour chauffer des locaux ou être utilisée pour alimenter des turbines à vapeur générant de l'électricité.

Dans un environnement plus industriel, le biogaz brut est souvent utilisé en remplacement de combustible conventionnel pour alimenter les fours industriels en particulier les cimenteries, la métallurgie et l'industrie du bois (U.S. EPA, 2012c; ATEE, 2012b). Pour les industries de petite taille, le biogaz peut subvenir jusqu'à 100 % des besoins énergétiques de celles-ci. En revanche, ce gaz constitue souvent une source énergétique d'appoint bon marché pour les industries de grandes tailles. Les stations d'épurations municipales sont aussi des adeptes de cette utilisation pour sécher ou incinérer les boues générées par leur traitement d'eaux usées. Au Québec, la Ville de Saint-Hyacinthe a adopté ce principe pour notamment réduire les coûts associés au transport et à la disposition de ces boues. Un léger traitement du biogaz brut tel qu'une filtration et l'élimination de condensat, peut s'avérer nécessaire pour faciliter la combustion. Il est important de maîtriser les paramètres de cette combustion pour assurer une destruction efficace de biogaz afin de respecter les normes de rejets atmosphériques.

Le chauffage infrarouge par l'utilisation de biogaz est une des alternatives au mode de chauffage traditionnel. La chaleur émise par ce système de chauffage procure une énergie intense pouvant aussi bien chauffer des zones restreintes que de vastes espaces. En effet, les chauffages infrarouges en céramique montent à des températures entre 800°C et 1 000°C et présentent une efficacité de

93 % (U.S. EPA, 2012c). Cette technique est idéale pour le chauffage du site de production de biogaz ou les installations situées à proximité. Les avantages de cette utilisation sont multiples. Ce mode de chauffage ne requiert qu'une faible quantité de biogaz. Sa mise en place est bon marché, facile à installer et à opérer. Le besoin de traitement du biogaz est minime, voire inutile, à l'exception du traitement des siloxanes (U.S. EPA, 2012c).

Dans les lieux d'enfouissement, la gestion du lixiviat prend une place importante. Le traitement du lixiviat est souvent très coûteux et peut nécessiter de l'espace pour permettre son stockage. L'utilisation de biogaz peut aider à cette gestion, notamment en évaporant le lixiviat. De ce fait, le lixiviat est concentré et son volume s'en trouve réduit. Le stockage requiert moins d'espace. En fin de compte, le coût de gestion est moindre. De plus, le besoin en biogaz pour permettre cette évaporation se limite à l'utilisation de 0,15m³ pour évaporer un litre de lixiviat (Dudek et autres, 2010). Les appareils disponibles sur le marché se distinguent par le procédé transférant la chaleur au lixiviat et le traitement des échappements de vapeur. La technique la plus commune consiste en la mise en contact direct du gaz de combustion chauffé avec le lixiviat.

L'utilisation du biogaz comme source de chaleur produite par le biais de chaudière, de fours, de sècheurs, de rayonnement infrarouge ou comme source de traitement de lixiviat pour les lieux d'enfouissement présente l'avantage d'être économique et ne requérant pas de traitement trop élaboré. Néanmoins, l'utilisation de biogaz brute n'est pas sans risque pour l'équipement. La corrosion provoquée par la présence de sulfure d'hydrogène peut avoir raison de l'équipement (Meres, 2005). Il est par conséquent judicieux d'utiliser des équipements résistants à la corrosion.

4.3.2 Électricité

La production d'électricité à partir de biogaz est également très populaire. Toutefois, cette utilisation nécessite des investissements plus importants (Meres, 2005). Les générateurs de biogaz n'ayant aucun moyen de valoriser le biogaz en chaleur privilégient souvent la production d'électricité afin de répondre à leurs besoins pour alimenter le collecteur, le système de traitement de lixiviat dans le cas des lieux d'enfouissement ou tout simplement pour la vendre au réseau électrique (ATEE, 2012b; U.S. EPA, 2012c). La conversion du biogaz en électricité est possible par le biais de moteur à combustion, de turbine à gaz entraînant une génératrice d'électricité ou par procédé électrochimique. De manière générale, la composition du biogaz en méthane doit être d'au

moins 40 % pour répondre à ce type de conversion (Meres, 2005). Les techniques les plus connues sont décrites ci-dessous.

La combustion se décline en deux types : la combustion interne et la combustion externe. Le principe de la combustion interne consiste à allumer et enflammer un mélange air-combustible à l'intérieur d'un moteur ou d'une turbine. Le biogaz joue donc ici le rôle du combustible. La combustion crée une force de pression pouvant directement se traduire en énergie exploitable (SCS Engineers, 1997). Le cycle Otto et le cycle Brayton sont deux exemples utilisant la combustion interne. Le cycle Otto est un moteur à combustion interne alors que le cycle Brayton utilise une turbine. Ce dernier cycle utilise l'air de l'atmosphère pour la compresser, la chauffer à une pression constante pour être ensuite détendu dans une turbine. La détente des gaz fournit l'énergie cinétique nécessaire pour actionner la turbine et produire de l'électricité à l'aide d'une génératrice (Couturier, 2009). Les rejets atmosphériques en oxydes d'azote (NOx) et monoxyde de carbone provoqués par les turbines à gaz sont moins importants que ceux causés par les moteurs en raison de températures plus faibles et de mélange air-combustible plus important (SCS Engineers, 1997). La combustion externe utilise également le biogaz, mais en tant que source externe de combustible pour chauffer un fluide ou un gaz. En étant chauffé, une énergie exploitable née par le changement de volume et la pression du gaz ou du fluide. Sous le même modèle que la combustion externe, la combustion interne est exploitée soit par des moteurs soit par des turbines. Le moteur Stirling est un de ces moteurs utilisant comme énergie un fluide chaud produit par une source externe telle que le biogaz. Le cycle de Rankine se distingue du cycle Stirling par l'utilisation d'une turbine à vapeur branchée sur une chaudière à vapeur alimentée au biogaz pour produire de l'électricité (Couturier, 2009). Le principe de fonctionnement reste le même à savoir, chauffer un fluide, généralement de l'air, qui en prenant de l'expansion entraîne un générateur. Il existe une variante de ce principe où le fluide utilisé est un fluide organique ou fluide caloporteur. Il s'agit du cycle organique de Rankine. Chauffé à une température de 300°C à son entrée, le fluide caloporteur ressort entre 200 et 250°C (Couturier 2009). À ces températures, il représente une source de chauffage potentielle utile à d'autres usages. Toutefois, le prix à payer pour utiliser ce type de fluide est le besoin d'une source à haute température. Qu'il s'agisse du cycle Stirling ou de Rankine, l'utilisation des combustibles inappropriés tels que peut l'être le biogaz en fait le principal avantage (Couturier, 2009). Cependant, leurs rendements se situent autour de 25 à 42 % (ATEE, 2012b).

Les quatre cycles présentés précédemment sont des moyens de production d'électricité bien connus. Il existe un moyen de production moins connu, mais prometteur faisant appel à un procédé électrochimique. Il s'agit de la pile à combustible. Son principe repose sur l'échange d'électrons entre l'anode et la cathode. L'anode libère deux électrons par molécule d'hydrogène lesquels sont consommés par la cathode (Couturier, 2009). Contrairement à la combustion, ce procédé n'émet aucun NOx, ni de CO (SCS Engineers, 1997). Bien que cette pile fasse l'objet de recherche, il en existe plusieurs telles que présentées à la figure 4.4 : la pile à combustible à carbonate fondu (MCFC – *Molten Carbonate Fuel Cell*), la pile à l'acide phosphorique (PAFC – *Phosphoric Acid Fuel Cell*) ou encore la pile à oxyde solide (SOFC – *Solid Oxide Fuel Cell*).

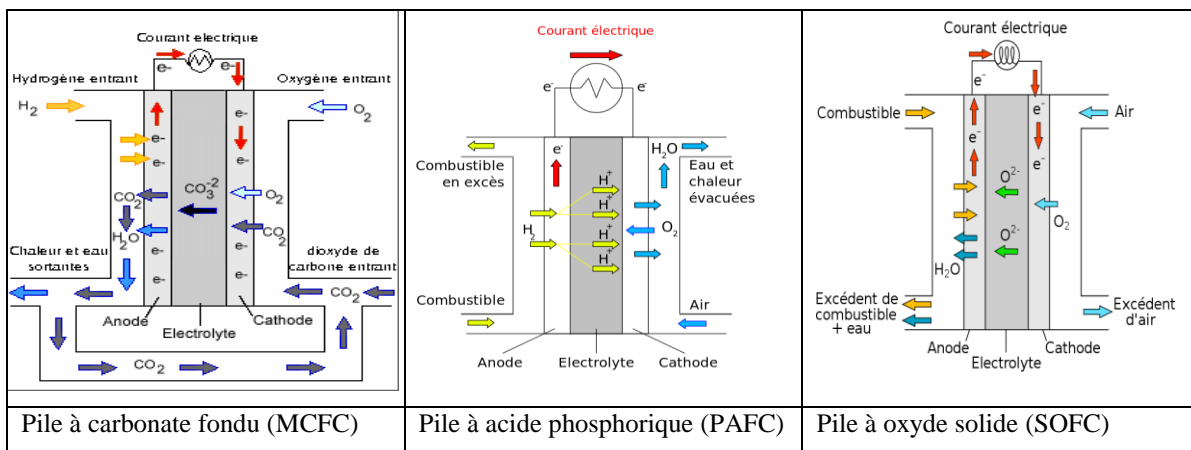


Figure 4.4 : Schéma de fonctionnement de piles à combustible (tirée de : Wikipédia, 2014a,b,c)

Le principe de fonctionnement est le même pour toutes. La différence provient de l'électrolyte qui influence les caractéristiques de fonctionnement telles que la température. Les piles MCFC et SOFC fonctionnent à de hautes températures. Elles offrent par ailleurs la possibilité de reformage interne du biogaz permettant d'envisager d'autres utilisations (Couturier, 2009). Toutefois, la qualité du biogaz à utiliser est critique puisque ces piles sont très sensibles aux contaminants du biogaz brut. La section 4.4 aborde une série de traitements applicables en fonction des contaminants couramment présents dans le biogaz.

4.3.3 Cogénération

La cogénération consiste à générer de la chaleur et de l'électricité. En effet, la cogénération convient parfaitement lorsque le biogaz produit n'est pas en totalité utilisé pour la production d'électricité telle que c'est le cas du cycle de Rankine ou des piles à combustible MCFC et SOFC. Par conséquent, la technique est identique à celles utilisées pour la production d'électricité accompagnée de la récupération de chaleur produite. La récupération de chaleur est possible grâce des échangeurs placés sur le circuit de refroidissement des moteurs ou sur les fumées des turbines et moteurs à gaz. Le rendement des turbines est réputé pour être inférieur à celui des moteurs néanmoins, les turbines sont plus permissives quant à la quantité et la qualité du biogaz, plus économiques et plus résistantes dans le temps (ATEE, 2012b). Cette technique a été retenue par la société Gazmont qui procède à la transformation du biogaz issu du lieu d'enfouissement du Complexe environnemental de Saint-Michel à Montréal en électricité, laquelle est vendue à Hydro-Québec. La chaleur récupérée de la vapeur résiduelle est cédée par le biais d'un échangeur, à une boucle d'eau alimentant les systèmes de chauffage de la TOHU située à proximité. Ce procédé a permis une réduction de coût de 20 à 35 % par rapport au coût d'un système de chauffage conventionnel (TOHU, 2014).

Pour les lieux d'enfouissement ne produisant pas suffisamment de biogaz, le moteur *duals fuel* est une option intéressante. Son alimentation en combustible est double. Le biogaz est conjointement utilisé à un autre combustible. Cependant, les inconvénients sont multiples. Les coûts de maintenance sont élevés, les émissions atmosphériques sont élevées et le moteur est très sensible à la qualité du biogaz. La France est un de ces pays ayant décidé de limiter par un arrêté rendu le 2 octobre 2001 la fraction d'énergie non renouvelable à 20 % de l'énergie électrique produite par ce type d'installation.

Plus l'utilisation de biogaz est spécifique ou fait appel à une technique avancée, plus sa qualité constitue un élément essentiel à son exploitation. L'injection de biométhane illustre bien cette constatation.

4.3.4 Injection de biométhane dans le réseau de gaz naturel

Le biogaz peut être injecté dans le réseau de gaz naturel. Pour cela, il doit remplir de nombreuses conditions principalement basées sur sa qualité. Le biogaz avant d'être injecté doit avant tout subir un traitement complet afin de répondre aux critères de qualité des opérateurs du réseau (Meres,

2005). D'où l'importance de ne pas confondre biogaz et biométhane. Le traitement permet l'épuration du biogaz en biométhane. C'est pour cela qu'il est question d'injection de biométhane et non pas de biogaz. Afin de respecter les normes imposées par l'opérateur, cette utilisation est souvent réglementée par les autorités ou organismes indépendants (Pierce, 2007). Au Québec, l'opérateur exclusif se nomme Gaz Métro et c'est la *Loi sur la Régie de l'énergie* qui légifère cette activité. Tout projet prévoyant l'injection de biométhane dans le réseau de Gaz Métro doit auparavant être approuvé par la Régie de l'énergie qui a pour mandat de réglementer les activités cette société possédant le monopole de la distribution de gaz naturel (Gaz Métro, 2014a). De plus, dans une décision rendue le 20 mars 2013 par la Régie de l'énergie concernant la *demande de la Société en commandite Gaz Métro pour la réalisation d'un projet d'investissement pour l'injection de biométhane produit par la ville de Saint-Hyacinthe*, il semblerait que Gaz Métro n'accepterait pas de valoriser les gaz en provenance de lieux d'enfouissement (Régie de l'énergie, 2013). L'origine de cette demande provient de la Ville de Saint-Hyacinthe qui souhaite se prévaloir des subventions du PTMOBC pour augmenter la capacité de ses installations de traitement de matières organiques.

En supplément des contraintes légales, de qualités et de distribution, s'ajoute l'effet de l'offre et de la demande. La demande fluctue avec la saison alors que l'offre doit être constante. En effet, la consommation hivernale est plus importante que la consommation estivale. Par conséquent, le débit admissible par le réseau correspond à la demande estivale (ATEE, 2012b). Si l'offre vient à excéder la demande, la production excédentaire peut être utilisée à d'autres fins ou simplement être brûlée en torchère. En raison de ces contraintes et du coût économique que ces dernières engendrent, cette utilisation n'est la plus répandue. Au Canada, le nombre de sites d'injection de biométhane en 2009 se limitait à un alors qu'il était 60 en Europe (Gaz Métro, 2014b). BFI Canada est sur le point de rejoindre cette liste de producteurs de biométhane en valorisant son biogaz issu du LET de Terrebonne au Québec grâce à un investissement de 45 M\$ non subventionné (Normandin, 2014).

4.3.5 Carburant de véhicule

Le biogaz présente un intérêt en tant que biocarburant pour les véhicules. En remplacement des carburants traditionnels, le biogaz une fois purifié se présente soit sous la forme de gaz naturel liquéfié (GNL) ou sous la forme gaz naturel comprimé (GNC). Cette utilisation bien présente en Suède, Allemagne, Autriche et Suisse nécessite également une purification poussée du biogaz comparable au gaz naturel (ATEE, 2012b). Cette purification implique d'importants

investissements dont l'amortissement se compte en dizaine d'années pour les grandes agglomérations (Meres, 2005). Pour permettre une utilisation, la purification doit permettre d'atteindre une teneur minimale en méthane de 86 % sachant qu'une teneur de 97 % permet d'obtenir une autonomie maximale (ATEE, 2012b). La Californie, par exemple, exige l'atteinte de la qualité exposée au tableau 4.2 pour le biocarburant de type GNC.

Tableau 4.2 : Spécifications pour le GNC par California Air Resources Board (CARB) (inspiré de : Title 13, California Code of Regulations, section 2292.5)

Proportion des constituants (% molaire)	Réduction
Méthane	≥ 88 %
Éthane	≤ 6 %
Hydrocarbure C ₃ et plus	≤ 3 %
Hydrocarbure C ₆ et plus	≤ 0,2 %
Hydrogène	≤ 0,1 %
Monoxyde carbone	≤ 0,1 %
Oxygène	≤ 1,0 %
Gaz inerte (CO ₂ + N ₂)	1,5 % – 4,5 %
Soufre	≤ 16 ppm (volume)

Malgré les coûts, les avantages sont nombreux comparativement aux carburants traditionnels. La réduction des émissions atmosphériques ainsi que le transport sécuritaire représentent les principaux attraits de ce biocarburant (Pierce, 2007). Le tableau 4.3 détaille la réduction de certains polluants atmosphériques entre ce biocarburant et le carburant diesel largement utilisé en Europe.

Tableau 4.3 : Réduction des émissions atmosphériques entre le biocarburant issu de biogaz et le carburant diesel (tiré de : Pierce, 2007, p. 1)

Polluants atmosphériques	Réduction
Oxydes d'azote (NO _x)	60 % - 85 %
Particules	60 % - 80 %
Monoxyde de carbone (CO)	10 % - 70 %
Monoxyde de carbone (CO)	10 % - 85 %

Le torchage correspond à l'élimination du biogaz par la combustion en torchères. Cette combustion n'apporte aucune valorisation, mais permet de disposer du biogaz tout en limitant les rejets atmosphériques. Il existe deux types de torchères : la torchère ouverte et la torchère fermée. La torchère ouverte, dont la flamme est visible de l'extérieur, répond aux importantes variations de

débit et de qualité du biogaz, mais offre une combustion de qualité médiocre (Meres, 2005). La torchère fermée, dont la flamme est invisible, utilise une température de combustion plus élevée de l'ordre de 900°C et une durée de combustion plus longue. Il en résulte une meilleure combustion (Meres, 2005). Toutefois, il est important de contrôler le niveau de H₂S afin d'éviter la corrosion des installations (ATEE, 2012b).

Peu importe le type d'utilisation du biogaz privilégié, force est de constater que le traitement est toujours à considérer. Certaines utilisations requièrent des traitements poussés alors que d'autres sont d'ordre primaire.

4.4 Traitement du biogaz brut

Les traitements ou épurations de biogaz dépendent de la qualité requise et par conséquent, de son utilisation finale. Deux catégories de traitements existent : les traitements primaires s'apparentant à des traitements grossiers tels que l'élimination de l'eau et les traitements secondaires correspondant à des traitements plus fins destinés à fournir un gaz de qualité inaccessible par un traitement primaire (U.S. EPA, 2012c).

Cette section expose dans un premier temps la qualité du biogaz selon ces sources anthropiques. Dans un second temps, les conséquences que peuvent avoir les différents composants du biogaz sur le matériel sont détaillées. À chaque composant est associé un moyen de traitement et lorsque possible, une estimation des coûts est fournie. Finalement, à titre d'exemple afin de constater les traitements requis, les spécifications du biogaz pour une utilisation en cogénération et une injection dans le réseau de gaz naturel clôturent cette section.

4.4.1 Qualité du biogaz brut

Telles que présentées en section 3.3.2, les sources anthropiques de biogaz se résument aux lieux d'enfouissement, aux stations d'épuration, aux secteurs industriels et agricoles. En fonction de ces sources, la qualité du biogaz diffère non seulement par sa teneur en méthane, mais également par la nature des composants ne présentant pas d'intérêt à l'exception du contrôle de leurs rejets. Les composants du biogaz sont présentés au tableau 4.4 ci-dessous.

Tableau 4.4 : Teneur moyenne de quelques biogaz typiques (inspiré de : ATEE, 2012b, p. 192)

Composants	Biodéchets*	STEP	Agricole	Lieu d'enfouissement
Méthane (CH ₄)	55 % – 65 %	60 % - 70 %	45 % - 70 %	35 % – 60 %
Dioxyde de carbone (CO ₂)	35 % - 45 %	30 % - 40 %	30 % - 55 %	30 % - 50 %
Vapeur d'eau (H ₂ O)	1 % - 5 % (100% saturation)	1 % - 5 % (100% saturation)	1 % - 5 % (100% saturation)	< 100% saturation
Azote (N ₂)	0 % - 1 %	0 % - 2 %	0 % – 5 %	0 % – 30 %
Hydrogène (H ₂)		0 % - 1,5 %	0 % – 1 %	0
Oxygène (O ₂)	0,1 % - 0,5 %	0 % - 1 %	0 % - 2 %	0 % - 6 %
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	0,01 % - 0,6 %	0,05 % - 0,15 %	0,005 % - 0,5 %	< 0,06 %
Siloxanes	1 – 2 mg/m ³	< 50 mg/m ³	< 1 mg/m ³	0 – 50 mg/m ³
Ammoniac (NH ₃)		< 0,05 mg/m ³	< 2 mg/m ³	
Hydrocarbures halogénés	Traces	traces	traces	0 – 150 mg/m ³

* désigne tout déchet non dangereux biodégradable de jardin ou de parc, tout déchet non dangereux alimentaire ou de cuisine issu notamment des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que tout déchet comparable provenant des établissements de production ou de transformation de denrées alimentaires.

Au regard de ces teneurs, la proportion de méthane varie entre 35 et 70 % alors que la présence des autres composants pouvant être considérés comme contaminants dépend essentiellement de l'origine des matières résiduelles traitées ou enfouies. C'est à cette étape que le traitement prend tout son sens en permettant l'atteinte de la qualité selon l'utilisation souhaitée du biogaz.

4.4.2 Impact des composants autres que le méthane

L'ensemble des autres composants est souvent perçu comme une contamination limitant les utilisations du biogaz. Ces composants et leurs impacts sont abordés ici un à un.

Le CO₂, deuxième composant majoritaire du biogaz, a pour effet de réduire le pouvoir calorifique en ne participant pas au processus de combustion. En contrepartie, il accroît l'indice de méthane bénéfique au moteur à combustion interne (ATEE, 2012b; Couturier, 2009). Ce gaz est soluble dans un des autres composants, l'eau qui se présente sous forme de vapeur d'eau ou de condensat après une baisse de température.

L'eau est une composante essentielle à la digestion anaérobie qu'y se retrouve dans la mesure de siccité des boues. La dégradation de la matière organique en milieu humide conduit à l'évaporation de cette eau. Il va sans dire que cette évaporation est directement liée à la température du biogaz. Par conséquent, le biogaz est saturé de vapeur d'eau à la sortie de la digestion anaérobie. Sa condensation en eau peut se produire lors d'une baisse de température ou d'une augmentation de

pression (ATEE, 2012b). Qu'elle soit à l'état liquide ou de vapeur, l'eau est indésirable dans le contexte actuel. En effet, la vapeur d'eau réagit avec d'autres contaminants tels que le H₂S en formant des acides sulfureux reconnus pour leurs propriétés corrosives. La proportion d'H₂S pouvant atteindre 20 000 ppm dépend directement de la digestion anaérobie des protéines animales et végétales (ATEE, 2012b; Couturier, 2009). Des composés soufrés se retrouvent aussi dans les lieux d'enfouissement ayant accepté des matériaux de construction (U.S. EPA, 2012c). Il y a fort à penser que le gypse en raison de sa composition en sulfate dihydraté de calcium (CaSO₄. 2H₂O) soit le principal fautif de ses émissions. De plus lors de la combustion de H₂S, l'oxyde de soufre (SO₂) réputé pour sa participation aux pluies acides se dégage. L'eau à l'état liquide avec ou sans H₂S participe au phénomène d'abrasion et d'obstruction des conduites de biogaz. Le rendement des moteurs en est affecté et leur fréquence d'entretien augmentée (ATEE, 2012b; Couturier, 2009). Ces impacts expliquent pourquoi de nombreuses techniques de traitement ont été développées pour éliminer ces composants.

L'azote gazeux (N₂), constituant majoritaire de l'atmosphère, ne provient pas de la digestion anaérobie. C'est l'introduction d'air qui est responsable de sa présence dans le biogaz. En effet, l'air ne manque pas de s'introduire lors de fuite dans les canalisations. Mais son introduction se produit surtout dans les lieux d'enfouissements expliquant ainsi ses proportions plus élevées pour ce type de biogaz. Son impact se situe sur la réduction du pouvoir calorifique (ATEE, 2012b).

Le dioxygène (O₂), second composant de l'atmosphère et plus connu sous le nom d'oxygène, emprunte les mêmes voies d'entrée que le N₂. À l'inverse du N₂, l'O₂ participe à la combustion en y jouant un rôle essentiel, celui d'oxydant. De ce fait, il représente un risque d'explosion en combinaison avec le méthane (ATEE, 2012b).

Le dihydrogène (H₂) fréquemment appelé hydrogène est un composé intermédiaire de la digestion anaérobie tel qu'exposé à la section 3.1. Par conséquent, sa présence dans le biogaz laisse entendre qu'un ajustement des conditions anaérobies est possible. Et pour cause, en condition optimale, ce composé est quasi inexistant (ATEE, 2012b). Il se joint à la liste des composants réduisant l'indice de méthane ainsi qu'à la liste des combustibles justifiant la prise de précautions lors de la valorisation du biogaz (Couturier, 2009).

Les composants présentés jusqu'à maintenant se retrouvent tous dans la nature contrairement à la catégorie suivante : les siloxanes. Les siloxanes sont des composés organiques synthétisés pour diverses utilisations. On les retrouve entre autres dans les cosmétiques, détergents, encres d'impression et peintures (ATEE, 2012b). Par conséquent, ces composés se concentrent principalement dans les ordures ménagères, les effluents industriels et domestiques. Lorsque brûlés, les siloxanes contenus dans le biogaz produisent du dioxyde de silicium (SiO_2), composant principal du sable (U.S. EPA, 2012c). Ce SiO_2 en contact avec les équipements forme un dépôt blanchâtre s'apparentant à de la céramique, lequel engendre une usure prématurée de ces équipements (Couturier, 2009; U.S. EPA, 2012c).

Les composés azotés notamment le gaz ammoniac (NH_3) ou sa forme solubilisée, l'ammonium (NH_4^+), peuvent intervenir dans la composition du biogaz. Ces composés proviennent de la dégradation anaérobie des protéines. En présence de ces composés, la combustion du biogaz se trouve être amplifiée au point d'entraîner la fonte des pistons et la surchauffe des injecteurs à un pH supérieur à 8,3 (Couturier, 2009). D'autre part, la combustion oxyde le NH_3 en émissions polluantes NO_x .

Dans une moindre mesure, les COV à l'état de traces participent également aux émissions polluantes. Provenant soit de la fermentation anaérobie en tant que composé intermédiaire ou directement des matières à traiter, leur concentration dépend de plusieurs facteurs dont la nature des matières à traiter, l'âge de ces matières et leur condition de décomposition. Couturier (2009) résume le facteur âge des matières en trois classes résumées dans le tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Impact de l'âge des matières résiduelles sur les COV (inspiré de : Couturier, 2009)

Âges	Évolution %COV
Jeunes (< 5 ans)	<ul style="list-style-type: none"> • Forte concentration de traces organiques • Pourcentage élevé d'alcool et d'hydrocarbures halogénés
Moyens (entre 5 et 10 ans)	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la concentration totale de traces organiques • Pourcentage élevé d'alcool et d'hydrocarbures halogénés stable • Augmentation du pourcentage d'hydrocarbures aromatiques (cycliques)
Anciens (> 10 ans)	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution constante de la concentration totale de traces organiques • Diminution du pourcentage d'hydrocarbures aromatiques avec l'âge • Augmentation prédominante d'alcanes avec l'âge

Finalement, de tous ces composants ou contaminants présentés, trois catégories de composants se distinguent : les composants issus d'éléments extérieurs tels que le N_2 et l' O_2 , les composants issus de digestion anaérobie imparfaite tels que le H_2 et les composants issus de matières résiduelles à traiter à savoir, le H_2S , le NH_3 , les siloxanes et les COV. Quant au CO_2 , ce gaz fait partie intégrante du biogaz. Leurs traitements peuvent s'avérer nécessaires pour permettre l'utilisation désirée et peuvent parfois même être obligatoires pour répondre aux normes environnementales.

4.4.3 Techniques de traitement

L'amélioration de la qualité du biogaz représente la raison d'être des traitements. Étant donné que les utilisations présentées à la section 4.3 requièrent différentes qualités, à chaque contaminant correspond un traitement, voire plusieurs traitements selon de la teneur désirée du ou des contaminants. Ce qui différencie ces traitements, c'est leur niveau de complexité, lequel est souvent associé au coût économique pour les réaliser. Ainsi, les traitements primaires sont moins complexes que les traitements secondaires, mais ces derniers apportent une qualité supplémentaire permettant des utilisations plus exigeantes telles que l'injection de biométhane. Afin de distinguer les traitements primaires des traitements secondaires, deux utilisations sont présentées dans le tableau 4.6 : une requérant essentiellement des traitements primaires, soit la cogénération et l'autre requérant majoritairement des traitements secondaires, soit l'injection de biométhane. Ce tableau résume les teneurs en composants ou contaminants que doit respecter le biogaz pour permettre ses utilisations. Toutefois, il est à noter que ces teneurs peuvent varier selon le fournisseur d'équipement.

Tableau 4.6 : Teneurs exigées et traitements requis pour la cogénération et l'injection de biométhane (inspiré de : ATEE, 2012b, p. 196 à 199)

Utilisations Composants	Cogénération	Injection de biométhane	Utilisations Traitements
Méthane (CH ₄)	> 35 % – 40 %	≥ 86 %	-
Dioxyde de carbone (CO ₂)	-	< 2,5 % (molaire)	II ^{aire} (injection biométhane)
Vapeur d'eau (H ₂ O)	HR < 60 – 80 %	Point de rosée -5°C	I ^{aire} (cogénération) II ^{aire} (injection biométhane)
Azote (N ₂)	-	-	II ^{aire} (injection biométhane)
Hydrogène (H ₂)	-	≤ 6 %	-
Oxygène (O ₂)	-	≤ 0,7 %	II ^{aire} (injection biométhane)
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	< 0,02 % (200 ppm)	≤ 0,00035 % (3,5 ppm)	I ^{aire} (cogénération) II ^{aire} (injection biométhane)
Siloxanes	Variable selon le matériel	-	II ^{aire} (cogénération)**
Ammoniac (NH ₃)	< 50 mg/m ³ à 100 % CH ₄	< 3 mg/m ³	-
Hydrocarbures halogénés	Traces	-	-

* Dépend du fournisseur

HR : Humidité Relative

I^{aire} / II^{aire} : traitement primaire / secondaire

De ce tableau, il ressort que la cogénération nécessite la réduction de la vapeur d'eau, de H₂S et des siloxanes suivant des fournisseurs d'équipements alors que l'injection de biométhane exige une réduction plus poussée de ces mêmes composants additionnée d'une réduction importante de CO₂, de N₂ et d'O₂. Pour atteindre ces niveaux requis, il existe plusieurs méthodes de traitements dont certaines sont brièvement abordées ici.

La vapeur d'eau représente généralement le premier composant à faire l'objet de traitement. La plus simple des techniques de traitement correspond à la condensation. Transportée dans les canalisations légèrement inclinées lors de la collecte du biogaz, la vapeur d'eau se condense en refroidissant et s'écoule au point le plus bas pour être séparée (U.S. EPA, 2012a; Couturier, 2009). En se condensant, la vapeur d'eau entraîne le H₂S en raison de son hydrosolubilité. La technique de séchage par refroidissement permet également de réduire la teneur en eau et de H₂S simultanément. Cette technique consiste à utiliser une source froide telle qu'un groupe frigorifique ou un échangeur d'air extérieur plus économique pour refroidir le biogaz jusqu'à son point de rosée (Couturier, 2009). L'investissement est estimé à 31 000 \$ pour un débit de biogaz de 170 m³/h (Couturier, 2009). Toujours basée sur le principe de refroidissement, une autre technique fait appel à des températures plus froides associées à une unité d'adsorption par charbon. Celle-ci permet de traiter non seulement l'eau et le H₂S, mais également les composés soufrés, siloxanes et composés

halogénés. Le traitement plus complet de cette technique fait en sorte que son investissement est plus important. En effet, il est estimé à 90 000 \$ pour un débit de biogaz de 170 m³/h et l'atteinte du teneur en siloxane de 2 ppm (Couturier, 2009). L'adsorption sur les gels de silice ou l'oxyde d'aluminium ou magnésium est une technique également utilisée pour traiter la vapeur d'eau tout comme l'absorption dans du glycol ou des sels hygroscopiques (ATEE, 2012b).

Bien que le H₂S puisse être traité simultanément avec la vapeur d'eau, il existe néanmoins des techniques permettant de le traiter spécifiquement. La précipitation des sulfures par l'injection de chlorure ferrique (FeCl₃) ou chlorure ferreux (FeCl₂) en sulfure de fer (FeS) est un de ces traitements. Insoluble, le FeS se retrouve dans le digestat (ATEE, 2012b). De plus, le FeCl₃ présente la particularité de précipiter avec les phosphates, ce qui représente un double avantage pour les stations d'épuration (Couturier, 2009). Par le biais de ce traitement, il est possible d'atteindre des teneurs en H₂S entre 5 et 200 ppmv. La désulfuration se fait également par le passage du biogaz sur un lit d'oxyde métallique contenant le fer, le zinc ou le manganèse. Ce procédé permet de réduire à 1 ppm la teneur en H₂S pour gaz pouvant en contenir jusqu'à 5 000 ppm (Couturier, 2009). Que ce soit le procédé de précipitation ou celui de réaction sur lit d'oxyde métallique, leur coût d'investissement est faible, mais l'usage des réactifs fait en sorte que leurs coûts d'exploitation sont importants. La chimie n'est pas la seule avenue à la désulfuration. Les micro-organismes sont une autre possibilité de traitement, plus particulièrement les micro-organismes de la famille de *Thiobacillus* en oxydant le H₂S en soufre élémentaire (ATEE, 2012b). Ils permettent une réduction de H₂S de 2 000 – 3 000 ppm à 50 – 100 ppm (Couturier, 2009). L'oxydation réalisée par l'injection d'air ou d'oxygène directement dans le digesteur en fait la technique de désulfuration la plus simple et la plus économique pour un coût d'investissement de 6 000 \$ (Couturier, 2009). L'adsorption sur charbon se classe aussi parmi les techniques à faibles coûts, mais présente l'avantage supplémentaire de pouvoir éliminer les composés halogénés ainsi que les siloxanes.

D'autres composants ne présentent aucune exigence de teneur, mais leurs influences sur certaines utilisations sont conséquentes. C'est le cas de l'azote dont l'effet est de réduire le pouvoir calorifique du biogaz. Afin de permettre la conversion du biogaz en biométhane, le traitement de l'azote s'avère nécessaire pour permettre son injection dans le réseau de gaz naturel. Or, ce composant tout comme l'oxygène est difficilement séparable et ne répond pas aux traitements présentés jusque-là. Les techniques plus avancées telles que l'adsorption physique plus connue sous son terme anglais *Pressure Swing Adsorption* (PSA), la séparation membranaire ou encore la

séparation cryogénique le permettent (ATEE, 2012b). La technique PSA se base sur l'affinité à haute pression des composants et de l'adsorbant tel que le charbon actif ou les zéolites. La séparation membranaire met en jeu le passage sélectif de composant à travers une membrane. Finalement, la séparation cryogénique joue sur les changements d'état physique des composants pour les séparer du méthane.

L'ensemble des traitements présentés est récapitulé en annexe 3.

Le choix du traitement sera influencé par la qualité de biogaz à atteindre selon l'utilisation finale. Il est évident que les utilisations du biogaz en tant que carburant ou injection dans le réseau de gaz naturel requièrent les traitements les plus exigeants comparativement aux utilisations directes ou la production d'électricité. Cette contrainte se reflète sur les coûts de traitement.

5 ANALYSE DES CRITÈRES INFLUENÇANT LE RENDEMENT, LA QUALITÉ ET L'UTILISATION DU BIOGAZ

Tel qu'énoncé en introduction, l'analyse ne s'attarde pas sur la faisabilité économique des divers moyens de production de biogaz, mais se concentre sur les conditions favorables à la production de biogaz toutes utilisations et sources confondues. Deux catégories de critères se distinguent dans cette analyse : les critères internes et les critères externes. La première catégorie traite des critères influençant directement la qualité du biogaz généré, de son rendement et de ses possibles utilisations. En conséquence, ces critères internes sont d'ordre technique. En opposition à ces critères internes, les critères externes se concentrent sur la pertinence du biogaz dans sa globalité, c'est-à-dire les critères justifiant la réalisation d'un projet de production du biogaz ou son utilisation. Cette catégorie implique principalement des critères d'ordre politique, économique et sociodémographique. Parmi ces deux catégories, les critères abordés dans ce chapitre sont les critères récurrents identifiés lors de recherches bibliographiques et ne constituent donc pas une liste exhaustive.

L'analyse individuelle des critères suit la méthodologie décrite au chapitre 2, notamment l'usage du tableau 2.1. Pour ce faire, les usages retenus parmi ceux présentés à la section 4.3 sont : l'utilisation directe, la production d'électricité, le biocarburant et l'injection de biométhane. La cogénération n'a pas été retenue puisque cette utilisation est une combinaison de l'utilisation directe et de la production d'électricité. Quant aux sources, elles se limitent à celles présentées à la sous-section 3.3.2 à savoir, le lieu d'enfouissement et le digesteur anaérobie. À des fins de simplification, les termes lieu d'enfouissement et digesteur anaérobie correspondent respectivement à l'abréviation LE et DA dans les tableaux d'analyse.

Le présent chapitre se décompose en trois sections : la première section abordant l'analyse des critères internes suivie de l'analyse des critères externes et finalement le résultat de l'analyse permettant une classification de ces critères récurrents.

5.1 Critères internes

L'étude des procédés extensifs et intensifs de production de biogaz ainsi que l'étude de diverses utilisations du biogaz au chapitre 4 ont permis d'établir une liste de critères récurrents pour ces deux aspects. Parmi ces critères, notons la nature des intrants, le pH et acides gras volatils (AGV), le taux

d'humidité, la température, l'âge de la matière organique, le temps de séjour et finalement les traitements. Chacun des critères est analysé individuellement.

5.1.1 Nature des intrants

L'impact de la nature des intrants sur la production de biogaz a été largement étudié. Sagagi, Garba et Usman (2008) comptent parmi les personnes ayant consacré du temps à l'étude du potentiel de biogaz issu de fruits, végétaux et résidus d'élevage. Par ordre décroissant de potentiel de biogaz, le fumier de vache se classe en tête dans cette étude, suivi des résidus d'ananas, d'orange, de citrouille et d'épinard. Avec ses associés, il démontra clairement que la production de biogaz dépend largement de la nature des intrants. Or, la production de biogaz ne se limite pas à ces résidus tels que Buffiere (2009) a pu le décrire dans son rapport abordant les freins et développements de la filière biogaz. En effet, les déchets ménagers, les résidus de l'industrie alimentaire, les eaux résiduaires urbaines et industrielles, les boues de stations d'épuration sont autant d'intrants présentant un potentiel de production de méthane. Tous ces intrants partagent le point commun d'être des matières résiduelles contrairement aux cultures énergétiques dont l'objectif est de cultiver des produits agricoles dans le but de fabriquer du méthane. Ce principe est identique à celui adopté pour la production de biocarburant à partir de céréales, tout comme son dilemme éthique à savoir, le détournement des usages de terres agricoles à des fins autres que la production de denrées alimentaires, sans compter l'impact sur les prix de ces denrées. Qu'il soit une matière résiduelle ou une matière primaire, l'intrant est généralement caractérisé par la biodégradabilité anaérobie de celui-ci lequel est souvent mesuré par le potentiel méthanogène appelé BMP pour *Biochemical Methane Potential* (ATEE, 2012b). Chacun y va de sa classification telle que le ministère de l'Environnement de Colombie-Britannique présentée en sous-section 3.3.2 pour tenter de qualifier les intrants en fonctions de la biodégradabilité sans avoir pour autant à effectuer le test BMP. Or, la réalisation de ce test constitue une mesure fondamentale pour la caractérisation d'une matière résiduelle (Buffiere et autres, 2007). Exprimé en litre de CH₄ par gramme de matière volatile ou m³/kg, le BMP se mesure en plaçant une quantité connue d'intrants en présence d'inoculum microbien adéquat en condition anaérobie (ATEE, 2012b). Plus l'intrant sera biodégradable, plus la production de biogaz sera importante. À l'inverse, une faible biodégradabilité risque d'engendrer une perte de la biomasse microbienne en raison du manque de substrats biodégradables. Le test BMP ne semble pas être le seul moyen de caractériser les intrants. En effet, la caractérisation d'ordre physico-chimique telle que la mesure du taux de matière sèche et de matière volatile est une des alternatives au test BMP. Néanmoins, ce type de caractérisation consistant à l'évaporation de

l'eau, puis à la calcination des matières volatiles présente des limites notamment pour les intrants comprenant des matières volatiles non biodégradables telles que les plastiques. Ces matières sans potentiel méthanogène sont pourtant prises en compte dans la mesure et ont pour conséquence de fausser les résultats (Buffiere et autres, 2007). La demande chimique en oxygène (DCO) est une autre alternative au test BMP en permettant d'estimer la totalité de la matière organique par oxydation chimique à température destructrice (ATEE, 2012b). Mais encore là, les estimations peuvent être faussées puisque cette mesure inclut l'oxydation de la matière organique non biodégradable en milieu anaérobie. C'est le cas des composés organiques complexes tels que la lignine et la cellulose considérées résistantes à la fermentation anaérobie (Buswell and Hatfield, 1936; ATEE, 2012b). Pour toutes ces raisons, le test BMP reste une référence. Toutefois, un intrant au BMP important ne garantit pas une digestion anaérobie sans inconvénient. Les protéines et acides aminés répondent à ce type d'intrant puisqu'en se dégradant, ces composés génèrent le NH_3 et NH_4^+ répondant en partie au besoin nutritionnel des bactéries, mais pouvant aussi conduire à l'inhibition de la digestion anaérobie par voie sèche à des concentrations trop élevées en azote ammoniacal (ATEE, 2012b; Buffiere et autres, 2007). Tout est question de proportion à respecter. Le rapport carbone/azote (C/N) entre 20 et 30 ainsi que le rapport carbone/phosphore situé entre 100 et 150 sont d'autres exemples renforçant l'importance de connaître la nature des intrants (Buffiere et autres, 2007). Lorsque la connaissance des intrants est limitée telle que c'est le cas des lieux d'enfouissement, le recours à la modélisation pour estimer les émissions de biogaz est une possibilité.

Au regard de tous ces éléments, il est important de caractériser ces intrants pour une production optimale de biogaz, mais également pour équilibrer les quantités de ces intrants afin de répondre au besoin du milieu microbien et faciliter son utilisation. L'analyse de ce critère donne lieu au résultat présenté au tableau 5.1

Tableau 5.1 : Analyse - Nature des intrants

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération*		0	2	0	2	0	2	0	2	24
Cote du critère										
Nul	0									
Faible	1	0		0		0		0		
Fort	3		6		6		6		6	

* Rappel : la pondération est fonction du besoin d'intervention humaine, laquelle présente trois niveaux (0 = aucune intervention, 1 = intervention utile, mais pas indispensable et 2 = intervention indispensable)

Selon les éléments du tableau 4.4 et 4.6, les besoins en méthane pour permettre une utilisation directe et la production d'électricité sont couverts par les teneurs moyennes de biogaz typiques produits par les lieux d'enfouissement (LE) et digesteurs anaérobies (DA). Pour cette raison, le critère est qualifié de Faible pour les lieux d'enfouissement alors qu'il est qualifié de Fort pour les digesteurs anaérobies en raison de la nécessité de trier les intrants au risque d'inhiber le processus biologique.

L'utilisation du biogaz en tant que biocarburant ou biométhane à injecter requière une teneur en méthane de l'ordre de 86 % et plus, telle que présentée au tableau 4.6. L'obtention de ces teneurs est facilitée par des matières résiduelles présentant un fort BMP et le recours au traitement. Sachant que la raison d'être d'un lieu d'enfouissement est l'élimination, le BMP n'est pas la priorité à l'enfouissement de matières résiduelles contrairement au digesteur anaérobie. Toutefois, ces deux utilisations sont possibles pour le biogaz issu de lieux d'enfouissement à condition de disposer d'un volume important de biogaz et inévitablement de le traiter pour l'épurer. Le LET de Terrebonne traitant 1,3 million de tonnes de déchets produits par Montréal en est un bel exemple (Théroux, 2013). En conséquence, le critère est qualifié de Faible pour les lieux d'enfouissement puisque ces utilisations dépendent du volume de biogaz et de son épuration. Cette qualification est différente pour les digesteurs puisque l'objectif primaire est la production de biogaz. Par conséquent, le BMP est d'une importance supérieure. Le critère est donc qualifié de Fort pour ces utilisations de biogaz issu de digesteurs.

Dans le cadre des lieux d'enfouissement, l'intervention humaine est jugée nulle puisque le but premier d'un site n'est pas de sélectionner la matière qui sera enfouie. De plus, avec la volonté du gouvernement à bannir l'enfouissement des matières organiques, il est évident que la sélection sera réalisée bien en amont au niveau de la collecte.

Quant aux utilisations de biogaz issu de digesteurs anaérobies, il est important de connaître la composition, les modes et fréquences d'introduction des substrats pouvant impacter la biologie dans les digesteurs. Une connaissance des substrats permet non seulement d'estimer le potentiel méthanogène, mais aussi d'envisager le potentiel énergétique (ATEE, 2012b). De manière générale et par comparaison au jugement attribué au lieu d'enfouissement, l'intervention humaine est jugée indispensable pour toutes utilisations de biogaz issu de digesteurs anaérobies. De ce fait, la pondération est égale à 2.

5.1.2 pH et acide gras volatil

Le pH est un paramètre important influençant les différentes étapes de la digestion anaérobie détaillée au chapitre 3. En effet, les conditions de vie des différents groupes bactériens impliqués lors des quatre étapes de la digestion dépendent de ce paramètre. Les bactéries acétogènes sont encore actives à pH de 5, mais les bactéries méthanogènes sont inhibées dès que le pH descend en dessous de 6,2 (Couturier, 2009). Buffiere (2007) situe le pH entre 6,8 et 7,4 pour un fonctionnement optimal, Couturier (2009) place cette zone théorique entre 6,8 et 7,2 alors que l'ATEE (2012b) la situe entre 7,4 et 7,9. Tous conviennent qu'une importante modification de pH peut conduire à une diminution de l'activité bactérienne. Il est par conséquent important de maintenir le pH dans sa zone optimale. L'ajout de chaux ou de soude est possible lorsque le pH descend en dessous de 6,2 (Buffiere et autres, 2007). Néanmoins, le maintien du pH dans cette zone ne garantit pas une digestion anaérobie optimale. C'est le cas de l'inhibition bactérienne causée par l'accumulation d'acide gras volatil (AGV) responsable de l'acidification du milieu anaérobie. Un ajustement chimique du pH ne résoudra pas nécessairement ce type d'inhibition puisque les AGV sont reconnus pour inhiber le processus de méthanisation en pénétrant les cellules bactériennes (Buffiere et autres, 2007). En tant que base forte participant naturellement à la neutralisation de ces AGV, l'ammoniac issu de la dégradation de protéines et acides aminés n'est pas sans risque puisqu'un excès de ce dernier causera à son tour l'inhibition de la digestion. Par conséquent, le suivi du pH ainsi que de la teneur en AGV sont deux paramètres essentiels à suivre dans le cadre de la

digestion anaérobie. La considération du pH dans le taux de génération de méthane (k) des modèles d'estimation présentés en section 4.2 témoigne de cette importance.

Aux fins de l'analyse et en raison de leur interdépendance, ces paramètres sont considérés comme un seul critère. Les résultats de l'analyse conduite sur ce critère sont présentés au tableau 5.2.

Tableau 5.2 : Analyse – pH et acide gras volatil

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération	Cote du critère	1	2	1	2	1	2	1	2	
Nul	0									36
Faible	1									
Moyen	2									
Fort	3	3	6	3	6	3	6	3	6	

Sachant que le pH et la teneur en AGV présentent un risque quant à l'inhibition de la digestion anaérobie, ce critère est qualifié de Fort pour toutes les utilisations. En effet, une inhibition aura pour conséquence l'arrêt de la génération de biogaz. Or sans biogaz, aucune utilisation n'est possible.

La recherche bibliographique effectuée dans le cadre de cet essai ne fait pas état de contrôle de ces deux paramètres pour les matières enfouies. Or, les lieux d'enfouissement génèrent des lixiviats dont leur pH doit se situer entre 6,0 et 9,5 avant d'être rejetés dans l'environnement en vertu de l'article 53 du *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles* applicable au Québec. Un ajustement du pH des lixiviats afin de les situer dans la zone optimale de pH pourrait être envisagé. Cet ajustement permettrait la recirculation des lixiviats sur le site non seulement pour ajuster le pH du milieu anaérobie, mais également pour ajuster le taux d'humidité qui est un autre critère important à considérer. Cette action aurait doublement l'effet de favoriser la production de biogaz sans considérer la réduction de lixiviat à traiter en fin de compte. Pour cette raison et en raison de faibles éléments bibliographiques trouvés sur cette possibilité, l'intervention humaine sur les lieux d'enfouissement est jugée utile, mais pas indispensable pour toutes les utilisations. La pondération est donc égale à 1.

Il est évident que ce critère est plus facilement gérable pour les digesteurs anaérobies que pour les lieux d'enfouissement. De plus, les digesteurs anaérobies sont plus favorables aux interventions humaines. Étant donné que la digestion anaérobie est très dépendante de ce critère, l'intervention humaine est jugée indispensable. La pondération est égale à 2.

5.1.3 Taux d'humidité

Le taux d'humidité est un critère incontournable dans la production de biogaz. Toutefois, il est important de différencier l'humidité des matières résiduelles qui est une humidité bénéfique à la digestion anaérobie de l'humidité de biogaz néfaste à ses utilisations.

Le taux d'humidité dans les lieux d'enfouissement est considéré comme l'un des paramètres les plus importants. Ce paramètre est naturellement influencé par les précipitations. La nature du couvert, le compactage, la profondeur du site et la gestion du lixiviat sont aussi des facteurs influençant le taux d'humidité des lieux d'enfouissement. La teneur optimale est approximativement de 60 % pour les lieux d'enfouissement (ISWA, 2010). Pour les zones exposées à des précipitations faibles ou modérées, il est rare que le taux d'humidité *in situ* des matières résiduelles atteigne cette proportion. Pour pallier cette carence, certains sites emploient la recirculation de lixiviat pour assurer des conditions de saturation d'humidité (ISWA, 2010). BFI Canada sur son site de Terrebonne a utilisé cette technique, mais l'a finalement délaissée puisque les précipitations sur ce site étaient suffisantes pour ne plus y avoir recours (Normandin, 2014). Cette recirculation de lixiviat présente l'avantage de réduire la charge organique du lixiviat et de réduire son traitement avant rejet. Qu'il s'agisse de lieux d'enfouissement ou de digesteurs anaérobies, l'humidité procure un environnement aqueux nécessaire à la digestion anaérobie et joue le rôle de transport des nutriments et des bactéries responsables de la méthanisation (British Columbia Ministry of Environment, 2009; Buffiere et autres, 2009). La vigilance reste de mise dans le cas des digesteurs anaérobies puisqu'une mauvaise circulation ou agitation peut causer une décantation inverse, c'est-à-dire une phase supérieure solide légère chargée en biogaz et une phase liquide décantant dans le fond. Il peut en résulter des problèmes mécaniques et une diminution du rendement du biogaz en raison de la diminution de la zone contact avec les bactéries (Buffiere et autres, 2007). Une bonne agitation doit veiller à une homogénéisation parfaite afin d'éviter la formation de couche surnageante, la formation de couche sédimentaire et les fluctuations de température.

L'humidité sous forme de vapeur d'eau dans le biogaz brut n'a plus la même valeur qu'au moment de la production. Elle représente le premier composant à traiter quand vient le temps d'utiliser le biogaz. Il est clair que ce critère est critique dans la production de biogaz ou dans son utilisation et nécessite un contrôle serré.

L'analyse de ce critère tenant compte de tous les éléments décrits ci-dessus est présentée dans le tableau 5.3.

Tableau 5.3 : Analyse – Taux d'humidité

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération	Cote du critère	1	1	1	1	2	1	2	1	
Nul	0									24
Faible	1									
Moyen	2	2		2		4		4		
Fort	3		3		3		3		3	

Contrairement au critère pH et AGV, l'humidité n'est pas un critère bloquant, mais il facilite grandement la production de biogaz. Pour cette raison, le critère est qualifié de Moyen pour toutes les utilisations du biogaz issu de lieux d'enfouissement alors qu'il est qualifié de Fort pour celles provenant des digesteurs anaérobies en raison du risque de dysfonctionnement des digesteurs.

Dans le cadre des lieux d'enfouissement, l'intervention humaine est jugée utile, mais pas indispensable pour les utilisations directes ou la production d'électricité alors qu'elle est jugée indispensable pour les utilisations en tant que biocarburant et biométhane à injecter afin d'optimiser le volume produit qui justifiera le traitement permettant ces usages. Cette intervention est d'autant plus importante pour les sites situés dans les zones de faibles précipitations. La recirculation du lixiviat est une des options d'intervention.

La digestion anaérobie présente l'avantage de se décliner sous différentes techniques telles que celles détaillées à la sous-section 4.1.2 à savoir, les systèmes de digestion humide faisant intervenir une matière sèche entre 10 et 15 % et les systèmes de digestion sèche préconisant une matière sèche

située entre 20 et 50 % (ATEE, 2012b; Buffiere et autres, 2007). En raison de la possibilité de choisir la technique selon le taux d'humidité, l'intervention humaine est jugée utile, mais pas indispensable pour l'ensemble des utilisations. La pondération est donc égale à 1.

5.1.4 Température

La température compte parmi les critères récurrents à considérer dans la production et l'utilisation du biogaz. Ce paramètre est parfois même utilisé en préproduction pour pasteuriser les intrants en vue de réduire les pathogènes. Dans le cadre de la production, ce critère intervient sur le choix du procédé de digestion anaérobie détaillé à la sous-section 4.1.2, notamment le procédé psychrophile, le procédé mésophile et le procédé thermophile. L'importance de ce critère se traduit en partie par sa considération dans le taux de génération de méthane (k) utilisé dans les modèles d'estimation. La température intervient également dans la condensation du biogaz lors de son extraction ou de son utilisation. Or, ce phénomène physique n'est pas souhaitable pour permettre une utilisation du biogaz sans traitement.

L'analyse de ce critère est présentée dans le tableau 5.4 ci-dessous.

Tableau 5.4 : Analyse – Température

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération		0	2	0	2	0	2	0	2	
Cote du critère										
Nul	0									16
Faible	1	0		0		0		0		
Moyen	2		4		4		4		4	
Fort	3									

Comme énoncé à la sous-section 4.1.2, la température influence la vitesse de production de biogaz, mais n'augmente pas sa quantité. Pour cette raison, ce critère est qualifié de Faible pour les lieux d'enfouissement et de Moyen pour les digesteurs anaérobies puisque la température doit se situer au moins dans une des trois gammes de températures définies par les procédés psychrophiles, mésophiles et thermophiles.

Dans les lieux d'enfouissement, l'intervention humaine sur ce critère est absente et difficilement possible. Aucune intervention ne correspond à une pondération égale à 0. Quant au digesteur anaérobie, l'intervention humaine est jugée indispensable puisqu'il est nécessaire de faire un choix entre les trois procédés cités plus haut et ceci, peu importe l'utilisation finale du biogaz produit. Sa pondération est égale à 2.

5.1.5 Âge de la matière organique et temps de séjour

L'âge de la matière organique est un paramètre pertinent aux lieux d'enfouissement puisqu'il correspond au temps de résidence des matières enfouies et donc de leur capacité à produire du méthane selon la nature de celles-ci. Ce paramètre ne s'exprime pas de la même façon pour les digesteurs anaérobies. Effectivement, le paramètre s'apparentant à l'âge de la matière organique consiste au temps de séjour, aussi appelé temps de rétention. Par définition, le temps de séjour représente le temps moyen pendant lequel la matière demeure dans le digesteur (ATEE, 2012b). Théoriquement, plus le temps de séjour est important, plus la dégradation de matière organique est importante (Buffiere et autres, 2007). Toutefois, ce paramètre est dépendant de la nature des intrants, du taux de solides et d'autres paramètres physiques et techniques. À titre d'exemple, le temps de séjour des solides (TSS) est estimé entre 15 et 30 jours (Buffiere et autres, 2007). Il est grandement influencé par la température puisque la température active la dégradation de la matière organique (Al Seadi, 2001; Couturier, 2009).

Aux fins de l'analyse résumé dans le tableau 5.5, l'âge de la matière organique et le temps de séjour sont considérés comme un seul critère puisque l'un s'apparente aux lieux d'enfouissement et l'autre aux digesteurs anaérobies.

Tableau 5.5 : Analyse – Âge de la matière organique et Temps de séjour

	Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
	LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération	0	2	0	2	0	2	0	2	
Cote du critère									
Nul 0									24
Faible 1									
Moyen 2									
Fort 3	0	6	0	6	0	6	0	6	

Il ne fait pas de doute que ce critère joue un rôle prépondérant dans la production de biogaz. En effet, en se basant sur la courbe présentée à la figure 3.5, il existe des lieux d'enfouissement atteignant leur pic de production entre 30 et 40 ans tout en notant que cette estimation dépend grandement du volume de matières enfouies. Il va sans dire qu'une exploitation de ces sites doit tenir compte de ce critère pour des questions de rendements. Il ne s'agit pas de la même échelle de temps pour les digesteurs anaérobies, mais ce critère est tout aussi important pour assurer un temps de rétention suffisant en fonction de la matière à dégrader et de la température retenue. Ce critère est par conséquent qualifié de Fort.

L'intervention humaine est difficilement possible sur les lieux d'enfouissement puisque l'objectif primaire de ces sites consiste en l'élimination des matières résiduelles. Une fois enfouies, ces matières ne sont pas gérées en fonction de leur âge, mais sont simplement recouvertes les unes au-dessus des autres au fil du temps. L'intervention humaine est donc jugée nulle, conduisant à une pondération de 0. Concernant les digesteurs anaérobies, l'intervention humaine est jugée indispensable puisqu'elle dépend en partie de l'état de dégradation de l'intrant et de la température à laquelle le procédé choisi s'opère. Sa pondération est donc égale à 2, peu importe les utilisations.

5.1.6 Traitements

Jusqu'ici, les critères abordés ont un impact sur la productivité de biogaz. Or, la productivité n'est rien sans la qualité. En effet, chaque utilisation impose une qualité de biogaz à respecter. Le biogaz brut demande un minimum de traitements y compris pour l'utilisation la moins exigeante en terme de qualité. Le traitement de vapeur d'eau compte parmi ces traitements de base. Par ordre décroissant de complexité et d'importance du traitement tel que détaillé en section 4.4, l'injection de biométhane et l'utilisation en tant que biocarburant se classent en tête, suivies de la production d'électricité alors que l'utilisation directe ferme la marche. L'analyse tenant compte de cette classification est présentée dans le tableau 5.6.

Tableau 5.6 : Analyse – Traitements

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération		2	2	2	2	2	2	2	2	
Cote du critère										
Nul	0									36
Faible	1		2		2					
Moyen	2	4		4						
Fort	3					6	6	6	6	

De manière générale, ce critère est important pour toutes les utilisations. Toutefois, le niveau d'importance est nuancable en fonction de la complexité et du nombre de traitements requis pour permettre ces utilisations. Or, la complexité et le nombre de traitements dépendent de la qualité du biogaz brut. Comme présenté au tableau 4.4, il apparaît que la qualité du biogaz brut des lieux d'enfouissement est moindre. La comparaison de cette qualité décrite au tableau 4.4 avec celles requises pour la cogénération et l'injection de biométhane présentées au tableau 4.6, démontre une différence de niveau de traitements. Pour permettre la cogénération, le biogaz brut devra subir des traitements d'ordre primaire pour notamment réduire la vapeur d'eau et le H₂S alors que son injection de biométhane nécessite des traitements d'ordre secondaire plus restrictifs pour ces mêmes composés et bien plus. Par conséquent, le critère pour les utilisations directes et productions d'électricité est qualifié de Moyen tandis qu'il est qualifié de Fort pour les utilisations en tant que biocarburant et biométhane à injecter.

Par comparaison aux lieux d'enfouissement, la qualité du biogaz brut obtenu par les digesteurs anaérobies devrait être de qualité supérieure grâce à sa possibilité de contrôler des critères précédemment analysés, dont la nature des intrants. Par conséquent, ce critère est qualifié de Faible pour l'utilisation directe et la production d'électricité. Quant aux utilisations en tant que biocarburant et biométhane à injecter dans le cas des digesteurs, le critère est qualifié de Fort, puisque ces utilisations nécessitent des traitements d'ordre secondaire.

Sachant que la vapeur d'eau est le principal contaminant à traiter, que le traitement ait lieu par condensation, refroidissement ou autres, l'intervention humaine est indispensable. L'intervention

humaine est jugée indispensable impliquant une pondération égale à 2 pour chacune des utilisations toutes sources confondues de biogaz.

5.2 Critères externes

Contrairement aux critères internes, les critères externes ne sont pas d'ordre technique. Ils font plutôt appel aux sphères politique, économique et sociodémographique, lesquelles sont à considérer dans les projets de valorisation du biogaz de lieu d'enfouissement et les projets de production de biogaz de digesteurs anaérobies. La recherche bibliographique et la consultation de professionnels dans ce domaine ont permis de soulever plusieurs critères dont l'impact est considérable au Québec ou ailleurs. Ces critères sont au nombre de six : la distance entre le générateur et l'utilisateur, le prix de vente ou de rachat du biogaz, le transport et la distribution, la démographie, la collecte de matières organiques, la saisonnalité de l'offre et de la demande.

5.2.1 La distance entre le générateur et l'utilisateur

Une fois le biogaz produit et traité, la question d'acheminement du biogaz vers l'utilisateur se pose. Or, le transport est souvent la cause de coûts économiques importants pouvant remettre en cause la faisabilité. En effet, U.S. EPA (2012c) considère que la faisabilité de valorisation de biogaz pour un lieu d'enfouissement peut être remise en cause à partir huit kilomètres de canalisation.

Le tableau 5.7 présente l'analyse de ce critère selon les quatre utilisations et sources retenues.

Tableau 5.7 : Analyse – Distance entre le générateur et l'utilisateur

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération	Cote du critère	2	2	2	2	2	2	2	2	48
Nul	0									
Faible	1									
Moyen	2									
Fort	3	6	6	6	6	6	6	6	6	

La solution la plus économique réside dans l'utilisation directe du biogaz généré sur le site. Dès lors le besoin d'un raccordement à un réseau de distribution dans le cas de l'électricité ou du

biométhane, ou de l'acheminement du biogaz sur le site utilisateur nécessitant la construction d'infrastructure, les études de coûts sont déterminantes et le partage des coûts l'est tout autant. Ville de Saint-Hyacinthe l'expérimente actuellement dans son projet d'injection de biométhane dans le réseau de Gaz Métro (Régie de l'énergie, 2013). Cascades l'a également expérimenté à son usine Rolland pour l'utilisation directe de biogaz provenant d'un lieu d'enfouissement. À la suite d'une entente négociée avec Waste Management et Gaz Métro, les coûts des infrastructures ont été défrayés entre ces trois acteurs dont la plus grosse partie revenait à Cascades (Loyer, 2014). Sur son site de Terrebonne, BFI Canada profite de la proximité du gazoduc Trans Québec & Maritimes (TQM) pour développer la valorisation du biogaz en biométhane et permettre son injection (Normandin, 2014).

Il est évident que ce critère est capital dans la faisabilité des projets, peu importe l'utilisation. C'est pourquoi, ce critère est qualifié de Fort et l'intervention humaine jugée indispensable en raison des besoins d'infrastructures.

5.2.2 Le prix de vente et de rachat

Les prix de vente et de rachat s'inscrivent parmi la liste des critères économiques incitatifs ou dissuasifs à la réalisation de projets de production ou d'utilisation de biogaz. Bien que l'objectif primaire des lieux d'enfouissement ne repose pas sur la génération de biogaz, il n'en demeure pas moins que les sites répondant aux critères de l'article 32 du REIMR peuvent privilégier la valorisation à l'élimination par torchage et en tirer un avantage économique. Quelques sites québécois ont adopté cette approche. C'est notamment le cas du site de Sainte-Sophie détenu par Waste Management, du site basé au Complexe environnemental de Saint-Michel opéré par Gazmont ou encore du site de Terrebonne appartenant à BFI Canada, pour ne nommer que ceux-là.

L'usine Rolland de Cascades bénéficie du biogaz compressé de Waste Management en lui achetant directement, mais l'usine doit également payer un droit de transport à Gaz Métro. Toutes les modalités entourant le prix ont été négociées et consignées dans un contrat impliquant ces trois parties. Généralement, les contrats de ce type sont d'une durée de 5 à 15 ans (Loyer, 2014). Dans le cas de Gazmont, le biogaz est utilisé pour produire de l'électricité et être ensuite vendu à Hydro-Québec. L'électricité vendue est finalement distribuée dans le réseau d'Hydro-Québec au même titre que sa production. Au Québec, les prix de rachat de l'électricité et du biométhane issus du biogaz sont fixés respectivement pour Hydro-Québec et Gaz Métro par la Régie de l'énergie, mais

aucun de ces prix ne fait l'objet de réglementation. Hydro-Québec fixe le prix lors d'appel d'offres (Hydro-Québec, 2014) alors que le processus de rachat par Gaz Metro manque de transparence, si ce n'est que le prix du gaz naturel fluctue selon l'offre et la demande (Hydro-Québec, 2014; Gaz Métro, 2014c). Quant à BFI Canada, son site de Terrebonne valorise 15 % de son biogaz en électricité et la vend à Hydro-Québec depuis 1996. Prochainement, cette société valorisera les 85 % actuellement éliminés par torchage en biométhane à injecter, mais aussi pour chauffer son lixiviat afin de réduire l'azote ammoniacal grâce à une augmentation de l'activité microbienne (Normandin, 2014). Toutefois, pour son projet d'injection de biométhane non subventionné qui verra le jour courant 2014, BFI Canada a décidé de transporter son biométhane vers les États-Unis en raison de prix de rachat plus avantageux offerts par des clients américains.

À la lumière de ces informations, deux types de prix se dégagent : un prix négocié directement entre le générateur et l'utilisateur privé auquel s'ajoute un coût négociable avec Gaz Métro pour le transport, tel que l'exemple de Cascades ou BFI Canada et un prix de rachat fixé par la Régie de l'énergie, mais non réglementée à des fins de distribution par Gaz Métro ou Hydro-Québec.

En France, le processus de rachat est réglementé par décret. Le tarif est réglementé sur une durée de 15 ans par le biais d'un contrat d'achat avec le fournisseur de gaz naturel. Le prix de rachat varie en fonction de la taille de l'installation, du type d'unité de production, de la nature des déchets valorisés et du débit de biométhane (ATEE, 2012b). L'expérience du Québec dans ce domaine est encore à construire comparativement à l'Europe où le nombre de sites d'injection est nettement plus important. L'analyse de ce critère dans le contexte québécois est détaillée au tableau 5.8.

Tableau 5.8 : Analyse – Prix de vente et de rachat

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération		2	2	2	2	2	2	2	2	48
Cote du critère										
Nul	0									
Faible	1									
Moyen	2									
Fort	3	6	6	6	6	6	6	6	6	

Les cas pratiques présentés précédemment démontrent l'impact considérable que ce critère a sur l'orientation des acteurs dans le domaine du biogaz, que ce soit les utilisateurs ou les générateurs. Par conséquent, le critère est qualifié de Fort pour toutes ces utilisations, peu importe qu'il s'agisse du générateur de biogaz ou de l'utilisateur. En effet, Cascades a privilégié l'achat de biogaz compressé pour des raisons économiques, BFI Canada privilégie la vente de son biométhane aux États-Unis en raison d'un meilleur prix de rachat. Pour ces deux utilisations situées aux opposés en terme de qualité de biogaz, la qualification Fort de ce critère est amplement justifiée.

L'intervention humaine sur ce critère se traduit davantage par une intervention des gouvernements ou sociétés mandatée par le gouvernement afin d'implanter des mesures visant à encourager la vente et le rachat de ce type d'énergie. Ainsi, l'intervention humaine est jugée indispensable pour la commercialisation du biogaz sous toutes ses formes. La pondération est égale à 2.

5.2.3 Le transport et la distribution

Les activités de transport et de distribution sont incontournables quand vient le temps d'exploiter les différentes utilisations de biogaz. Or, ces activités sont souvent réglementées par les autorités ou des organismes indépendants (Pierce, 2007). Au Québec, les activités de transport et de distribution d'électricité par Hydro-Québec ainsi que les activités de distribution de gaz par Gaz Métro sont réglementées par la Régie de l'énergie en raison de leur monopole sur ces activités (Gaz Métro, 2014a). Le recours au transport uniquement ou au transport et à la distribution dépend de l'utilisation retenue par le générateur de biogaz. L'exemple de Cascades illustre bien la notion de transport. Cascades a négocié le prix d'achat directement avec Waste Management, mais paie un montant négocié avec Gaz Métro pour le transport (Loyer, 2014). L'exemple de BFI Canada l'illustre tout autant en versant un montant pour le transport de son biométhane par le gazoduc TQM détenu à 50 % par Gaz Métro et à 50 % par TransCanada Pipelines (Normandin, 2014).

Tenant compte de ces exemples, l'analyse de ces critères est présentée au tableau 5.9.

Tableau 5.9 : Analyse – Le transport et la distribution

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération		2	2	2	2	2	2	2	2	
Cote du critère										
Nul	0									48
Faible	1									
Moyen	2									
Fort	3	6	6	6	6	6	6	6	6	

Le transport et la distribution ont un impact non seulement sur le prix du biogaz, mais également sur la faisabilité du projet. En effet, pour une utilisation directe de biogaz généré par un site d'enfouissement, Cascades a grandement contribué à la construction des canalisations permettant d'acheminer le biogaz du site à son usine en plus de payer un droit de transport à Gaz Métro. Même si les infrastructures sont existantes, telles que c'est le cas de BFI Canada, il n'en reste pas moins que le générateur a des contraintes de qualité à respecter pour permettre le raccordement et l'injection de son biométhane dans le réseau existant moyennant des frais de transport. Peu importe l'utilisation, il est clair que le transport et la distribution forment un critère pouvant être qualifié de Fort.

Quant à l'intervention humaine, l'analyse se calque sur celle du précédent critère puisque les acteurs impliqués sont identiques. L'intervention fut jugée indispensable. La pondération est égale à 2.

5.2.4 La démographie

Avant d'envisager la production, l'utilisation ou la commercialisation du biogaz, il est important de considérer les générateurs de la matière résiduelle, l'emplacement des infrastructures générant le biogaz ainsi que les consommateurs potentiels de ce produit. En effet, un volume de matières organiques insuffisant ou mal réparti entre les infrastructures de traitement de ces matières, le transport de ces matières, l'absence de débouchés pour le biogaz sont tous des facteurs pouvant conduire à l'échec de projet de production, de valorisation ou d'utilisation de biogaz. L'ensemble de ces facteurs fait référence à la notion de démographie. Au Québec, Laplante et Provost (2013) ont remis en cause certains projets de biométhanisation subventionnés par le PTMOBC pour ne pas

avoir considéré ces aspects de la démographie. Le projet de la RAEVR subventionné à 8 M\$ doit desservir la municipalité régionale de comté (MRC) de la Vallée-du-Richelieu et le projet RAEBL subventionné à 10 M\$ doit desservir cinq territoires : Candiac, Delson, Saint-Constant, Sainte-Catherine et La Prairie (MDDEFP, 2013c). Or, récemment, une annonce faite dans les médias dévoilait un investissement de 27,9 M\$ par le gouvernement provincial et fédéral pour deux nouveaux projets d'usine de biométhanisation couvrant une partie de ces territoires. En effet, le nouveau projet de biométhanisation à Beauharnois desservira les MRC de Beauharnois-Salaberry et de Roussillon comprenant les cinq territoires desservis par le projet de la RAEBL, alors que le second site situé à Varennes desservira la MRC Vallée-du-Richelieu également incluse dans le projet de la RAEVR (Gerbet, 2014). Pour cet exemple, deux projets semblent compter sur les mêmes municipalités pour alimenter leur installation, et ceci à deux reprises. Une insuffisance de matières organiques pourrait survenir à cause de ce dédoublement, ce qui aurait pour effet de remettre en cause la rentabilité du projet, d'autant plus que les volumes de matières organiques peuvent grandement varier selon le bassin de population et d'ICI présentes sur le territoire desservi. Il est donc primordial de considérer ce critère. Son analyse est présentée au tableau 5.10.

Tableau 5.10 : Analyse – Démographie

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération	Cote du critère	2	2	2	2	2	2	2	2	40
Nul	0									
Faible	1									
Moyen	2	4	4	4	4					
Fort	3					6	6	6	6	

Selon la description faite de ce critère, il n'y pas de doute que ce critère est important peu importe les utilisations. Il est davantage critique pour les utilisations en tant que biocarburant et biométhane à injecter nécessitant des investissements économiques conséquents. Afin de faire ressortir cette nuance, le critère est qualifié de Fort pour les utilisations en tant que biocarburant et biométhane à injecter et de Moyen pour les utilisations directes et de production d'électricité.

L'intervention humaine sur ce critère ne s'effectuera pas sur la taille de la population ou la densité d'occupation du territoire qui sont des facteurs difficilement influençables. Néanmoins, l'intervention est possible, et même jugée indispensable sur le choix de l'emplacement des infrastructures. Cette intervention viserait à réduire le transport des matières, à veiller à la suffisance et à la répartition uniforme des matières de manière à garantir la rentabilité ou encore à s'assurer de la proximité d'utilisateurs. Sa pondération est égale à 2.

5.2.5 La collecte de matière organique

Au Québec, la collecte sélective est associée aux matières recyclables récupérées selon *Les bonnes pratiques de collecte sélective* rédigées par Éco Entreprises Québec (ÉEQ) (2008). Cependant, une nouvelle forme de collecte entre en jeu. En effet, de plus en plus de municipalités considèrent la mise en place de la collecte de matières organiques afin de respecter son recyclage à 60 % en 2015 et son interdiction d'enfouissement en 2020. Par extrapolation de la définition de performance de la collecte sélective issue des bonnes pratiques d'ÉEQ et aux fins de cet essai, la performance de la collecte de matière organique est mesurable par la quantité de matières organiques collectées par habitant. Cette quantité correspond au volume disponible pour les installations de biométhanisation et de compostage financées via le PTMOBC. Que les matières résiduelles soient recyclables ou putrescibles, il faut s'attendre à ce que les paramètres de gestion influençant la performance de la collecte soient identiques. Ces paramètres sont : le type de contenant de collecte, le mode de collecte, les effets combinés du type de contenant et du mode de collecte ainsi que les efforts d'informations, de sensibilisation et d'éducation (ÉEQ, 2008).

Les éléments mentionnés ici sont pris en considération dans l'analyse présentée au tableau 5.11.

Tableau 5.11 : Analyse – Collecte de matières résiduelles

	Pondération	Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Cote du critère		2	2	2	2	2	2	2	2	
Nul	0									48
Faible	1									
Moyen	2									
Fort	3	6	6	6	6	6	6	6	6	

L'analyse de ce critère ne fait pas de distinction parmi les quatre utilisations puisque l'impact d'une collecte performante ou inefficace se répartira sur l'ensemble des utilisations. Par conséquent, il semble évident que la performance de la collecte est cruciale pour non seulement répondre aux objectifs 2015 et 2020, mais également pour subvenir aux besoins des infrastructures créées dans le cadre du PTMOBC et assurer leur rentabilité. Le critère est par conséquent qualifié de Fort.

L'intervention humaine sur les paramètres de gestion influençant la performance de la collecte est non seulement possible, mais également indispensable, notamment en matière d'information, de sensibilisation et d'éducation. L'intervention humaine est jugée indispensable pour une pondération égale à 2.

À noter que l'objectif de bannir l'élimination de la matière résiduelle aura pour impact de diminuer la valorisation de biogaz issu de lieux d'enfouissement. Cet aspect sera économiquement dommageable pour tous les lieux d'enfouissement et également les utilisateurs bénéficiant de cette source d'énergie (Massicotte, 2014).

5.2.6 La saisonnalité de l'offre et de la demande

Le dernier critère récurrent à toutes les utilisations : la saisonnalité de l'offre et de la demande. Partout où il est question de production et d'intérêt économique, le principe de l'offre et la demande est présent. L'offre se caractérise ici par le volume de biogaz disponible pour répondre à la demande représentée par l'utilisateur. Ce principe prend tout son sens au Québec avec la météo. Les impacts de cette météo sont détaillés dans l'analyse suivant le tableau d'analyse 5.12.

Tableau 5.12 : Analyse – Saisonnalité de l'offre et de la demande

		Utilisation directe		Production électricité		Biocarburant		Injection de biométhane		Agrégation
		LE	DA	LE	DA	LE	DA	LE	DA	
Pondération		0	2	0	2	0	2	0	2	
Cote du critère										
Nul	0									16
Faible	1		2				2			
Moyen	2									
Fort	3	0		0	6	0		0	6	

Le premier impact vise le volume de biogaz produit dans les lieux d'enfouissement. Étant majoritairement à air ouvert, les lieux d'enfouissement subissent les intempéries, notamment les faibles températures en hiver provoquant une diminution de l'activité biologique et les précipitations le restant de l'année favorisant le taux d'humidité. L'un diminue la digestion anaérobie et l'autre l'améliore. Ainsi, la production de biogaz fluctue tout au long de l'année obligeant les utilisateurs à prévoir une source d'énergie alternative pour pallier une baisse de l'offre. Le critère est donc qualifié de Fort pour toutes les utilisations de biogaz issu de lieux d'enfouissement. À cette fluctuation de l'offre s'ajoute la saisonnalité de la demande. Le second impact touche l'utilisation comme source de chaleur résidentielle. Les besoins hivernaux en électricité ou en biométhane sont plus grands qu'en été. Par conséquent, la demande est plus faible en été, mais l'offre est à son pic en raison de l'activité biologique stimulée par la température et les précipitations estivales. Or, lorsque l'offre est supérieure à la demande, le prix est directement impacté à la baisse. Le critère est donc qualifié de Fort pour les utilisations de biométhane à injecter et la production d'électricité indépendamment de sa source. Quant aux utilisations directes de biogaz et utilisations de biocarburant provenant de digesteurs anaérobies, celles-ci peuvent être affectées par une collecte de matières organiques moins fréquente l'hiver que l'été. Considérant ce point et le fait que les deux impacts cités plus haut ne s'appliquent pas, le critère est qualifié de Faible.

En raison de l'impuissance humaine face à la météo, exception faite des efforts sur la diminution de GES, l'intervention humaine directe dans le cas de lieux d'enfouissement est jugée difficile, lui conférant ainsi une pondération égale à 0. Pour les digesteurs anaérobies, l'offre est modulable à la demande en raison de la possibilité d'intervenir sur les critères de température et de taux d'humidité. Toutefois, cela n'enlève pas le besoin d'intervention humaine. Conséquemment, celle-ci est jugée indispensable. La pondération est égale à 2.

5.3 Résultats

Les critères internes analysés sont au même nombre que les critères externes, soit six. Sachant que l'analyse des critères pour ces deux catégories a suivi la même méthodologie, la classification des critères a été réalisée indépendamment de leur catégorie. Néanmoins, la catégorie a son importance puisqu'elle permet d'identifier quelles sphères influencer lors des recommandations.

L'agrégation de chaque critères est résumée dans la colonne intitulée Total par critère dans le tableau 5.13. Ce dernier présente également le classement des critères par ordre de priorité.

Tableau 5.13 : Récapitulatif de l'analyse

		Total par critère	Classement
Critères internes	Nature des intrants	24	#4
	pH/Acide gras volatil	36	#3
	Taux d'humidité	24	#4
	Température	16	#5
	Âge de la matière organique – Temps de rétention	24	#4
	Traitements	36	#3
Critères externes			
Critères externes	Distance entre le générateur et l'utilisateur	48	#1
	Prix de vente / de rachat	48	#1
	Transport et distribution	48	#1
	Démographie	40	#2
	Collecte de matières organiques	48	#1
	Saisonnalité de l'offre de la demande	16	#5

Les critères présentant le plus grand nombre après agrégation sont : la distance entre le générateur et l'utilisateur, le prix de vente et de rachat, le transport et la distribution et la collecte de matières organiques. Trois de ces critères ont en commun l'intervention d'un palier de gouvernement. En effet, le critère de prix de vente et de rachat fait intervenir la Régie de l'énergie. Le transport et la distribution de l'électricité sont contrôlés par Hydro-Québec alors que la distribution de gaz l'est par Gaz Métro sachant que ces activités sont réglementées par la Régie de l'énergie. Quant au dernier de ces trois critères, la collecte de matières organiques, les municipalités contrôlent ce critère. Le quatrième critère, la distance entre le générateur et l'utilisateur, ne dépend pas directement de l'intervention d'un palier de gouvernement, mais peut en être grandement influencé, notamment par le biais d'aides gouvernementales accordées pour la construction d'une infrastructure traitant la matière organique en fonction de son emplacement géographique. À un niveau de priorité inférieure, mais proche des quatre premiers vient la démographie suivie de critères d'ordre technique que sont le pH, les AGV et le traitement. Le critère de la démographie

similaire au critère de distance entre le générateur et l'utilisateur, puisqu'il fait intervenir les bassins de populations qui peuvent être perçus comme générateurs de matières organiques ou utilisateurs de biogaz. Pour cette raison, il est préférable de disposer d'infrastructures traitant la matière organique proches des bassins de population afin de limiter le transport, souvent très onéreux. Quant aux critères de pH – AGV et de traitement, il est logique qu'ils se classent parmi les critères prioritaires puisque l'un peut causer l'inhibition de la digestion anaérobie et l'autre permet son utilisation.

D'une vision plus globale, le tableau de résultats présente une claire prépondérance de critères externes parmi les critères jugés prioritaires. Sur les six critères externes, cinq se retrouvent en tête des critères à considérer pour la commercialisation du biogaz, peu importe ses utilisations et ses sources. Cela démontre que les efforts doivent être mis sur les sphères politique, économique et sociodémographique. Cependant, bien que les critères internes ne soient pas jugés hautement prioritaires, leur considération est importante puisqu'ils influencent grandement la qualité et la productivité du biogaz.

6 RECOMMANDATIONS

Les principales recommandations émises dans ce chapitre s'appliquent aux critères jugés hautement prioritaires selon l'analyse réalisée précédemment. Néanmoins, lors de la recherche bibliographique, certains éléments intéressants spécifiques à des critères récurrents ayant été jugés moins prioritaires sont tout de même mentionnés au bénéfice de l'essai.

Les recommandations proposées ci-dessous ont été élaborées en tenant compte des outils réglementaires et des structures gouvernementales en place. Ces recommandations visent à apporter des mises à jour immédiates et futures sur ces outils et structures afin d'intégrer les critères jugés prioritaires pour faciliter la commercialisation du biogaz, peu importe ses utilisations. Les recommandations suivantes sont présentées ci-dessous.

- Adopter une loi spécifique aux énergies renouvelables. Plusieurs pays ont adopté cette approche qui s'est avérée bénéfique pour les filières biogaz, solaire ou éolien, notamment l'Allemagne, la Chine ou encore la province de l'Ontario entre autres. L'adoption d'une loi de ce genre apporte plusieurs avantages, dont la consolidation d'outils réglementaires et initiatives sous une même loi habilitante. La consolidation présente l'avantage de clarifier, de statuer et de faciliter la compréhension de ce domaine du biogaz pour les entrepreneurs désireux de s'y lancer. Aujourd'hui, il est très difficile de s'y retrouver et cela peut décourager le secteur privé par manque de transparence, notamment sur les prix de rachat. Par exemple, en Allemagne, la *Loi sur les énergies renouvelables (Erneuerbare-Energien-Gesetz dite EEG)* encourage la production d'électricité de biogaz en rémunérant son injection dans le réseau public par un prix de rachat fixe pendant 20 ans en fonction de la puissance de l'installation (APESA, 2007).
- Établir des objectifs chiffrés en matière d'utilisation d'énergies renouvelables, dont le biogaz. Le gouvernement du Québec démontre clairement une volonté de développer la filière du biogaz par le biais de son PTMOBC, mais aucun objectif chiffré quant aux utilisations découlant de cette production du biogaz. En effet, ce programme est avant tout orienté sur l'objectif de bannir d'ici 2020 l'enfouissement des matières organiques dans un but de réduction de GES.
- Fixer les prix de rachat par règlement. Sans nécessairement avoir à adopter une loi sur les énergies renouvelables, l'adoption d'un règlement fixant les tarifs de rachats par Hydro-

Québec et Gaz-Métro sous la structure actuelle permettrait de répondre à cette recommandation. Le principe d'appel d'offres dans lequel est fixé le prix ne permet pas d'obtenir une vision à long terme. L'adoption d'un règlement apporterait davantage de transparence et de vision à l'ensemble des acteurs de ce domaine. L'exemple allemand présenté à la première recommandation illustre cette proposition. La France a également adopté cette approche en fixant le processus de rachat par décret sur une durée de 15 ans par le biais de contrat d'achat avec le fournisseur de gaz naturel. Le prix de rachat varie en fonction de la taille de l'installation, du type d'unité de production, de la nature des déchets valorisés et du débit de biométhane (ATEE, 2012b).

- Déréglementer la distribution du biogaz selon les résultats d'une étude environnementale stratégique sur cette déréglementation. Lors des consultations particulières sur le projet de loi n°52 - *Loi concernant la mise en œuvre de la stratégie énergétique du Québec et modifiant diverses dispositions législatives* en 2006, le Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets (FCQGED) avait émis la crainte de voir les lieux d'enfouissement utiliser des ordures putrescibles à des fins énergétiques au détriment des propres objectifs de récupération du gouvernement québécois, en cas de déréglementation de la distribution du biogaz (FCQGED, 2006). Depuis, la valorisation énergétique par certains lieux d'enfouissement a bien été entreprise sans se faire au détriment des objectifs gouvernementaux. L'objectif de bannir l'enfouissement de matières organiques pour 2020 et la mise en œuvre du PTMOBC en sont la preuve. La déréglementation permettrait à des entreprises de construire et d'exploiter un système de distribution du biogaz alors qu'aujourd'hui, cette activité relève de Gaz Métro. Toutefois, cette recommandation soulève toute une série de questions telles que : quel sera l'impact environnemental de la construction de nouveaux réseaux de distribution, quels seront les avantages socio-économiques comparés au développement d'autres énergies renouvelables? Alors, avant même d'obliger une étude d'impact environnemental à chaque projet, il serait recommandé d'effectuer une étude stratégique environnementale qui ferait la lumière sur ces différents points à l'échelle du Québec.

- Inclure de nouvelles activités aux protocoles de crédits compensatoires sous le SPEDE. Cette recommandation utilise un outil récemment mis en place par le gouvernement du Québec pour plafonner les émissions de GES en permettant un échange de droits d'émissions de GES aux activités visées par le *Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de*

droits d'émission de gaz à effet de serre. Actuellement, ce règlement permet à des activités non visées par le SPEDE d'obtenir des crédits compensatoires en réduisant leurs émissions de GES. Cependant, seules les activités répondant aux exigences des protocoles prescrits par règlement sont admissibles à l'obtention de ces crédits compensatoires. Aujourd'hui, les protocoles approuvés concernent les projets visant la destruction du CH₄ capté d'un lieu d'enfouissement, les projets visant la destruction du CH₄ capté lors du recouvrement d'une fosse à lisier ainsi que les projets de destruction des substances appauvrissant la couche d'ozone (SACO) contenues dans des mousses isolantes provenant d'appareils de réfrigération et de congélation. Sachant que les stations d'épuration sont également des émettrices de GES, notamment de biogaz tel que présenté au tableau 4.4, il serait recommandé d'ajouter cette activité. Tel que c'est le cas des lieux d'enfouissement de volume inférieur à 1 500 000 m³ ou recevant moins de 50 000 tonnes par an, cet ajout représenterait un double incitatif économique pour les stations d'épuration en leur donnant la possibilité non seulement de valoriser leur biogaz par une utilisation directe ou la production d'électricité, mais également en obtenant des crédits compensatoires. La commercialisation du biogaz en serait stimulée.

Aujourd'hui, les lieux d'enfouissement ont la possibilité de tirer profit de ces incitatifs, mais ces derniers ne seront plus aussi intéressants en 2020 lors de l'interdiction d'enfouir les matières organiques qui aura pour effet de diminuer le volume de biogaz émis par ces sites.

- Prise en compte des bassins de populations, des potentiels utilisateurs et des infrastructures traitant la matière organique avant l'implantation de nouvelles structures de ce type. Tel qu'identifié dans l'analyse, chaque infrastructure doit disposer d'un certain volume de matières organiques à traiter pour être rentable tout en considérant la proximité des populations pour limiter les coûts de transport des matières organiques ou du biogaz.

Les dernières recommandations sont d'ordre technique et peuvent être mises en place par les opérateurs d'infrastructures contrairement aux précédentes recommandations dont la mise en place requiert l'intervention de plusieurs paliers de gouvernement.

- Caractériser la nature des intrants pour minimiser les besoins de traitement. Cette action permet d'éliminer les composants indésirables à la digestion anaérobie et ainsi de limiter le besoin de traitement du biogaz brut selon son utilisation finale souhaitée.

- Maîtriser le pH et AGV afin de limiter l'inhibition de la digestion anaérobie. Dans les lieux d'enfouissement, la maîtrise de ce critère serait envisageable par la recirculation des lixiviats telle que décrite dans l'analyse de ce critère.

CONCLUSION

En se classant cinquième parmi les principaux émetteurs de gaz à effet de serre au Québec, le secteur des matières résiduelles est devenu le cheval de bataille du Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. L'objectif ambitieux d'interdire l'enfouissement des matières organiques en 2020 décrit dans la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* témoigne de cette volonté gouvernementale à diminuer ces émissions. En effet, la matière organique, lors de sa dégradation biologique, génère un biogaz dont le principal composant, le méthane, participe grandement aux émissions de GES. Pour y arriver, le gouvernement a mis en place plusieurs mesures visant à disposer de cet intrant qu'est la matière organique tout en exploitant ses extrants, notamment la commercialisation du biogaz. Par conséquent, l'objectif fut l'identification, l'analyse et la priorisation des critères à retenir pour la commercialisation de biogaz issu de matières résiduelles indépendamment de son mode de production et de ses utilisations.

La description des différents modes de production et d'utilisation de biogaz détaillée au chapitre 4 permet d'introduire des critères techniques récurrents à ces deux étapes. L'analyse et la priorisation de ces critères techniques s'ajouta à d'autres critères récurrents d'ordre politique, économique ou sociodémographique. La priorisation fut possible par le biais d'une analyse multicritère faisant intervenir deux paramètres qualitatifs et quantitatifs à savoir : l'importance accordée aux critères ainsi que la pondération exprimée par le besoin d'intervention humaine sur ces derniers pour faciliter la production et les utilisations du biogaz selon ses sources. L'agrégation de toutes les valeurs pondérées par critère permit la priorisation. Les résultats de cette analyse portant sur douze critères démontrent clairement une prédominance de quatre critères d'ordre politique et économique, suivi d'un critère d'ordre sociodémographique. Les critères techniques tels que le pH, les acides gras volatils ou le traitement ont été jugés moins prioritaires, mais demeurent essentiels à la productivité de la digestion anaérobie et à la qualité du biogaz.

Le prix de vente et de rachat, le transport et la distribution, la collecte de matières organiques et la distance entre le générateur et l'utilisateur constituent les quatre critères nécessitant l'intervention d'un palier de gouvernement. En effet, la Régie de l'énergie intervient en fixant le prix sans le réglementer pour des activités qu'elle réglemente, notamment le transport et la distribution de l'électricité ainsi que la distribution du gaz naturel. En raison de cette réglementation, le monopole de ces activités est attribué à Hydro-Québec pour l'électricité et à Gaz Métro pour le gaz. Or,

l'électricité et l'injection du biométhane dans le réseau de gaz naturel sont deux utilisations possibles du biogaz et sont, par conséquent, grandement impactées par cette réglementation. Quant au prix, en n'étant pas réglementé, sa gestion ponctuelle et son manque de stabilité à long terme constituent un frein au développement et à la commercialisation du biogaz. Les municipalités sont également concernées en étant responsables de la collecte de matières organiques. Sans une collecte performante, l'atteinte de l'objectif 2020 sera non seulement impossible, mais les infrastructures actuellement subventionnées par le *Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage* ne seront pas rentables en raison de volumes insuffisants de matières organiques. Finalement, la distance entre le générateur et l'utilisateur ne dépend pas directement d'un palier de gouvernement. Néanmoins, l'influence du gouvernement sur ce critère est considérable lors de la délivrance d'autorisations pour l'implantation d'infrastructures à un endroit spécifique et lors d'apports d'aides financières, telles que celles du PTMOBC. Par endroit spécifique, il est question de prendre en considération la proximité d'utilisateurs potentiels. Cet aspect est tout aussi valable pour le critère de la démographie. La proximité des utilisateurs, la proximité des populations, la proximité d'infrastructures traitant la matière organique sont toutes des facteurs à considérer au sein de la démographie pour justifier la pertinence d'une nouvelle infrastructure.

L'analyse conduite sur ces critères jugés prioritaires a révélé des limites dans leur gestion, laquelle mériterait quelques interventions afin de faciliter la commercialisation du biogaz issu de matières résiduelles. Ces interventions détaillées au chapitre 6 se résument à l'adoption d'une loi sur les énergies renouvelables, la définition de cibles en matière d'utilisation de biogaz, la réglementation des prix de rachat du biogaz, la réalisation d'une étude environnementale stratégique sur la déréglementation de la distribution du biogaz, la déréglementation de la distribution du biogaz en fonction des résultats de l'étude, l'amendement du Système de plafonnement et d'échange de droits d'émission pour rendre admissible de nouvelles activités aux crédits compensatoires et la considération des facteurs sociodémographiques dans l'emplacement géographique de nouvelles infrastructures traitant la matière organique.

En conclusion, la filière du biogaz inclut de nombreuses parties prenantes dont la prise en compte, depuis la génération jusqu'à l'utilisation finale du biogaz, est fondamentale. Si l'analyse a permis de révéler les critères prioritaires à considérer pour la commercialisation du biogaz issu de matières résiduelles à la suite de recherches bibliographiques et de consultations de professionnels, il serait

intéressant de réaliser cette même analyse à plus grande échelle de manière à inclure les parties prenantes et avoir davantage d'impacts sur les changements à adopter pour favoriser cette filière.

RÉFÉRENCES

- Abbasi, T., Tauseef, S.M., Abbasi, S.A. (2012). A Brief History of Anaerobic Digestion and "Biogas". In Abbasi, T., Tauseef, S.M., Abbasi, S.A (editor), *Biogas Energy* (chap. 2, p. 11-22). New York, Springer.
- Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) (2013). Impacts des COV. In ADEME. *Domaines d'intervention / Air / Emissions dans l'industrie et l'agriculture / À chaque polluant une fiche pratique / Composés Organiques Volatils (COV)*. <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=15979> (Page consultée le 24 décembre 2013).
- Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) (2014). Méthanisation – L'essentiel. In ADEME. *Domaines d'intervention / Déchets / Techniques et procédés/ Traitements biologiques* <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=15555> (Page consultée le 12 février 2014).
- Agence de la santé et des services sociaux de Chaudière-Appalaches, Direction de la santé et de l'évaluation publique (ASSS de Chaudière-Appalaches) (2010). *Avis de santé publique relatif à la présence de biogaz au Parc du Rigolet à Lévis*. Québec, ASSS de Chaudière-Appalaches. 60 p.
- Akène (2010). Les outils d'aide à la prise de décision. In *Le temps des managers. Les fiches d'outils de l'organisation*. <http://letempsdesmanagers.wordpress.com/> (Page consultée le 15 novembre 2013).
- Al Seadi, T. (2001). *Good practice in Quality Management of Anaerobic Digestion Residues from biogas production*. Oxfordshire (United Kingdom), International Energy Agency (IEA) and AEA Technology Environment, IEA Bioenergy, Task 24 - Energy from Biological Conversion of Organic Waste, 31 p.
- American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) (2005). *Documentation of the TLVs and BEIs with other worldwide occupational exposure values*. Publication 0105DiskCD. [CD-120001] (CD-ROM), Cincinnati, OH.
- Anderson, G.K., Sallis, P.J., Uyanik, S. (2003). Anaerobic treatment processes. In Mara, D. and Horan, N. J. (eds) (chap. 24, p. 391-426). *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. London, Academic Press.
- APESA (2007). Méthanisation et production de biogaz – État de l'art. In APESA. *Les publications de l'APESA*. http://www.apesa.fr/iso_album/etat_de_l_art_methanisation-biogaz.pdf (Page consulté le 10 mars 2014).
- Association québécoise de production d'énergie renouvelable (AQPER) (2013). Qu'est-ce que le biogaz. In AQPER. *Le biogaz*. <http://www.aqper.com/index.php/le-biogaz> (Page consultée le 24 décembre 2013).

- Association Technique Energie Environnement (ATEE) (2012a). Guide de bonnes pratiques pour les projets de méthanisation. In atee. *Les Clubs, Guides pratiques*. <http://atee.fr/biogaz/rubriques/guides-pratiques-biogaz-m%C3%A9thanisation> (Page consultée le 23 décembre 2013).
- Association Technique Energie Environnement – Le Club Biogaz (ATEE) (2012b). Guide pour l'optimisation de l'efficacité énergétique des installations biogaz. In atee. *Les Clubs, Nouvelles du Club Biogaz*. <http://atee.fr/biogaz/guide-efficacit%C3%A9-%C3%A9nerg%C3%A9tique-des-installations-de-biogaz> (Page consultée le 8 janvier 2014).
- Buffiere, P., Carrere, M., Lemaire, O. et Vasquez, J. (2007). Guide méthodologique pour l'exploitation d'unité de méthanisation de déchets solides. In European Commission. *Environment, Life Programme*. http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=Methapi_Guide_Methodo_FR.pdf (Page consultée le 4 janvier 2014).
- Buffiere, P., Bayard, R. et Germain, P. (2009). Freins et Développements de la Filière Biogaz : les Besoins en Recherche et Développement. In Réseau Coopératif de Recherche sur les Déchets (RECORD). *Études à télécharger - Valorisation, traitement des déchets et des sols pollués*. http://www.record-net.org/record/etudesdownload/record07-0418_1A.pdf (Page consulté le 30 décembre 2013).
- BULDAIR (2013). Phénomènes atmosphériques – Formations photochimiques d'ozone. In BULDAIR. *Pollution de l'air*. <http://www.buldair.org/category/arborescence-du-site/pollution-de-l-air/phenomenes-atmospheriques/formations-photochimiques> (Page consultée le 24 décembre 2013).
- Buswell, A.M., Hatfield, W.D. (1936). Bulletin 32, *Anaerobic Fermentations*. Urbana, State of Illinois Department of Registration and Education, 194 p.
- Californie. Title 13, *California Code of Regulations*, section 2292.5. Article 3. Specifications for Alternative Motor Vehicle Fuels
- Camacho, P. et Prévot, C. (2008). Méthanisation des boues. In Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 9, p. 205-233). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Canada. Environnement Canada (2013a). Dioxyde de carbone, dont la formule moléculaire est CO₂. In Environnement Canada. *Pollution et déchets*. <http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/Default.asp?lang=Fr&n=98E80CC6-1&xml=DF76322C-49E3-4335-811F-D0E1DA54938A> (Page consultée le 23 décembre 2013).
- Canada. Environnement Canada (2013b). Pourquoi sommes-nous préoccupés par les composés organiques volatils? In Environnement Canada. *Pollution et déchet – COVS – Contexte*. <http://www.ec.gc.ca/cov-voc/default.asp?lang=Fr&n=59828567-1> (Page consultée le 23 décembre 2013).

- Canada. Environnement Canada (2014a). Qu'est-ce que le point de rosée. *In* Environnement Canada. *Conditions atmosphériques et météorologie, Outils météorologie - FAQ*. <https://www.ec.gc.ca/meteo-weather/default.asp?lang=Fr&n=108C6C74-1> (Page consultée le 12 février 2014).
- Canada. Environnement Canada (2014b). Potentiels de réchauffement planétaire. *In* Environnement Canada. *Changements climatiques, Orientation sur la quantification des émissions de GES*. <http://www.ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=Fr&n=CAD07259-1> (Page consultée le 12 février 2014).
- Canada. Ministère des Ressources naturelles du Canada (RNCAN) (2013). Pergélisol. *In* RNCAN. *Sciences de l'environnement*. <http://www.rncan.gc.ca/environnement/sciences/indicateurs-changement/pergelisol/11012> (Page consultée le 26 décembre).
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (2012). *Détermination de la demande chimique en oxygène : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium*, MA. 315 – DCO 1.1, Rév. 1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, 10 p.
- Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique (CITEPA) (2013). Pollution photochimique. *In* CITEPA. *Air et climat, Phénomènes*. <http://www.citepa.org/fr/pollution-et-climat/phenomenes/pollution-photochimique> (Page consulté le 25 décembre 2013).
- Chassagnac, T. et CSD Ingénieurs (2007). État des connaissances techniques et recommandations de mise en œuvre pour une gestion des installations de stockage de déchets non dangereux en mode bioréacteur. *In* Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) / Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de L'Environnement (FNADE). *Publications ADEME*. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51260&p1=02&p2=0502&ref=17597> (Page consultée le 13 janvier 2014).
- Colombie-Britannique. British Columbia Ministry of Environment (2009). Landfill gas generation assessment procedures guidelines. *In* British Columbia Ministry of Environment. *Landfill Gas Generation Regulation*. http://www.env.gov.bc.ca/epd/codes/landfill_gas/pdf/lg-assessment.pdf (Page consultée le 29 août 2013).
- Commission de la santé et de la sécurité du travail (CSST) (2013a). Dioxyde de carbone. *In* CSST. *Service du répertoire toxicologique*. http://www.reptox.csst.qc.ca/Produit.asp?no_produit=315 (Page consultée le 23 décembre 2013).
- Commission de la santé et de la sécurité du travail (CSST) (2013b). Méthane. *In* CSST. *Service du répertoire toxicologique*. http://www.reptox.csst.qc.ca/Produit.asp?no_produit=8896 (Page consultée le 23 décembre 2013).

- Couturier, C. (2009). Techniques de production d'électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse. In Réseau Coopératif de Recherche sur les Déchets (RECORD). *Études à télécharger - Valorisation, traitement des déchets et des sols pollués*. http://www.record-net.org/record/etudesdownload/record07-0226_1A.pdf (Page consultée le 30 décembre 2013).
- DeBruyn, J. and Hilborn, D. (2007). Anaerobic Digestion Basics. In Ontario Ministry of Agriculture and Food. *Green Energy Generation, OMAFRA Biogas website*. <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/biogas/index.html> (Page consultée le 5 décembre 2013).
- Dong Hongmin and Li Yu'e (2010). Feasibility Study: Rural Household Biogas and Conservation Tillage CDM Project Development. In Center for Sustainable Agricultural Mechanization. *Publications*. http://www.unapcaem.org/publication/Pub_CDM.htm (Page consultée le 17 octobre 2013).
- Drouin, L. (1995). Effets des biogaz des sites d'enfouissement sur la santé de la population et implications législatives. *Waste Management Conference – 17th Canadian (37 p.)*. Septembre 1995. Québec.
- Dudek, J., Klimek, P., Kolodziejak, G., Niemczewska, J., Bartosz, J.Z. (2010). *Landfill gas energy technologies*. Kraków (Poland), Instytut Nafty I Gazu, 172 p.
- Éco Entreprises Québec (ÉEQ) (2008). Les bonnes pratiques de collecte sélective. In ÉEQ. *Partenaires, Municipalités, Document d'information 2008*. http://www.ecoentreprises.qc.ca/documents/pdf/document_journee_technique_bonnes_pratiques_collecte_selective_web_vfinale.pdf (Page consultée le 4 mars 2014).
- Energigas Sverige (2011). Biogas in Sweden. In Biogasportalen, *In English* <http://www.biogasportalen.se/In-English> (Page consultée le 26 août 2013).
- Eschenroeder, A. and Stackelberg, K. (1999). Health Risks of Landfilling versus Combustion of Municipal Solid Waste: An Illinois Comparison. *Air & Waste Management Association's 92nd annual meeting*, June 20 – 24, 1999, St. Louis, Missouri.
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2005). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. In U.S. EPA. *Air and Climate Change Research – Models, Methods & Database*. <http://www.epa.gov/ttnecat1/dir1/landgem-v302-guide.pdf> (Page consultée le 26 janvier 2014).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2010). *Methane and Nitrous Oxide Emissions From Natural Sources*. In U.S. EPA. Washington DC, US EPA, Office of Atmospheric Programs, 194 p.

- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2012a). Design, Construction and Operation of Landfill Gas Collection and Control Systems. *In* Global Methane Initiative. *International Best Practices Guide for Landfill Gas Energy Projects* (chapter 3). https://www.globalmethane.org/documents/toolsres_lfg_IBPGch3.pdf (Page consultée le 7 septembre 2013).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2012b). Landfill Gas Modelling. *In* Global Methane Initiative. *International Best Practices Guide for Landfill Gas Energy Projects* (chapter 6). https://www.globalmethane.org/documents/toolsres_lfg_IBPGch6.pdf (Page consultée le 4 octobre 2013).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2012c). Landfill Gas Energy Utilization Technologies. *In* Global Methane Initiative. *International Best Practices Guide for Landfill Gas Energy Projects* (chapter 4). https://www.globalmethane.org/documents/toolsres_lfg_IBPGch4.pdf (Page consultée le 8 septembre 2013).
- European Commission (EC) (2013). L'analyse multicritère. *In* European Commission. *Evaluation Methods*. http://ec.europa.eu/europeaid/evaluation/methodology/examples/too_cri_res_fr.pdf (Page consultée le 16 novembre 2013).
- Frederic, S. (2013). Étapes de la digestion anaérobie. *In* Méthanisation.info. *Biochimie*. <http://www.methanisation.info/etapes.html> (Page consultée le 5 décembre 2013).
- 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* Assemblée nationale du Québec. *Travaux parlementaires, Travaux des commissions*. <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/commissions/CET/mandats/Mandat-3887/memoires-deposes.html> (Page consultée le 10 mars 2014).
- Gaz Métro (2014a). La Régie de l'énergie. *In* Gaz Métro. *L'entreprise, La Régie de l'énergie*. <http://www.corporatif.gazmetro.com/lentreprise/regie-de-lenergie.aspx?culture=fr-ca> (Page consultée le 6 mars 2014).
- Gaz Métro (2014b). Des chiffres et des faits. *In* Gaz Métro. *Nos énergies*. <http://www.corporatif.gazmetro.com/le-gaz-naturel/chiffres-et-faits.aspx?culture=fr-ca> (Page consultée le 3 mars 2014).
- Gaz Métro (2014c). Tarifs. *In* Gaz Métro. *Facturation, Explication des tarifs*. <http://www.gazmetro.com/clients-residentiel/facturation/tarifs.aspx?culture=fr-ca> (Page consultée le 3 mars 2014).
- Gerbet, T. (2014). La Montérégie passe au recyclage des déchets organiques. *In* ICI Radio-Canada. *Région, Montréal*. <http://ici.radio-canada.ca/regions/Montreal/2014/01/31/002-biomethanisation-beauharnois-varenes.shtml> (Page consultée le 4 mars 2013).

- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (2007). Bilan 2007 des changements climatiques : Rapport de synthèse. In GIEC. *Publications, Rapport d'évaluation, Quatrième rapport d'évaluation du GIEC*. http://www.ipcc.ch/home_languages_main_french.shtml (Page consultée le 12 février 2014).
- Hydro-Québec (2014). Achats d'électricité – Marché québécois. In Hydro-Québec. *Sites Spécialisés*. <http://www.hydroquebec.com/distribution/fr/marchequbecois/index.html#> (Page consultée le 3 mars 2014).
- Inde. Ministry of New and Renewable Energy, MNRE (2013). Biogas, Family Type Biogas Plants Programme, National Biogas and Manure Management Programme (NBMMP). In MNRE. *Programmes/Technology*. <http://mnre.gov.in/related-links/decentralized-systems/schems-2/> (Page consultée le 17 octobre 2013).
- Institut Atlantique d'Aménagement du Territoire Poitou-Charentes (IAAT PC) (2013). Le tableau multicritère. In IAAT PC. *Tableau de bord & Méthodo*. http://www.iaat.org/telechargement/guide_methodo/5_8_tableau_multicriteres.pdf (Page consultée le 15 novembre 2013).
- Karumanchi, L.N.S. (2010). *Temperate region river sediments as a source of natural psychrophilic anaerobic inoculum*. Mémoire de maîtrise, McGill University, Montréal, Québec, 109 p.
- Laplante, R. et Provost, C. (2013). Du flou dans les calculs, de l'eau dans le gaz. In Institut de Recherche en économie contemporaine (IRÉC). *Actualités*. <http://www.irec.net/upload/File/noterecherchedechetsorganiquesoct2013vd%282%29.pdf> (Page consultée le 4 mars 2014).
- Laquerre, M. (2013). ENV 716 – Gestion des matières résiduelles. Communication orale. *Cours pédagogique menée par Mario Laquerre, Directeur Gestion de la connaissance à RECYC-QUÉBEC*, 12 mars 2013, Université de Sherbrooke, Longueuil.
- Lisk, D. (1991). Environmental effects of landfills. *Science of The Total Environment*, vol. 100, p. 415-468.
- Loyer, J. (2014). Discussion au sujet des conditions d'utilisation de biogaz provenant de lieux d'enfouissement. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Mickaël Leblanc avec Julie Loyer, spécialiste communication et développement durable pour Cascades Groupe Papiers Fins*, 28 février 2014, Montréal.
- Massicotte, S. (2014). Discussion au sujet de l'extraction de biogaz sur les lieux d'enfouissement. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Mickaël Leblanc avec Sylvain Massicotte, secrétaire général de l'Association des organismes municipaux de gestion des matières résiduelles (AOMGMR)*, 28 février 2014, Montréal.
- McCabe, J. and Eckenfelder, W. (1957). *Biological treatment of sewage and industrial wastes*. Reinhold publishing, New York.

- McCarty, P.L. (1982). History and overview on anaerobic digestion. In Hughes, D.E., Stafford, D.A., Weatley, B.F., Beader, W., Lettinga, G., Nuns, E.J., Verstraete, W. and Wentworth, R.L. (eds), *Anaerobic Digestion* (p. 3-22). Amsterdam (Holland), Elsevier Biomedical press.
- Meres, M. (2005). *Analyse de la composition du biogaz en vue de l'optimisation de sa production et de son exploitation dans des centres de stockage des déchets ménagers*. Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, France, 229 p.
- Meynell, P-J. (1976). *Methane: Planning a Digester*. New York, Schocken Books. p. 3.
- National Energy Technology Laboratory (NETL) (2011). Energy resource potential of methane hydrate. In NETL, U.S. Department of Energy. *Technologies – Oil and Natural Gas Supply – Methane Hydrates R&D Program*. http://www.netl.doe.gov/technologies/oil-gas/publications/Hydrates/2011Reports/MH_Primer2011.pdf (Page consultée le 26 décembre 2013).
- Normandin, Y. (2014). Discussion au sujet de la valorisation du biogaz en biométhane sur le lieu d'enfouissement technique de Terrebonne. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Mickaël Leblanc avec Yves Normandin, Vice-Président de BFI Canada pour le Québec*, 5 mars 2014, Montréal.
- Ouellet, V. (2009). Biogaz à vendre : quel avenir pour la méthanisation? In Gaïa Presse. *L'actualité*. <http://gaiapresse.ca/fr/articles/article.php?id=10275> (Page consultée le 8 novembre 2013).
- Pierce, J. (2007). Landfill Gas to Vehicle Fuel: Assessment of Its Technical and Economic Feasibility. In Pierce, J. (ed.), *SWANA 30th Annual Landfill Gas Symposium*, Monterey, California, March 2007.
- Poulléau, J. (2002). Caractérisation des BIOGAZ, Bibliographie, Mesures sur sites. In Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS). *Recherche documentaire INERIS*. <http://www.ineris.fr/ressources/recherche/caract%C3%A9risation%20des%20biogaz> (Page consultée le 5 décembre 2013).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2009). Politique de gestion des matières résiduelle : allier économie et environnement – 650 M\$ pour doter le Québec d'installation de traitement de la matière organique. *Communiqué de presse*. 16 novembre.
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2010). *Hiérarchie des modes de gestion des matières résiduelles et reconnaissance d'opérations de traitement en tant que valorisation énergétique*. Québec, MDDEP, Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés, 27 p.
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2011a). Responsabilité élargie des producteurs – Adoption du Règlement sur la récupération et la valorisation de produits par les entreprises. *Communiqué de presse*. 29 juin.

- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2011b). *Lignes directrices pour l'encadrement des activités de biométhanisation*. Québec, MDDEP, Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés, 57 p.
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2011c). *Lignes directrices pour l'encadrement des activités de compostage*. In MDDEP. Québec, MDDEP, Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés, 76 p.
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2012). *Cadre normatif - Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage (phase II) 2012-2019*. In MDDEFP. Québec, MDDEFP, Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés, 23 p.
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013a). *Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2010 et leur évolution depuis 1990*. In MDDEP. Québec, MDDEFP, Direction des politiques de la qualité de l'atmosphère, 20 p.
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013b). Politique québécoise sur la gestion des matières résiduelles. In MDDEFP. *Matières résiduelles, Politiques québécoises*. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/index.htm> (Page consultée le 24 octobre 2013).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013c). Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage (PTMOBC). In MDDEFP. *Air*. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/programmes/biomethanisation/index.htm> (Page consultée le 24 octobre 2013).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013d). Redevances pour l'élimination des matières résiduelles. In MDDEFP. *Matières résiduelles*. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/matieres/redevances/index.htm#redevances-regulieres> (Page consultée le 19 mars 2014).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013e). Projet de règlement modifiant le Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles. In MDDEFP. *Matières résiduelles – Redevances pour l'élimination des matières résiduelles*. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/matieres/reglement/redev-elimination/reg-mod-reg2013.htm> (Page consultée le 25 octobre 2013).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013f). Marché du carbone – Système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre du Québec (SPEDE). In MDDEFP. *Air*. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/changements/carbone/Systeme-plafonnement-droits-GES.htm> (Page consultée le 23 décembre 2013)

- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2014a). Les composés organiques volatils (COV). *In* MDDEFP. *Air*. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/air/cov/index.htm> (Page consultée le 12 février 2014).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2014b). Info-Smog. *In* MDDEFP. *Air*. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/info-smog/smog.htm> (Page consultée le 12 février 2014).
- RECYC-QUÉBEC (2012a). Table de concertation sur le recyclage des matières organiques. *In* RECYC-QUÉBEC. *En savoir plus*. <http://organique.recyc-quebec.gouv.qc.ca/2012/11/table-de-concertation-sur-le-recyclage-des-matieres-organiques/> (Page consultée le 29 octobre 2013).
- RECYC-QUÉBEC (2012b). Bilan 2010-2011 de la gestion des matières résiduelles au Québec. *Communiqué de presse*. 11 décembre.
- RECYC-QUÉBEC (2013a). La gestion des matières résiduelles se concrétise au Québec. *In* RECYC-QUÉBEC. *Nouvelles*. <http://organique.recyc-quebec.gouv.qc.ca/2013/10/la-gestion-des-matieres-organiques-se-concretise-au-quebec/>. (Page consultée le 29 octobre 2013).
- RECYC-QUÉBEC (2013b). Bilan 2010-2011 de la gestion des matières résiduelles au Québec. *In* RECYC-QUÉBEC. *À consulter*. http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/Bilan_2010_2011_GMR_Final.pdf. (Page consultée le 29 octobre 2013).
- Régie de l'énergie (2013). Décision finale R-3824-2012 - Demande de Société en commandite Gaz Métro pour la réalisation d'un projet d'investissement pour l'injection de biométhane produit par la ville de Saint-Hyacinthe. *In* Régie de l'énergie. *Audiences et décisions – décisions en cours*. http://publicsde.regie-energie.qc.ca/projets/90/DocPrj/R-3824-2012-A-0018-DEC-DEC-2013_03_21.pdf (Page consultée le 1er février 2014).
- Sagagi, B.S., B. Garba and N.S. Usman (2008). Studies on biogas production from fruits and vegetable waste. *Bayero Journal of Pure and Applied Science*, vol. 2, n° 1. <http://www.ajol.info/index.php/bajopas/article/view/58513> (Page consultée le 26 août 2013).
- SCS Engineers (1997). Comparative analysis of landfill gas utilization technologies. *In* Northeast Regional Biomass Program (NRBP). *Publications*. <http://www.nrbp.org/pdfs/pub07.pdf> (Page consultée le 9 septembre 2013).
- Tietjen, C. (1975). From Biodung to biogas-Historical Review of European Experience. *In* Jewell, W.J. (editor), *Energy, Agriculture, and Waste Management* (p. 274). Ann Arbor Science Publishers.
- Théroux, P. (2013). BFI a trouvé quoi faire de son biogaz. *In* les affaires. *Archives*. <http://www.lesaffaires.com/archives/les-affaires/bfi-a-trouve-quoi-faire-de-son-biogaz/561152> (Page consultée le 5 mars 2014).

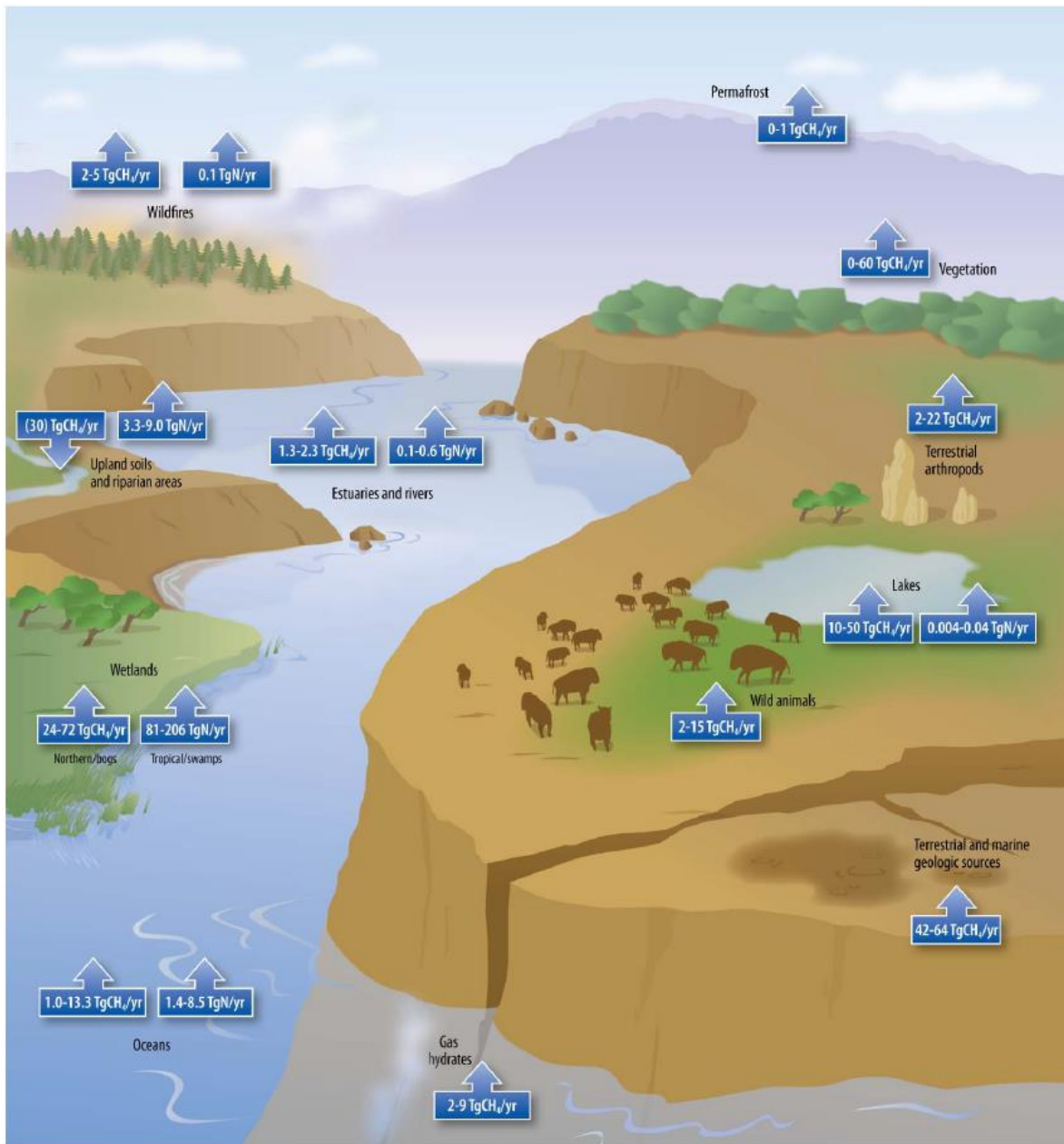
- The University of Adelaide (2013). Beginner guide to biogas. *In* The University of Adelaide. *A Brief History of Biogas*. <http://www.adelaide.edu.au/biogas/history/> (Page consultée le 16 octobre 2013).
- TOHU (2014). Chauffée par le biogaz. *In* TOHU. *Développement durable*. <http://tohu.ca/fr/tohu-inc/developpement-durable/chauffage-ecologique-et-ventilation-hybride.html> (Page consultée le 1^{er} mars 2014).
- Ville de Montréal (2014). Dès 2016, Montréal profitera d'infrastructures à la fine pointe de la technologie au service de l'environnement. *In* Ville de Montréal. *Traitement des matières organiques – Centres*. http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=9178,102641589&_dad=portal&_schema=PORTAL (Page consultée le 23 janvier 2014).
- Wikipédia (2014a). Schéma d'une MCFC. *In* Wikipédia. *Pile à combustible à carbonate fondu*. http://fr.wikipedia.org/wiki/Pile_%C3%A0_combustible_%C3%A0_carbonate_fondu (Page consultée le 1^{er} février 2014).
- Wikipédia (2014b). Schéma d'une pile à combustible à acide sulfurique. *In* Wikipédia. *Pile à combustible à oxyde solide*. http://fr.wikipedia.org/wiki/Pile_%C3%A0_combustible_%C3%A0_acide_phosphorique (Page consultée le 1^{er} février 2014).
- Wikipédia (2014c). Mode de fonctionnement d'une pile SOFC. *In* Wikipédia. *Pile à combustible à oxyde solide*. http://fr.wikipedia.org/wiki/Pile_%C3%A0_combustible_%C3%A0_oxyde_solide (Page consultée le 1^{er} février 2014).
- Wikipédia (2014d). Pouvoir méthanogène. *In* Wikipédia. *Article*. http://fr.wikipedia.org/wiki/Pouvoir_m%C3%A9thanog%C3%A8ne (Page consultée le 11 mars 2014).

BIBLIOGRAPHIE

- Bonnier, S. (2008). Synthèse technique – État de la valorisation du biogaz sur site de station d'épuration en France et en Europe. In AgroParisTech. *Synthèse technique en gestion de l'eau*. <http://www.agroparistech.fr/IMG/pdf/mtp-synth08-Bonnier.pdf> (Page consultée le 27 décembre).
- Canada. Environnement Canada et Ressources naturelles Canada (2005). Analyse des effets des activités de gestion des matières résiduelles sur les émissions de gaz à effet de serre. In Ressources naturelles Canada. *Publications et Rapports – Recyclage*. <http://www.rncan.gc.ca/mineraux-metaux/industrie-marches/recyclage/recherche-developpement/4041#d> (Page consultée le 30 août 2013).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2012a). Solid Waste Disposal Site Design and Operational Considerations. In Global Methane Initiative. *International Best Practices Guide for Landfill Gas Energy Projects* (chapter 2). https://www.globalmethane.org/documents/toolsres_lfg_IBPGch2.pdf (Page consultée le 7 septembre 2013).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2012b). Market Drivers for LFGGE Projects. In Global Methane Initiative. *International Best Practices Guide for Landfill Gas Energy Projects* (chapter 5). https://www.globalmethane.org/documents/toolsres_lfg_IBPGch5.pdf (Page consultée le 12 septembre 2013).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2012c). Project Economics and Financing. In Global Methane Initiative. *International Best Practices Guide for Landfill Gas Energy Projects* (chapter 7). https://www.globalmethane.org/documents/toolsres_lfg_IBPGch7.pdf (Page consultée le 5 octobre 2013).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2012d). Landfill Gas Energy – A Guide to Developing and Implementing Greenhouse Gas Reduction Programs. In U.S. EPA - State and Local Climate and Energy Program. *Ressources – Local Government Climate and Energy Strategy Series*. http://www.epa.gov/statelocalclimate/documents/pdf/landfill_methane_utilization.pdf (Page consultée le 6 janvier 2014).
- Ferrer, I., Ponsa, S., Vasquez, F. and Font, X. (2008). Increasing biogas production by thermal (70 °C) sludge pre-treatment prior to thermophilic anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal* n° 42, p. 186–192.
- GDF SUEZ (2013). Biogaz et Biométhane. In GDF Suez. *Découvrir nos activités*. <http://www.gdfsuez.com/activites/gaz/nos-energies-gaz/biogaz/> (Page consultée le 4 décembre 2013).

- Global Methane Initiative (GMI) (2013). Successful applications of anaerobic digestion from across the world. *In* GMI. *What's new*. <https://www.globalmethane.org/documents/GMI%20Benefits%20Report.pdf> (Page consultée le 2 décembre 2013).
- International Solid Waste Association (ISWA) (2010). Landfill operational guideline – 2nd edition. *In* ISWA. *ISWA Guidelines & Reports*. http://www.iswa.org/en/525/knowledge_base.html?tx_iswaknowledgebase_filter%5Bcategories%5D=4&tx_iswaknowledgebase_filter%5Bmaincategories%5D=0%2C1&tx_iswaknowledgebase_filter%5Btopics%5D=7&tx_iswaknowledgebase_list%5Bpage%5D=2&tx_iswaknowledgebase_list%5Bsorting%5D=crdate&cHash=ce75c73d20b50527351f7ece698bad75 (page consultée le 17 septembre 2013).
- United Nations Asian and Pacific Centre for Agricultural Engineering and Machinery (UNAPCAEM) (2007). Recent Developments in Biogas Technology for Poverty Reduction and Sustainable Development. *In* Center for Sustainable Agricultural Mechanization (CSAM). *Publications*. <http://www.un-csam.org/publication/F-Biogas.PDF> (Page consultée le 16 octobre 2013)

ANNEXE 1 - Estimation des émissions annuelles de CH₄ et NO₂ d'origine naturelle (U.S. EPA, 2011)



ANNEXE 2 - Catégorisation type de matières contenues dans les lieux d'enfouissement

(British Columbia Ministry of Environment, 2009)

	<i>Relatively Inert</i>	<i>Moderately Decomposable</i>	<i>Decomposable</i>
Paper			
Office Paper		x	
Newsprint		x	
OCC		x	
Boxboard		x	
Tissue Paper/towelling		x	
Beverage Containers - Drink Box / Aseptic Containers		x	
Single Serving Drink Cups (coffee, tea, fountain, etc.)		x	
Organics			
Food Waste			x
Natural Textiles		x	
Leather		x	
Wood - Unpainted		x	
Wood - Painted		x	
Leaves			x
Plant Clippings			x
Grass			x
X-mas Trees			x
Slaughterhouse Waste			x
Plastics			
Rigid Plastics	x		
Films (plastic bags)	x		
Synthetic Textiles (i.e.. nylon, polyester, etc.)	x		
Carpet	x		
Rubber	x		
Tires	x		
Metals	x		
Electronics	x		
Glass	x		
Building Material			
Gypsum/drywall/plaster	x		
Masonry (bricks, blocks, concrete, etc.)	x		
Rock/sand/dirt/ceramic	x		
Rigid Asphalt Products	x		
Carpet Waste (and underlay)	x		
Other Inorganics (linoleum, etc.)	x		
Asbestos Waste	x		
Bulky Objects			
Appliances	x		
Wooden Furniture (including upholstered)		x	
Non-Wooden Furniture	x		
Mattresses	x		
Soils and Sludges			
Contaminated Soil	x		
WWTP Grit and Screenings	x		
Soil	x		
Asphalt	x		
Unsorted Wastes			
Mixed MSW			x
Construction and Demolition Waste		x	
Yard Waste			x
Medical Facility Wastes		x	
Miscellaneous			
Diapers		x	
Animal Bedding		x	

ANNEXE 3 - Synthèse des inconvénients et avantages reliés au traitement de biogaz

(Couturier, 2009)

Techniques	Composés	Avantages	Inconvénients
Récupération de condensat le long d'une conduite	H ₂ O	Procédé peu coûteux	Nécessité d'une canalisation de transport du gaz sur une distance de 50m avec une pente de 1 % minimum
Séchage du gaz par refroidissement	H ₂ O	Simplicité de l'installation. La performance du séchage est directement liée à la température de refroidissement	Plus la température de refroidissement sera basse, plus le procédé sera énergivore
Séchage par glycol	H ₂ O	Régénération possible	Besoin de chaleur pour la régénération
Désulfuration biologique intégrée	H ₂ S	Technique peu coûteuse et facilement réalisable dans le cas de méthanisation en digesteur	L'injection d'air peut avoir une incidence sur la qualité finale du biogaz
Désulfuration biologique externe	H ₂ S	Aucun réactif nécessaire. Demande énergétique limitée. Coûts de fonctionnement et d'investissement faibles. Adaptation aux variations de débit de gaz à traiter (débits de biogaz compris entre 500 et 20 000m ³ /j)	Vidange et rinçage régulier du réacteur biologique pour éviter l'encrassement et l'accumulation de soufre
Désulfuration par injection de chlorure de fer	H ₂ S	Peu d'investissement et peu d'exploitation. Très intéressant pour des boues urbaines sur une station traitant le phosphore.	Coûts des réactifs élevés. Technique spécifique au traitement des boues d'épuration
Désulfuration par oxyde de fer	H ₂ S	Fonctionnement simple et efficace pour des concentrations moyennes d' H ₂ S dans le biogaz. Coût d'investissement peu élevé. Épuration en continu grâce au cycle épuration/régénération en parallèle. Nombreuses applications sur les stations d'épurations	Difficulté d'automatisation, le procédé nécessite un savoir-faire. Régénération limitée. Installation sous forme de tour peut être encombrante. Dans la plupart des cas, le soufre élémentaire n'est pas récupérable économiquement. Coût élevé du réactif. La consommation de réactif dépend du débit de biogaz à traiter et de la teneur en H ₂ S
Lavage NaOH	H ₂ S	Bonnes performances d'épuration	Pas de régénération possible. Grand volume d'eau souillée par sulfure de sodium. Coûts d'investissement et de maintenance importants
Adsorption sur les charbons actifs	H ₂ S, COV, siloxanes	L'adsorption sur charbon actif permet l'élimination de plusieurs composés contenus dans le biogaz	La régénération est très coûteuse en énergie pour la récupération du soufre. Sans régénération. L'installation nécessite de très grands volumes de réactifs pour un fonctionnement de 6 mois
Adsorption sur les d'autres médias Tamis moléculaire	H ₂ S, COV, siloxanes	Traitement adopté pour une épuration poussée à température ambiante	Coût prohibitif de la garniture à changer régulièrement donc pas adapté pour de gros débits de biogaz à traiter. Traitement réalisé sous pression (10 bars) d'où demande énergétique forte
Silicagel	Siloxane	Bonne capacité d'adsorption, bonnes performances	Coût d'installation plus élevé que pour du charbon actif, mais plus rentable sur du long terme
Lavage aux amines	H ₂ S, CO ₂	Procédé standard pour l'épuration du gaz naturel lors de l'extraction	Procédé trop cher pour l'épuration du biogaz (consommable, conduites) il n'est pas adapté à l'échelle biogaz