

CRÉATION D'UN OUTIL D'AIDE AUX DÉCISIONS VISANT LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GES ISSUS DU
TRAITEMENT DES EAUX USÉES DES MUNICIPALITÉS

Par
Diana-Carolina Bejarano

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 du Monsieur Mathieu Muir

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Octobre 2017

SOMMAIRE

Mots clés : eaux usées, gaz à effet de serre, station d'épuration, boues, municipalité, prise de décision, gestion de projet.

Le secteur du traitement des eaux usées municipales n'échappe pas à la nécessité d'établir sa contribution à l'émission de gaz à effet de serre (GES) et aux changements climatiques. Bien que les effets du secteur de l'assainissement sur les milieux hydriques soient bien connus et maîtrisés, l'état des connaissances sur les conséquences des usines d'épuration sur le plan atmosphérique est encore en développement. Qui plus est, la détermination de l'empreinte carbone du secteur n'est pas encore assujettie à des règlements ou des lois sur le territoire québécois.

L'objectif de cet essai est de donner aux exploitants des ouvrages, aux gestionnaires municipaux et aux acteurs intéressés dans le traitement des eaux usées, des outils pratiques pour entreprendre des actions concrètes visant l'estimation et la réduction des émissions de GES, soit afin de se préparer à des réglementations futures, soit pour engager leurs activités dans une approche de développement durable.

La recherche sur les méthodes de quantification et de réduction des émissions de GES, accompagnée par l'analyse de l'opération de certaines usines d'épuration québécoises, a permis d'établir des recommandations pour la mise en application des projets d'estimation, de vérification et de réduction des émissions de GES. L'outil, présenté sous forme d'annexes dans un format de fiches et de logigrammes, fait ressortir l'importance de la planification des activités visant la détermination de l'empreinte carbone de l'assainissement. Bien que la quantification et la vérification des émissions de GES soient des sujets majoritairement techniques, la définition de la portée du projet, la gestion des parties intéressées et l'application des plans de communications aideront les gestionnaires des ouvrages à sensibiliser les acteurs sur la pertinence de leurs actions à l'égard des changements climatiques.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je désire remercier mon directeur d'essai, Mathieu Muir, pour le soutien offert au cours des derniers mois, ainsi que pour son intérêt à partager des connaissances et des expériences reliées à l'identification et à la gestion de projets de réduction des émissions de GES.

Je remercie également l'ensemble des employés et des chefs de division des traitements des eaux usées contactés : ils ont répondu à mes questions incessantes sur les processus opérationnels des ouvrages d'assainissement dont ils sont chargés, tout particulièrement Denis Forest, Gilbert Samson, Yvan Mathieu, Joey Savaria et Benoit Aubertin. La compréhension des problématiques et du contexte du milieu d'assainissement québécois n'aurait pas été possible sans leur soutien. Je tiens aussi à souligner l'information partagée par Nicolas Lehoux en ce qui concerne le programme de suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées du ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC).

Je tiens aussi à remercier Martine Bouliane pour son effort exceptionnel et ses conseils en rédaction lors de la révision des rubriques de mon essai.

Finalement, je tiens à exprimer ma gratitude à mon conjoint et à ma famille, qui m'ont soutenue tout au long de la réalisation de cette recherche.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1. MISE EN CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE	3
1.1 Portrait québécois du traitement des eaux usées	4
1.2 Émissions de GES des eaux usées	6
1.2.1 Les émissions directes de GES	6
1.2.2 Les émissions de GES à énergie indirecte	9
1.2.3 Les autres émissions indirectes de GES	11
1.3 Quantification des émissions de GES des eaux usées.....	13
2. CARACTÉRISTIQUES DU TRAITEMENT DES EAUX USÉES.....	15
2.1 Traitements primaires, secondaires et tertiaires.....	16
2.1.1 Traitement préliminaire des eaux usées	18
2.1.2 Traitement primaire des eaux usées	19
2.1.3 Traitement secondaire des eaux usées	20
2.1.4 Traitement tertiaire des eaux usées	22
2.2 Paramètres de contrôle de la qualité - performance	24
3. TRAITEMENT DES BOUES.....	27
3.1 Production et traitement de boues	27
3.1.1 Épaississement de boues	30
3.1.2 Digestion de boues	30
3.1.3 Déshydratation de boues.....	31
3.1.4 Séchage et incinération de boues.....	32
3.2 Disposition et valorisation des boues	34
3.2.1 Épandage et compostage de boues.....	36
3.2.2 Biométhanisation de boues	39
4. PRÉSENTATION DES CAS ANALYSÉS.....	41
4.1 Traitement des eaux par étangs non aérés (ENA)	42
4.2 Traitement des eaux par étangs aérés (EA)	45
4.3 Traitement des eaux par boues activées (BA)	48
4.4 Traitement physicochimique des eaux usées (PC).....	52

4.5	Traitement des eaux par Fosses septiques (FS)	55
5.	QUANTIFICATION ET RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GES	59
5.1	Protocoles et méthodologies de quantification d'émissions de GES.....	59
5.2	Autres considérations pour l'estimation et l'évaluation des émissions de GES	65
5.2.1	Analyse de cycle de vie	65
5.2.2	Activités hors du site du traitement des eaux usées	66
5.3	Pistes de réduction des émissions de GES dans le secteur des eaux usées.....	67
6.	PARTENAIRES ET CONSIDÉRATIONS FINANCIÈRES ET RÉGLEMENTAIRES	70
6.1	Parties prenantes et organismes intéressés	70
6.2	Cadre réglementaire pour l'élaboration des projets de réduction des émissions de GES	72
6.3	Analyse multicritères et prise de décision	73
6.4	Pistes de financement.....	75
6.5	Projets GES – justification et additionnalité.....	76
7.	PRÉSENTATION DE L'OUTIL DE GESTION	78
7.1	Références de l'outil	78
7.2	Étapes d'un projet de réduction des émissions de GES.....	79
7.2.1	Démarrage du projet	80
7.2.2	Planification du projet	80
7.2.3	Exécution du projet.....	82
7.2.4	Surveillance et maîtrise du projet.....	82
7.2.5	Clôture du projet.....	83
7.3	Autres considérations et recommandations.....	83
	CONCLUSION.....	85
	RÉFÉRENCES.....	87
	BIBLIOGRAPHIE	99
	ANNEXE 1 - FACTEURS D'ÉMISSION DES RÉACTIFS UTILISÉS EN TRAITEMENT DES EAUX USÉES	100
	ANNEXE 2 - RECUEIL DES FACTEURS D'ÉMISSION DU DOMAINE DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES	102
	ANNEXE 3 - ANALYSE DE PARTIES PRENANTES - PROJET DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GES.....	109
	ANNEXE 4 - CHARTE DE PROJET ADAPTÉ AUX PROJETS DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GES	114

ANNEXE 5 - LOGIGRAMME - IDENTIFICATION DU PROTOCOLE D'ÉVALUATION DES ÉMISSIONS DE GES	120
ANNEXE 6 - LOGIGRAMME - VÉRIFICATION DE L'ADDITIONNALITÉ DU PROJET	121
ANNEXE 7 - LOGIGRAMME - COLLECTION, ANALYSE ET RAPPORT DES ÉMISSIONS DE GES	122

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Principales émissions de GES - Traitement des eaux usées	7
Figure 2.1	Schémas typiques des usines de traitement des eaux usées municipales.....	17
Figure 2.2	Dégrilleur simple utilisé pour le prétraitement.....	18
Figure 2.3	Schéma des équipements typiques du traitement primaire des eaux usées.....	19
Figure 2.4	Schéma du traitement secondaire des eaux usées	20
Figure 3.1	Schémas typiques des traitements des boues	29
Figure 3.2	Valorisation des boues au Québec	34
Figure 4.1	Schéma de traitement des étangs	42
Figure 4.2	Schéma typique de traitement des étangs aérés	45
Figure 4.3	Sac géotextile pour la déshydratation des boues.....	48
Figure 4.4	Schéma de traitement des boues activées.....	49
Figure 4.5	Système d'écoulement, station d'épuration de la Ville de Pincourt	51
Figure 4.6	Schéma de traitement, Centre d'épuration Rive-Sud.....	54
Figure 4.7	Différents schémas de traitement pour fosses septiques	55
Figure 4.8	Schéma typique d'une fosse septique	56
Figure 6.1	Identification des parties prenantes.....	71
Figure 7.1	Cycle de vie du projet de réduction des émissions de GES	79
Figure 7.2	Diagramme de processus pour l'élaboration de l'outil de calcul d'émissions de GES	81
Figure 7.3	Diagramme de processus pour l'identification du scénario de référence du projet de réduction des émissions de GES	82
Tableau 1.1	Potentiel de production de CO ₂ des réactifs chimiques.....	11
Tableau 1.2	Catégorie des émissions de GES.....	12
Tableau 2.1	Caractéristiques des eaux usées municipales.....	16
Tableau 2.2	Principaux procédés de traitement biologique	21
Tableau 2.3	Principaux modes de désinfection des eaux usées.....	23
Tableau 2.4	Procédés de base lors du traitement des eaux usées	24
Tableau 2.5	Normes de performance nationales pour les rejets	24
Tableau 2.6	Normes de performance provinciale pour rejets	25
Tableau 2.7	Sommaire des données des stations d'épuration québécoises.....	26

Tableau 3.1	Sources de boues dans le traitement des eaux usées.....	27
Tableau 3.2	Valeurs typiques des boues brutes.....	28
Tableau 3.3	Composition chimique typique du biogaz.....	31
Tableau 3.4	Enjeux des différentes formes de valorisation de boues	35
Tableau 4.1	Municipalités québécoises analysées	41
Tableau 4.2	Données de performance, exemples de stations d'épuration de type ENA.....	43
Tableau 4.3	Données de performance, exemples de stations d'épuration type EA.....	47
Tableau 4.4	Données de performance, exemples de stations d'épuration type BA.....	50
Tableau 4.5	Données de performance, exemples de stations d'épuration type PC.....	53
Tableau 4.6	Données de performance, exemples de stations d'épuration type FS	58
Tableau 5.1	Principaux protocoles de quantification des émissions de GES.....	60
Tableau 5.2	Méthodologies du MDP applicables aux eaux usées municipales.....	61
Tableau 6.1	Options de projets WCI.....	77

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ASTEE	Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement
BA	Boues activées
bar	Pression mesurée en bars
BF	Biofiltration
°C	Degrés Celsius
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques
CDM	<i>Clean Development Mechanism</i>
CH ₄	Méthane
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
CO ₂	Dioxyde de carbone
COP	<i>Conference of the Parties</i>
CUFE	Centre universitaire de formation en environnement
DB	Disques biologiques
DBO	Demande biochimique en oxygène (mg/L-O ₂) (kg/j)
DCO	Demande chimique en oxygène (mg/L-O ₂) (kg/j)
DF	Dégrillage fin
EA	Étangs aérés
ENA	Étangs non aérés
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
CO ₂ éq	Équivalent carbone
ERR	Étangs à rétention réduite
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
LET	Lieux d'enfouissement technique
LQE	<i>Loi sur la qualité de l'environnement</i>
MAMOT	Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire
MDDELCC	Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques

MES	Matières en suspension (mg/L ou kg/j)
MRC	Municipalité régionale du comté
MRF	Matières résiduelles fertilisantes
N ₂ O	Oxyde nitreux
OBV	Organismes de bassin versant
OCDE	Organisation de Coopération et du Développement Économique
OD	Oxygène dissous (mg/L)
OMEAU	Ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées
PC	Physicochimique
PMI	<i>Project Management Institute</i>
Pt	Phosphore total (mg/L ou kg/j)
PTMOBC	Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage
RDOCECA	<i>Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère</i>
ROMAEU	<i>Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées</i>
SOITEAU	Suivi des ouvrages individuels et traitement des eaux usées
SOMAEU	Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées

LEXIQUE

Affluent	Eaux qui entrent dans une station de traitement des eaux ou dans un ouvrage spécifique de traitement pour être épurées ou traitées (Grand dictionnaire terminologique [GDT], s. d.).
Amendement	Produit ou substance ajouté aux sols afin d'améliorer leurs caractéristiques physiques et chimiques (GDT, s. d.).
Biomasse	Matière organique d'une plante ou d'un animal d'un écosystème. Partie non fossilisée, cadavre ou partie d'animal, fumier ou lisier. Microorganisme ou tout autre produit provenant d'une des plantes et des animaux (<i>Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre</i>).
Biogaz	Gaz résultant de la fermentation de la matière organique en condition anaérobie (en absence d'oxygène) (GDT, s. d.).
Biométhanisation	Procédé de production de méthane à partir de la biomasse (fumier, lisier, copeaux de bois, déchets de brasseries, boues, herbe, etc.) (Paris et Foltête-Paris, 2009).
Biosolides municipaux	Produits organiques solides, semi-solides ou liquides, composés majoritairement par matière organique et des éléments nutritifs, résultants du traitement des boues municipales (Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 2012).
Boue	Mélange d'eau et de matières solides séparées et non stabilisées, par des procédés naturels ou artificiels, des divers types d'eaux usées qui les contiennent. Résidus biodégradables qui proviennent des fosses septiques ou des stations d'épuration (GDT, s. d.).
Digestat	Matériel solide issu de la biométhanisation des matières organiques, composé de matière organique partiellement dégradée, de microorganismes et des matières minéralisées (Actu-Environnement, 2017).
Digestion	Transformation et stabilisation de la matière organique d'une boue par un procédé biologique dans un milieu anaérobie ou aérobie (GDT, s. d.).
Dioxyde de carbone	Gaz incolore et inerte produit par la combustion de composés carbonés, qui perdure environ 100 ans dans l'atmosphère (Actu-Environnement, 2017). C'est le principal responsable du réchauffement climatique (Définition de l'auteure).
Eaux usées	Eaux utilisées et rejetées dans l'environnement. Mélange d'eaux et de déchets qui proviennent des habitations, des établissements commerciaux, des industries, etc., et qui circulent dans un réseau d'égout (GDT, s. d.). Aussi appelées eaux résiduelles.
Effluent	Eaux usées rejetées par un ouvrage municipal d'assainissement des eaux usées, à l'exception de l'effluent infiltré dans le sol et des débordements d'égout (<i>Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées</i> [ROMAEU]).

Équivalent carbone	Unité qui permet la comparaison du forçage radiatif d'un gaz à effet de serre donnée par rapport au dioxyde de carbone. Il est calculé en multipliant la masse du gaz analysé par son potentiel de réchauffement de la planète (F. Lafortune, notes de cours ENV 815, 14 mai 2016).
Empreinte carbone	Mesure de l'impact des activités humaines sur l'environnement en termes de quantité des émissions GES émis lors du cycle de vie d'un produit ou d'un procédé. Cette quantité des émissions est mesurée en équivalent carbone (CO ₂ éq) (Frijns, 2011).
Gaz à effet de serre	Gaz atmosphérique, d'origine naturelle ou anthropique, qui absorbe et renvoie les rayons infrarouges en provenance de la surface terrestre (GDT, s. d.). Ensemble de gaz (méthane, gaz carbonique, vapeur d'eau, oxyde nitreux, hydrofluorocarbure, perfluorocarbure et autres) responsable de l'élévation de la température de l'atmosphère (Paris et Foltète-Paris, 2009).
Lixiviat	Eau résiduelle résultant de l'infiltration de l'eau à travers les matières résiduelles (Olivier, 2015).
Méthane	Gaz hydrocarbure incolore, inodore et inflammable (CH ₄) responsable, comme d'autres gaz, du réchauffement climatique (Paris et Foltète-Paris, 2009). Gaz produit naturellement par la décomposition de matière organique dans les zones humides peu oxygénées et dans l'appareil digestif des ruminants. Le méthane est le principal constituant du gaz naturel (GDT, s. d.).
Méthodologie	Ensemble de normes spécifiques et d'équations comptables conçues pour répondre à un besoin de réglementation spéciale (Water Research Foundation, 2013).
Milieu récepteur	Écosystème naturel terrestre, aquatique ou atmosphérique où sont émis, déversés ou déposés les gaz liquides ou dans lequel l'effluent final des stations d'épuration est rejeté (GDT, s. d.).
Nitrification	Procédé aérobie qui transforme le composé ammoniac et d'autres composés d'azote en nitrates (NO ₃ ⁻). Ce procédé est contraire à la dénitrification, celle qui consiste en la bioconversion du nitrate en monoxyde d'azote (N ₂) dans des conditions anoxiques (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [GIEC], 2006).
Protocole	Cadre général qui contient les meilleures pratiques dont les organisations se servent afin d'entreprendre des actions pour déterminer leur empreinte carbone (Water Research Foundation, 2013).
Séquestration de carbone	Capture ou piégeage de carbone afin de combattre l'effet de serre (Actu-Environnement, 2017).
Seuil de déclaration	Quantité d'un contaminant ou d'une catégorie de contaminants émis par une entreprise, une installation ou un établissement, exprimée en fonction de certains paramètres, à partir de laquelle l'exploitant de cette installation est tenu de déclarer

le niveau de ses émissions (*Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère*).

Station d'épuration	Ouvrage municipal d'assainissement des eaux usées utilisé pour le traitement des eaux usées avant leur rejet dans l'environnement, incluant les ouvrages utilisés pour le traitement des boues et des gaz, sauf si un tel ouvrage est de type « dégrilleur » (<i>Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées [ROMAEU]</i>).
Siccité	Pourcentage massique de matière sèche contenue dans une boue issue d'un procédé de traitement des eaux usées, exprimé en pourcentage. La siccité est le contraire de la teneur en humidité d'une boue (Définition de l'auteur).
Valorisation	Réemploi ou réutilisation des matières, des déchets ou de sous-produits d'un procédé industriel dans un autre procédé ou activité, sous la forme de matière première ou de source énergétique (Définition de l'auteur).

INTRODUCTION

Le domaine du traitement des eaux usées municipales est en évolution afin de pouvoir desservir une population en augmentation. Les exploitants d'ouvrages d'assainissement font face constamment à des contraintes liées au resserrement des normes sur leurs rejets ainsi qu'au besoin de moderniser leurs infrastructures vieillissantes (Organisation de coopération et de développement économique [OCDE], 2013). De nos jours, l'industrie du traitement des eaux usées est appelée, comme tout autre secteur de l'économie, à établir sa contribution dans l'émission de gaz à effet de serre (GES) et ses implications dans les changements climatiques.

Les émissions de GES provenant du traitement des eaux usées ont été classées parmi les principales sources mineures de l'économie (Brown, Beecher et Carpenter, 2010). Cependant, les transformations de la matière organique ayant lieu lors de l'épuration des eaux usées, la récupération potentielle d'énergie et la valorisation des sous-produits suscitent l'intérêt des chercheurs et des organismes gouvernementaux qui veulent participer à la transformation de ce secteur pour l'amener à sa carboneutralité.

Le cadre réglementaire de l'assainissement des eaux usées au Québec est en transformation depuis les années 70 (Landry, 1997) et, maintenant, les ouvrages d'assainissement sont soumis à des évaluations de performance plus sévères, notamment liées à la préservation des milieux hydriques recevant leurs rejets. Les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (OMAEU) sont encadrés par des programmes de suivi de performance administrés par le Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) et par le Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT). Toutefois, ces programmes n'exigent pas encore le rapport d'indicateurs de performance ni de polluants atmosphériques ni des émissions de GES. Qui plus est, le secteur municipal québécois quantifie volontairement leurs émissions de GES selon l'ensemble des activités et des services offerts sur son territoire : les émissions de GES issues des eaux usées font partie du quota municipal, mais aucun inventaire n'est exigé dans le plan d'action sur les changements climatiques en vigueur (MDDELCC, 2012a).

Des approches réglementaires visant l'implantation des exigences de quantification, de rapport et de réduction des émissions de GES issues du traitement des eaux usées existent déjà dans certains pays en développement (Frijns, 2011). Pour sa part, le Canada et le Québec ont reconnu des objectifs clairs et des cibles de réduction d'émissions de GES pour 2030 (MDDELCC, 2015a et Gouvernement du Canada, 2017), du fait que des exigences en matière de réduction des émissions de GES sont en cours d'élaboration. Par conséquent, il est fort probable que de telles mesures réglementaires touchent le secteur de l'assainissement, du fait que les exploitants des

usines d'épuration se retrouveront confrontés à de nouveaux besoins en quantification, en déclaration et en réduction des émissions de GES.

À la lumière de ce qui précède, l'objectif principal de cet essai est de donner aux gestionnaires et aux exploitants des traitements des eaux municipales des pistes de réflexion pour qu'ils entreprennent des démarches efficaces concernant la quantification et le rapport des émissions de GES, ainsi que de leur fournir des outils pratiques pour la formulation d'un projet de réduction des émissions de GES issues des activités d'épuration des eaux usées.

Or, des éléments portant sur l'état des connaissances des émissions de GES provenant des eaux usées et sur les nouvelles technologies d'assainissement, trouvés dans la littérature scientifique, sont juxtaposés aux concepts de management de projets dans le contexte québécois de l'assainissement des eaux usées, dans le but d'offrir un outil de gestion facile et intéressant à suivre pour les municipalités ou pour d'autres parties prenantes associées.

L'essai est divisé en sept chapitres. Tout d'abord, le premier chapitre décrit sommairement le type d'émissions de GES provenant du secteur du traitement des eaux usées dans les bilans des émissions de GES. Puis, le deuxième et le troisième chapitre présentent un recueil des caractéristiques des eaux usées et des boues d'épuration, ainsi que leur production, leur traitement et leur contrôle. Le quatrième chapitre présente quelques exemples des usines québécoises du traitement des eaux usées, dans le but de constater l'état des connaissances et la gestion des émissions de GES faits par les exploitants des ouvrages d'assainissement. Ensuite, le cinquième chapitre détaille les outils trouvés pour permettre la quantification, l'estimation et la déclaration des émissions. Cela est suivi par la description et la mise en contexte de certains éléments sur la gestion de projets, traités dans le sixième chapitre. Les constats faits tout au long des six premiers chapitres soutiendront l'élaboration d'un outil d'aide aux décisions présenté dans le septième chapitre, dans le but de faciliter les activités de quantification, d'estimation et de réduction des émissions de GES. L'outil de gestion se sert de logigrammes et des informations partagés dans les annexes du présent document, proposant des actions et des livrables à contrôler lors de la mise en marche des activités de réduction des émissions de GES. Finalement, une conclusion résume les constats présentés à l'intérieur de cet essai et elle réunit aussi des aspects à tenir en compte lors de l'emploi de l'outil d'aide aux décisions proposé.

1. MISE EN CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE

L'accord de Paris pour le climat est entré en vigueur le 4 novembre 2016 après que 73 nations, représentant 56,9 % des émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES), aient déposé leurs « *instruments de ratification* » auprès du secrétariat de l'Organisation des Nations unies (ONU), dépassant le seuil minimum de 55 pays et 55 % des émissions (*Conference of the Parties [COP21]*, 2016). En effet, plusieurs pays, dont le Canada, ont ratifié cet accord portant sur les changements climatiques. Or, plusieurs nations sont déterminées à mettre en marche des actions précises afin d'accomplir leur engagement de réduction des émissions de GES.

Le Canada et le Québec font face à de grands défis pour réduire leurs émissions de GES et le secteur municipal est un contributeur important au dégagement de ces émissions. En 2014, le secteur des déchets au Canada a contribué à l'émission de 29 Mt CO₂éq, dont 1,06 Mt CO₂éq des émissions sont issues du traitement et du rejet des eaux usées (Environnement et Changement climatique Canada, 2015). Même si ce secteur ne représente que 4 % des émissions de GES totales du pays, sa participation est en croissance, avec une hausse de 9,6 % pour le secteur de déchets et de 22 % pour les émissions issues du traitement et de la disposition des eaux usées depuis 1990 (Environnement et Changement climatique Canada, 2015).

Au Québec, le secteur de traitement des eaux usées contribue à 0,3 % des émissions totales de GES en 2013, avec 0,25 Mt CO₂éq. Cette quantité reflète une réduction de 7,2 % des émissions comptabilisées dans le secteur depuis 1990 (MDDELCC, 2016a). Le *Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques* encadre les programmes visant la réduction des émissions de GES pour tous les secteurs de l'économie québécoise, même si c'est une modeste contribution au total des émissions de GES dégagés dans la province. En effet, des priorités comme l'intégration de la préoccupation des changements climatiques à l'administration publique, la promotion des réductions des émissions de GES reliés aux opérations des infrastructures des municipalités et la révision des critères de conception et de gestion de ces infrastructures dénotent l'importance de l'engagement du secteur municipal pour atteindre les cibles de réduction des émissions de GES de 20 % pour 2020 et 37,5 % pour 2050 (MDDELCC, 2012a et MDDELCC, 2016b).

Historiquement, le PACC 2006-2012 avait comme priorité le soutien des organismes municipaux pour la réalisation d'inventaires des émissions de GES et l'élaboration de plans de réduction de ces émissions. Ainsi, le programme *Climat municipalités*, qui a découlé de l'ancien PACC, a permis aux municipalités de connaître et d'estimer leurs émissions de GES pour entreprendre des actions précises de réduction : plusieurs secteurs d'activités municipales ont été priorisés dans ces actions, dont l'efficacité énergétique des bâtiments et la gestion des combustibles (MDDELCC, 2016c). Cependant, peu d'initiatives visant la réduction des émissions issues du traitement des eaux usées sont mises en place.

Les éléments et l'analyse à présenter dans le présent essai visent à doter les municipalités et les organismes reliés au secteur du traitement des eaux usées de pistes de réflexion concrètes, dans le but de planifier des actions efficaces pour réduire la réduction des émissions de GES. L'essai contribuera à trouver des mécanismes d'engagement et de sensibilisation dans un secteur qui touche fortement les milieux hydriques, mais qui ne doit pas négliger ses effets sur l'atmosphère.

1.1 Portrait québécois du traitement des eaux usées

Au Québec, l'eau constitue une ressource vitale de valeur inappréciable. Elle a façonné l'histoire du pays et constitue l'un des actifs assurant la puissance socioéconomique de la province (MDDELCC, 1999). Avec 3 % des réserves mondiales en eau douce réparties en plus de 500 000 lacs et des rivières puissantes, le bassin versant des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, le plus vaste écosystème aquatique au monde, façonne le paysage pour faire du Québec un endroit privilégié et riche en biodiversité (Godmaire et Demers, 2009).

Les grands centres urbains et la majorité des industries québécoises se trouvent dans le bassin du fleuve Saint-Laurent, transformant ainsi le fleuve en une source d'eau potable, des eaux d'irrigation et des eaux des procédés industriels de près de la moitié des Québécois (Godmaire et Demers, 2009). D'autres bassins hydrographiques d'importance, dont le bassin de la rivière Outaouais, le bassin du Nouveau-Québec et de la Côte Nord-Gaspé, subissent des changements par rapport aux prélèvements et aux déversements des eaux sur le territoire québécois, ce qui atteignait en 2013 quelque 348 mètres cubes par personne par an, un chiffre supérieur à la moyenne canadienne, avec 220 mètres cubes annuels par habitant (The Conference Board of Canada, 2016). En effet, les bassins hydrographiques comportent des ressources collectives essentielles à protéger, et de ce fait la gestion des eaux usées devient un facteur incontournable pour contrôler leur pollution.

De tous les prélèvements d'eau, l'utilisation municipale totalisait environ 9,5 % du total des prélèvements au Canada en 2006 et ce pourcentage augmente à près de 11 % si les utilisations domestiques rurales sont incluses (Environnement et Changement climatique Canada, 2010). Bien que la plupart des municipalités soient déjà munies des infrastructures d'assainissement des sources polluantes (municipales et industrielles), un volume important d'eaux usées échappe encore à l'épuration et à la désinfection (Godmaire et Demers, 2009), surtout dans les zones éloignées.

La mise en place d'un cadre réglementaire pour l'assainissement des eaux usées au Québec est entreprise vers la fin des années 70 avec l'adoption de la *Loi créant la Société québécoise d'assainissement des eaux* (SQAE) et le lancement du *Programme d'assainissement des eaux du Québec* (PAEQ). Ces premières initiatives ont encouragé la construction des stations d'épuration partout dans la province, en augmentant de 2 % à 75 % la

population desservie par un réseau d'égout muni d'un système de traitement des eaux usées (Landry, 1997). Subséquemment, une deuxième ébauche quant à la création et à la mise à niveau des infrastructures d'épuration pour l'amélioration de l'état des cours d'eau québécois a été lancée dans les années quatre-vingt-dix par le ministère des Affaires municipales, celui concevait alors un nouveau *Programme d'assainissement des eaux municipales* (PADEM). Ce dernier programme a amené l'augmentation de la population desservie par un réseau d'égout municipal traité jusqu'à 98 % (Landry, 1997).

Vers les années 2000, les exigences canadiennes établies par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), à travers la *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents des eaux usées municipales*, obligent la révision des directives provinciales en matière d'assainissement des eaux, surtout dans l'adoption des niveaux de performance pour les ouvrages concernant le contrôle de certains polluants présents dans les eaux municipales (CCME, 2009). En réponse à cette nouvelle approche, le gouvernement de Québec révisé et adapte son cadre réglementaire, abroge la SQAE en 2011 et adopte en décembre 2013 le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* (ROMAEU), établissant des critères spécifiques pour chaque organisme gestionnaire des systèmes d'épuration des eaux, selon leurs caractéristiques locales et leurs milieux récepteurs (MDDELCC, 2017a). Ainsi, le cadre réglementaire provincial soumet les gestionnaires des stations d'épuration à un suivi en continu des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (OMAEU), en vérifiant si les normes de rejet et de débordement établies sont respectées (MDDELCC, 2017b). À cela s'ajoute l'exigence d'obtenir une attestation d'assainissement renouvelée tous les cinq ans, dans l'intérêt d'améliorer assidûment le traitement des eaux municipales par l'application de nouvelles technologies, par la révision périodique de nouvelles exigences sur les rejets ou par l'inspection des milieux récepteurs (Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François [COGESAF], 2015).

Une nouvelle *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE) a été adoptée en mars 2017 par le gouvernement du Québec (Champagne, 2017, 24 mars). Elle modifie notamment le régime d'autorisation environnementale, en favorisant l'application de procédures plus précises pour atteindre les cibles gouvernementales de réduction des émissions de GES. Or, le niveau de risque environnemental aura un impact dans le délai d'obtention des demandes d'autorisation, des autorisations et des déclarations de conformité. Qui plus est, le niveau de risque sera évalué à partir d'un « test climat » qui indiquera la conformité à un seuil d'émissions donné, ajustant les choix technologiques, les procédés ou les sources d'énergie pour un nouveau projet (MDDELCC, 2017c et MDDELCC, s. d.a). Dans le domaine des égouts et des eaux usées municipales, la nouvelle LQE apporte des changements ayant un moindre impact sur les attestations d'assainissement : elles pourront être validées ou renouvelées à partir du dépôt d'une déclaration de conformité (MDDELCC, 2017d). Cette nouvelle procédure à adapter réduit le délai de la mise en œuvre des améliorations ou des aménagements sur les infrastructures déjà

existantes, encourageant la prise de mesures en faveur de l'efficacité énergétique et de la réduction des émissions de GES.

Le gouvernement québécois, par l'intermédiaire du MDDELCC, du MAMOT, des organismes de bassins versants (OBV) et d'autres organismes intéressés, établit présentement des mesures de contrôle et d'évaluation de la performance des OMAEU sur le plan hydrique. Cependant, aucune exigence pour l'estimation ou la comptabilisation des émissions de GES des infrastructures n'est imposée pour l'instant (N. Lehoux, courriel, 4 juillet 2017). Certes, les stratégies québécoises et canadiennes de réduction des émissions de GES réclament une procédure aisée pour l'évaluation, la déclaration et la vérification des émissions de GES pour le secteur de l'assainissement, alors, une adoption rapide d'un cadre normalisé est nécessaire, vu que l'industrie des eaux municipales est aussi appelée, comme d'autres secteurs de l'économie, à réduire son empreinte carbone.

1.2 Émissions de GES des eaux usées

Contrairement à de nombreux secteurs, l'industrie du traitement des eaux usées a le potentiel de devenir un producteur net d'énergie renouvelable (Sahely, MacLean, Monteith et Bagley, 2006), due aux divers processus de transformation de la matière organique. Les procédés de traitement des eaux usées produisent généralement des émissions de GES reliées à trois volets d'opération, expliqués dans les rubriques suivantes.

1.2.1 Les émissions directes de GES

Les émissions directes, aussi connues comme des émissions du champ d'application 1 ou *scope 1*, sont des sources de GES étant sous le contrôle d'un organisme (Organisation internationale de normalisation [ISO], 2006). Dans le cas des ouvrages d'assainissement, les émissions du *scope 1* sont celles qui sont émises sur place et qui sont distinctives du système de traitement. Ces émissions proviennent des réactions biochimiques lors de la transformation de la matière organique, ainsi que des sources fixes ou mobiles qui garantissent l'opération courante de l'infrastructure, telles que les équipements, les installations de combustion, les véhicules, etc. (Water Research Foundation, 2013). De façon générale, les émissions directes de GES sont principalement de dioxyde de carbone (CO₂), de méthane (CH₄) et d'oxyde nitreux (N₂O) (Global Water Research Coalition [GWRC], 2011). La quantité de matières organiques solubles, des matières en suspension (MES), des organismes pathogènes et des traces chimiques présents dans l'eau réclament une sélection adéquate de la technologie d'épuration des eaux usées, alors les procédés utilisés affectent également la quantité et le type de GES émis, et ce, tout au long du processus de traitement. Le schéma suivant montre les principaux procédés associés à la production de GES dans la chaîne de traitement des eaux usées :

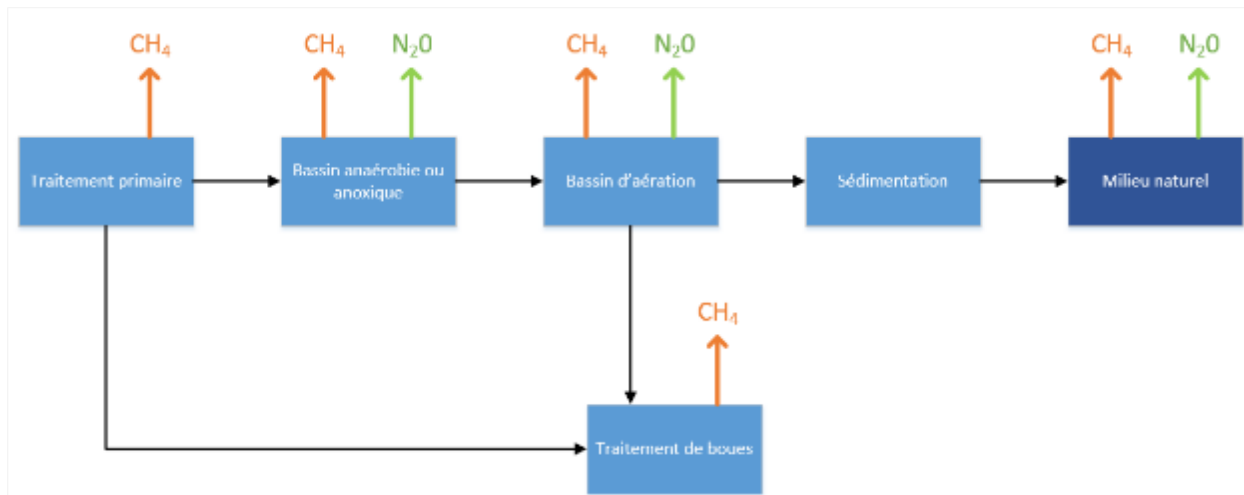


Figure 1.1 Principales émissions de GES - Traitement des eaux usées (traduction libre de : GWRC, 2011, p. 4)

La figure 1.1 montre le méthane et l'oxyde nitreux comme de principales émissions de GES. Il faut préciser que le dioxyde de carbone sous une forme biogénique est aussi produit tout au long de chaîne de traitement des eaux, mais il est exclu aux fins de comptabilisation.

Les émissions directes sont dues aux réactions biochimiques, propres au type de processus de traitement et à la qualité physicochimique et bactériologique de l'eau à traiter. En ce qui concerne la production de méthane (CH_4), elle est reliée directement à la décomposition anaérobie de la matière organique, mesurée par des paramètres physicochimiques tels que la demande biochimique d'oxygène (DBO) et la demande chimique d'oxygène (DCO) (MDDELCC, 2012b). Il est important de mentionner que le méthane est l'un des six plus grands gaz d'origine atrophique contributeurs à l'effet de serre avec un potentiel de réchauffement de 21 fois plus élevé que celui du CO_2 (Olivier, 2015).

Or, les activités d'épuration qui produisent le plus de méthane sont celles où les conditions anaérobies ou anoxiques prévalent, notamment les traitements biologiques anaérobies, les systèmes septiques d'élimination des eaux usées et la transformation de boues (GWRC, 2011). Des paramètres tels que la concentration d'oxygène dissous (OD), le pH, la température et la présence de bactéries méthanogènes peuvent être évalués fréquemment dans le contrôle de qualité des effluents afin d'établir la production de méthane (MDDELCC, 2012b). Le méthane produit par la digestion des eaux usées ou des boues est couramment soumis à d'autres procédés de transformation *in situ* dont le brûlage. À ce stade, il est transformé en CO_2 (Olivier, 2015).

La température et le volume de matières biodégradables sont des facteurs directement liés à la production de méthane. En effet, l'activité des méthanobactéries est négligeable dans les milieux où le mercure descend sous 15°C , ce qui indique que la production de méthane prend de l'importance lors de l'opération de systèmes

ouverts en périodes estivales, du traitement des eaux en climats chauds, ou encore, de l'opération des procédés pour traitement des effluents de haute température (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [GIEC], 2006).

La formation et l'émission d'oxyde nitreux (N_2O) sont associées aux processus biologiques anoxiques ou anaérobies en présence de nitrates, d'urée, de protéines, d'ammonium et d'autres composés d'azote (GIEC, 2006), c'est-à-dire que les réactions obtenues dans les phases de nitrification et de dénitrification déterminent les émissions de N_2O (Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement [ASTEE], 2013). La quantification et le contrôle de ce gaz sont importants puisqu'il s'agit d'un gaz à effet de serre puissant avec un potentiel de réchauffement de 310 fois plus élevé que celui du CO_2 : lors de l'émission à l'atmosphère, le N_2O persiste longtemps avant de se transformer en oxyde nitrique (NO), un gaz destructeur de la couche d'ozone (Tallec, Rousselot, Garnier et Gousailles, 2007). Le traitement des eaux par boues activées et les traitements tertiaires de dénitrification/nitrification sont des exemples des opérations qui produisent de ces émissions de N_2O (GWRC, 2011).

En outre, les émissions de CH_4 et N_2O des effluents des stations d'épuration, soit les émissions dues à la collection et au transport des eaux usées dans les réseaux d'égout, sont aussi considérées comme faisant partie des émissions propres au traitement des eaux usées. En effet, il est connu que les réseaux d'égout à ciel ouvert produisent plus d'émissions que ceux qui sont fermés et souterrains (GIEC, 2006), mais ce type de réseaux est moins présent dans les pays développés (Ashley et Cashman, 2006). Également, les eaux usées traitées continuent à émettre des GES lorsqu'elles sont évacuées dans leur milieu récepteur : les effluents des eaux traitées rejetées dans les milieux récepteurs produisent une quantité non négligeable de N_2O lors du processus d'autoépuration des milieux hydriques (GIEC, 2006). Ainsi, la quantification des émissions doit s'étendre aussi à tous les procédés et toutes les infrastructures utilisées pour la collection et la disposition des eaux résiduelles. Il convient d'inclure ces émissions dans les bilans des émissions de GES des processus de traitement (ASTEE, 2013).

Le dioxyde de carbone (CO_2), produit lors des procédés biochimiques de traitement des eaux, est considéré d'origine « biogénique ou biogène », car il est relié à la dégradation de matière organique anthropique ou animale (ASTEE, 2013). Par conséquent, sa quantification ne devrait pas être incluse dans l'estimation des émissions nationales (GIEC, 2006). Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, IPCC en anglais) suggère la non-inclusion des émissions CO_2 biogénique, toutefois certains protocoles encouragent leur quantification et leur inclusion dans les calculs (ASTEE, 2013).

Outre les émissions des procédés biochimiques, les émissions de GES dues au fonctionnement des équipements servant au traitement des eaux usées et à la manutention des équipements des installations de traitement sont

considérées comme étant des émissions directes (ASTE, 2013 et Water Research Foundation, 2013). Ces émissions, dans le cadre des inventaires des émissions de GES des municipalités québécoises, sont reliées à l'exploitation des bâtiments et équipements et proviennent notamment des deux activités suivantes (MDDELCC, 2012b) :

- émissions provenant des sources de combustion fixes, dues à la consommation de combustibles, notamment pour le chauffage et l'exploitation des génératrices ou d'autre équipement spécial *in situ* lors du processus de traitement des eaux usées,
- émissions fugitives des systèmes de réfrigération.

Le chauffage des bâtiments, le pompage des eaux et le fonctionnement des équipements des stations d'épuration requièrent parfois l'utilisation de combustibles, dont le mazout et le diesel. Comme il s'agit de matières d'origine fossile, les émissions de CO₂, CH₄ et N₂O des combustibles peuvent être calculées et rapportées dans les bilans d'émissions de GES des municipalités (MDDELCC, 2012b).

Pour sa part, les hydrofluorocarbures (HFC), l'un des gaz de la grande famille des gaz fluorés, sont aussi présents sur les installations de traitement des eaux dans les systèmes de réfrigération (climatisation et refroidissement). Ils peuvent être libérés par les fuites survenant les systèmes de suppression des incendies ou des systèmes de réfrigération (MDDELCC, 2012b). Certains autres réfrigérants, tels que les chlorofluorocarbures (CFC) et les hydrochlorofluorocarbures (HCFC), peuvent être présents sur les installations de traitement des eaux usées. Malgré le fait que ces derniers soient compris dans les substances appauvrissant la couche d'ozone (AQME, 2007), ils ne sont pas inclus dans les estimations de l'inventaire des émissions de GES (ISO, 2006).

Finalement, l'hexafluorure de soufre (SF₆) est un gaz stable utilisé comme isolant électrique présent dans les disjoncteurs de haute tension (Jacob, 2014). Des émissions fugitives de ce gaz peuvent survenir à partir des isolants de transformateurs électriques (Bouchard, 2017), dans le cas que les infrastructures d'épuration fonctionnent avec de grands transformateurs.

1.2.2 Les émissions de GES à énergie indirecte

Les émissions indirectes de GES dues au traitement d'épuration des eaux, connues dans certaines méthodologies de quantification comme des émissions du champ d'application 2 ou *scope 2*, sont des émissions provenant de l'achat et à la consommation de l'électricité consommée par systèmes d'éclairage des infrastructures ainsi que par les équipements d'opération des usines, tels que les pompes électriques, les ventilateurs, les moteurs et d'autres équipements qui ont des besoins spécifiques en puissance (Water Research Foundation, 2013). Les

émissions du *scope 2* comprennent également l'importation de vapeur, de chaleur ou de froid (ASTEE, 2013 et Water Research Foundation, 2013).

La plupart de stations d'épuration optent pour alimenter leur système de puissance avec de l'électricité achetée à un fournisseur local (Hydro-Québec, dans le contexte québécois), alors les émissions de GES comptent comme étant indirectes (*scope 2*). Toutefois, certaines usines d'épuration de grandes métropoles comptent sur leur propre système de génération, ou elles sont munies de systèmes de sauvegarde pour pallier les émergences ou pour donner de la fiabilité au système : pour tous les systèmes alternatifs *in situ* qui utilisent des sources de combustion, les émissions de GES produites doivent être intégrées dans le champ d'application 1 d'estimation (Water Research Foundation, 2013).

L'estimation des émissions issues de la consommation d'électricité à partir des ressources énergétiques fossiles et non fossiles (hydroélectricité, géothermie, hydrocarbures, nucléaire, biomasse, éolienne, etc.) constitue une partie importante dans l'estimation de l'empreinte carbone, surtout dans les études de faisabilité des projets de nouvelles installations d'épuration. La génération d'électricité à partir des sources renouvelables peut avoir une incidence sur le choix des technologies pour un système d'épuration ou, encore, sur l'emplacement d'un nouveau projet d'épuration (Sahely et al., 2006). Ces émissions sont habituellement négligeables au Québec, puisque 99 % de l'électricité produite sur la province est d'origine hydraulique (Hydro-Québec, 2017).

En outre, l'optimisation des infrastructures de grandes stations d'épuration métropolitaines et la construction de nouvelles installations amènent l'évaluation des émissions de GES provenant de la production de l'électricité dans la phase opérationnelle du projet, même si ces émissions se produisent en amont des usines de traitement : les méthodologies d'estimation et d'évaluation à utiliser pour des projets d'envergure, basées sur une analyse de cycle de vie (ACV), ne sont pas incluses dans les bilans annuels des émissions des municipalités, mais elles sont utiles pour établir des facteurs d'émission ou encore, pour déterminer des taux afférents aux domaines partagés (secteurs de l'énergie et de l'eau). C'est le cas des taux moyens de consommation d'électricité par volume d'eau traitée (Sahely et al., 2006).

Le développement récent de traitements tertiaires dans le traitement des eaux usées peut avoir tendance à accroître les émissions indirectes du champ d'application 2, car ces traitements requièrent des équipements spécialisés et des sources d'énergie fiables.

Ainsi, les émissions indirectes du *scope 2*, principalement représentées par l'achat d'électricité, créent des émissions de CO₂, CH₄ et N₂O à considérer dans tout bilan d'émissions des usines d'épuration (Water Research Foundation, 2013).

1.2.3 Les autres émissions indirectes de GES

Plusieurs émissions de GES sont associées au traitement des eaux usées, mais parfois elles peuvent être comptabilisées comme provenant d'un tiers. Ces émissions sont classifiées comme étant du champ d'application 3 ou *scope 3*. En général, les émissions de GES du *scope 3* sont dues à la consommation et à la fabrication de matières premières, à l'aménagement des services de traitement des eaux usées, à la construction d'infrastructures d'assainissement ainsi qu'à la valorisation et à la réutilisation des déchets provenant de l'assainissement des eaux usées.

Les matières premières utilisées pour l'épuration des eaux, nécessaires pour la transformation et la dégradation de la matière organique diluée dans l'eau, comprennent notamment des réactifs chimiques, des coagulants et d'autres produits soumis à de grandes transformations, du fait que l'extraction de leurs composants, leur production et leur transport engendrent des émissions de GES. Des facteurs d'émission sont déjà proposés par certaines références afin d'estimer leurs émissions de GES associées et ils s'expriment en fonction de la consommation annuelle (par kilogramme ou par litre) du réactif (ASTEE, 2013). À titre d'exemple, le *Guide méthodologique d'évaluation des émissions de GES des services de l'eau et l'assainissement* de l'ASTEE présente une liste exhaustive des facteurs d'émission reliés aux consommables de l'industrie de l'eau. Cette liste est répertoriée dans l'annexe 1 du présent document.

D'ailleurs, la contribution des réactifs à l'empreinte carbone du secteur des eaux usées est évaluée par certaines nations, dont au Pays-Bas et en Angleterre, afin de vérifier son potentiel de réduction. Le tableau suivant montre des taux simples de conversion, utilisés au Pays-Bas, pour l'obtention de CO₂ produit lors de l'utilisation des réactifs dans différents procédés d'épuration des eaux usées (Frijns, 2011).

Tableau 1.1 Potentiel de production de CO₂ des réactifs chimiques (traduction libre de : Janse et Wiers, 2006, p. 67)

Réactif	Taux de conversion à kg CO ₂ /kg réactif
FeCl ₃ , FeSO ₄ ou AlClSO ₄ dosé aux eaux usées	1,13
FeCl ₃ , FeSO ₄ ou AlClSO ₄ dosé aux boues	1,13
Polyélectrolytes	1,15
Réactifs chimiques pour le traitement de boues	0,037 par kg de boue sèche
Charbon activé	2,8

Quant à la construction, l'entretien et l'aménagement des réseaux d'alimentation et des infrastructures de traitement, ces activités produisent autant d'émissions de GES que l'opération courante des traitements.

L'évaluation, l'estimation et l'inclusion des émissions issues de ce genre d'activités sont largement contestées, à raison de leur incertitude en absence de données historiques ou parce qu'elles exigent des calculs complexes pour les amortir sur la durée de vie des ouvrages. Nonobstant, ces émissions sont parfois incluses dans les bilans des activités de l'industrie de l'assainissement (ASTEE, 2013). Évidemment, les nouveaux chantiers de raccordement ou de branchement des réseaux émettent des GES dus à la consommation d'énergie, aux matériaux utilisés et au transport d'équipement et de main-d'œuvre. Bien que ces activités ne fassent pas partie des activités opérationnelles du traitement des eaux municipales, certains guides d'évaluation des émissions de GES les incluent comme des projets d'optimisation des procédés des usines (ASTEE, 2013 ; GWRC, 2011).

Finalement, des activités de traitement et de valorisation des boues hors du domaine du traitement des eaux usées, telles que l'épandage, l'incinération et la valorisation de boues et le brûlage de biogaz, sont analysées pour déterminer le potentiel de réduction des émissions de GES de la chaîne de traitement (ASTEE, 2013). Ces émissions peuvent être estimées par les responsables des stations d'épuration, afin de démarrer des processus d'optimisation des traitements ou pour la comptabilisation des émissions évitées dans le traitement des eaux usées.

Le tableau 1.2 présente une liste des principaux types d'émissions qui peuvent survenir lors de la gestion et de l'opération des stations d'épuration.

Tableau 1.2 Catégorie des émissions de GES (inspiré de : ASTEE, 2013, p. 20)

Catégories d'émissions	Sources d'émissions	Exemple
Émissions directes <i>Scope 1</i>	Sources fixes de combustion	Fioul, mazout, etc. Torchage
	Sources mobiles de combustion	Véhicules de l'usine
	Procédés hors énergie (incinération)	Incinération <i>in situ</i>
	Émissions fugitives	Nitrification/dénitrification, fuites de biogaz, file du traitement, égouts stagnants, etc.
	Émissions issues de la biomasse	Méthanisation des déchets et biosolides
Émissions indirectes associées à l'énergie <i>Scope 2</i>	Émissions liées à l'électricité	Fonctionnement du système de chauffage des bâtiments
	Émissions liées à la consommation de vapeur, chaleur ou froid	
Autres émissions indirectes <i>Scope 3</i>	Achat de produits ou services	Eau, réactifs
	Transport en amont des marchandises	Livraisons de matières premières
	Déplacements professionnels (véhicules n'appartenant pas à l'usine)	Transport de visiteurs
	Transport en amont des matières premières	Livraison de réactifs
	Transport en aval des sous-produits	Livraison des biosolides pour valorisation
	Déplacements domicile-travail et télétravail	Transport des employés pour se rendre à l'usine
	Autres émissions non couvertes	Rejets en mer

1.3 Quantification des émissions de GES des eaux usées

Le secteur municipal quantifie volontairement leurs émissions de GES, selon l'ensemble des activités et des services offerts sur son territoire. En effet, la quantification des émissions de GES pour les sous-secteurs d'activités municipaux est un exercice déjà fait dans la plupart des grandes métropoles mondiales et dans les municipalités des pays industrialisés depuis le Protocole de Kyoto (OCDE, 2013), du fait que de nouvelles technologies et des initiatives de réduction d'émissions de GES sont largement vulgarisées par plusieurs acteurs dont les groupes de recherche, les industries de technologies propres, les agences de gestion d'infrastructures urbaines, les autorités environnementales ou, encore, les groupes environnementalistes. Toutefois, la déclaration des émissions et les exigences en matière de réduction et de mitigation des émissions de GES demeurent une action dépendant des lois, des normes et des accords reliés aux changements climatiques entrepris par une nation (Bao, Aramaki et Hanaki, 2013).

Au niveau canadien, la dernière version du *Guide technique pour la déclaration des émissions de GES*, émise par Environnement et Changement climatique Canada en décembre 2016, rallie les exigences de déclaration et quantification des émissions de GES du *Programme de déclaration des émissions des gaz à effet de serre* (PDGES). Ce guide, qui soutient les mêmes principes préconisés depuis 2013, rassemble les directives émises pour le PDGES quant à la déclaration des émissions de GES des installations qui dépassent 50 000 tonnes CO₂éq. Pour le cas des émissions reliées aux traitements des eaux usées, considérées comme un autre secteur polluant de l'économie, seules les émissions de CH₄, N₂O et les émissions de CO₂ issues de la consommation énergétique doivent être déclarées. En outre, les émissions issues des effluents rejetés dans les milieux naturels sont considérées comme étant des sources importantes de GES, toutefois, les installations de traitement ne sont pas tenues de les déclarer (Environnement et Changement climatique Canada, 2016a).

Dans le cas des déclarations des émissions de GES au niveau provincial, les entreprises et installations assujetties sont tenues de suivre les consignes émises dans la section II.1 du *Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère*, ch. Q-2, r. 15. Ainsi, toutes les installations et les municipalités qui dépassent le seuil de 10 000 tonnes CO₂éq sont tenues de déclarer leurs émissions (*Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère*).

La déclaration des émissions de GES se réalise selon les règlements cités, en adoptant la nomenclature et les principes de comptabilisation universels en équivalent carbone (CO₂éq), dans le but de vulgariser facilement les données déclarées et de s'en servir lors de l'élaboration des inventaires nationaux d'émissions. Néanmoins, le cadre réglementaire propose certaines méthodes d'estimation des émissions de GES pouvant être appliquées aux installations polluantes, laissant le choix de la méthodologie à utiliser (Environnement et Changement

climatique Canada, 2016a). Le secteur des eaux usées municipales ne connaît pas encore une méthodologie commune pour l'évaluation de son empreinte carbone : effectivement, des lignes directrices sur la façon de l'évaluer ont été déjà développées par le GIEC, mais leur application dans l'industrie de l'eau n'est pas encore mondialement normalisée (Frijns, 2011). Pour des raisons d'analyse comparative et de suivi des objectifs de réduction des émissions de GES permettant d'éviter des effets pour le changement climatique, une méthode commune d'évaluation de l'empreinte carbone pour le secteur de l'eau s'avère nécessaire.

2. CARACTÉRISTIQUES DU TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Les déchets excrétés des humains, communément appelés des égouts sanitaires, sont collectés des zones résidentielles. Ces eaux usées d'origine résidentielle sont désignées comme eaux domestiques et elles comprennent notamment des usages liés à la cuisine, au bain, au lavage des vêtements et aux déchets de drainage. Les eaux usées résidentielles sont normalement collectées dans un système public d'égouts fermés (égouts, foyers, stations de pompage, etc.) avec d'autres eaux usées provenant des établissements commerciaux et industriels, ce qui les transforme en eaux usées municipales. Les eaux usées municipales sont destinées aux installations de traitement pour une élimination sécuritaire (Henry et Heinke, 1996).

Le volume d'usage des eaux municipales et la production des eaux usées varient grandement d'une municipalité à l'autre en Amérique du Nord : 280 litres par personne par jour peuvent être consommés dans une petite municipalité, mais la consommation peut atteindre jusqu'à 900 litres par personne par jour pour de grandes métropoles largement industrialisées (Henry et Heinke, 1996). Le volume des eaux traitées contraste sensiblement avec les moyennes de consommation réelle d'eau par habitant, car toute l'eau à traiter ne provient pas de l'usage municipal. Par exemple, les Canadiens produisaient en 2006 quelque 329 litres d'eau par jour par habitant (Environnement et Changement climatique Canada, 2010). Cependant, cette « utilisation domestique » ne comptabilise pas les volumes additionnels issus du ruissellement des voies ou des pertes sur un réseau d'eau potable. En réalité, la consommation moyenne devient un paramètre essentiel à déterminer dans la conception et l'exploitation des ouvrages d'assainissement et, bien entendu, les volumes produits fluctuent au gré des saisons, des périodes horaires ainsi que de la proportion des eaux provenant d'un usage résidentiel, commercial et industriel et du fait qu'un plan de mesure de débits est prioritaire pour la gestion des eaux usées.

Les eaux usées municipales varient significativement d'un territoire à l'autre, leurs caractéristiques dépendant notamment de la qualité des milieux hydriques où les prélèvements sont effectués, des conditions météorologiques, géologiques et géographiques de la région, des technologies de purification, des pertes d'eau potable et, certainement, de l'usage de l'eau dans les résidences, les établissements commerciaux et les petites industries. Les premières méthodes de traitement des eaux usées, conçues dans le but de protéger la santé et le bien-être des individus, ont établi des paramètres physicochimiques de contrôle de la qualité, ce qui normalisait la conception des ouvrages. Étant différentes, les eaux usées municipales se distinguent notamment des eaux industrielles, des eaux d'exploitation minière et des lixiviats, que ce soit par leur volume ou par leur concentration de matière organique et de métaux lourds. À la suite des processus d'examen et d'échantillonnage débutant vers les années 50, les technologies des eaux usées ont permis d'établir des valeurs typiques de

contrôle, qui sont largement documentées par les guides techniques (Romero, 2005a). À titre d'exemple, des paramètres physicochimiques des eaux usées nord-américaines sont répertoriés dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Caractéristiques des eaux usées municipales (valeurs typiques) (traduction libre de : Henry et Heinke, 1996, p. 427)

Paramètre	Charge par habitant (g/jour)	Concentration (mg/L)
Matières en suspension (SS)	90	225
Solides Dissous (SD)	180	450
Demande biochimique en oxygène (DBO)	76	190
Demande chimique en oxygène (DCO)	128	320
Phosphore total (Pt)	4	10
Azote total Kjeldahl (Nt)	16	40

Évidemment, la sélection du système et des composants d'une station d'épuration des eaux usées dépend grandement des conditions physicochimiques et de contamination microbienne des affluents à traiter, mais d'autres paramètres techniques et organisationnels sont à considérer, tels que l'accès aux technologies de traitement, le respect des paramètres du rejet sur les milieux récepteurs, la véracité des données utilisées dans la conception des ouvrages, les risques liés aux investissements et d'autres impacts associés (Romero, 2005a).

2.1 Traitements primaires, secondaires et tertiaires

Les ouvrages requis pour le traitement des eaux municipales sont conçus selon différentes caractéristiques qui dépendent de la population qu'ils desservent, de la qualité des affluents, de la disponibilité de ressources, ainsi que des caractéristiques des milieux récepteurs des effluents. La figure 2.1 illustre les étapes se déroulant dans une usine traditionnelle de traitement des eaux municipales. Par ailleurs, le traitement des eaux municipales se fait par une combinaison d'étapes ou des procédés, dans le but de « personnaliser » le traitement, de le simplifier et de réaliser un contrôle efficace tout au long du processus de traitement des eaux usées (Romero, 2005a).

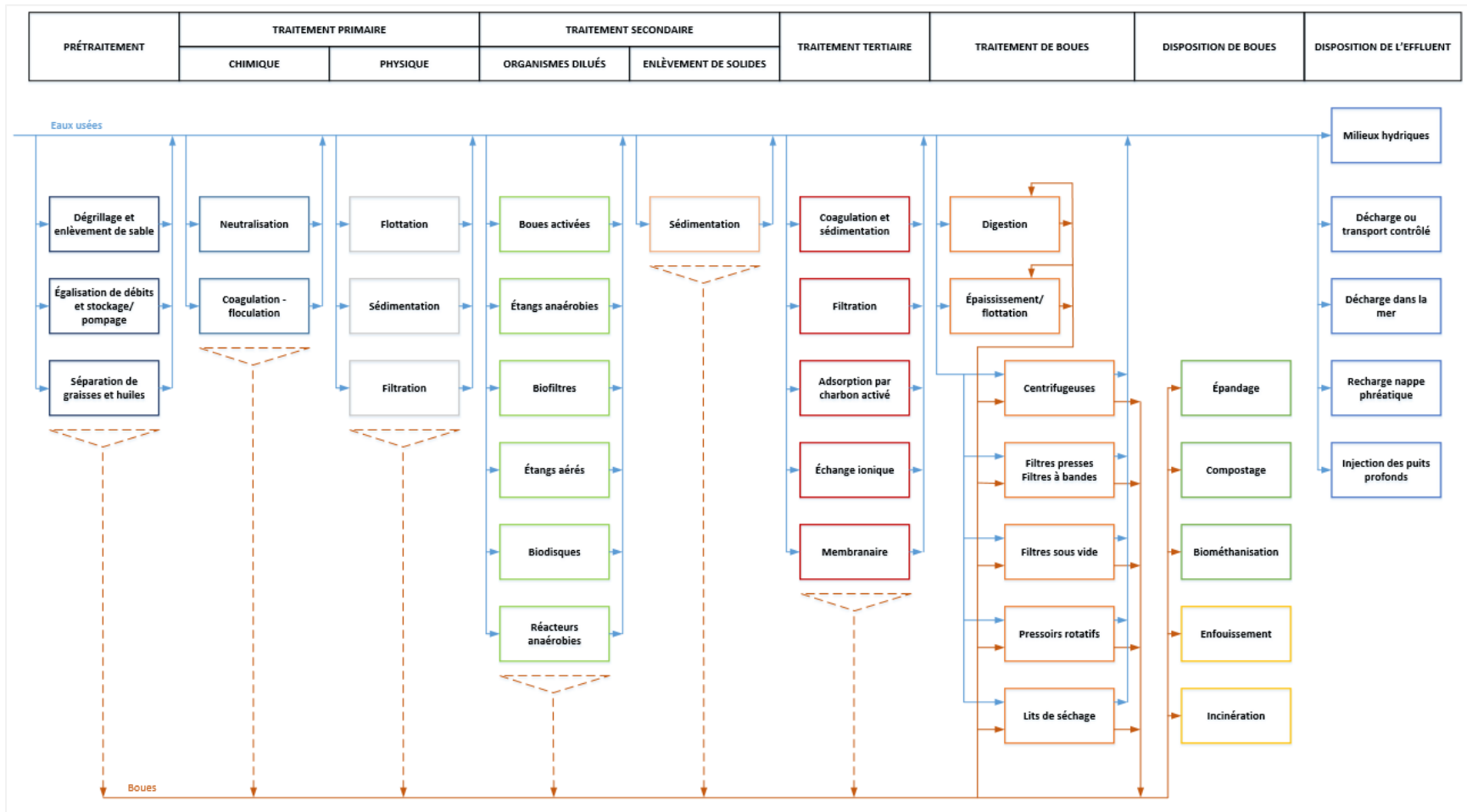


Figure 2.1 Schémas typiques des usines de traitement des eaux usées municipales (inspiré de : Romero, 2005a, p. 140)

2.1.1 Traitement préliminaire des eaux usées

Le traitement préliminaire, aussi connu comme le prétraitement, est la toute première étape pour l'assainissement des eaux. Dans ce processus, des activités de dégrillage et de dessablage permettent d'enlever des matières solides de grande taille. Bien entendu, le prétraitement ne réduit pas les concentrations de matières organiques dans l'eau, mais il évite l'entrée de grosses particules ou, encore, de matières solides résiduelles couramment trouvées dans les réseaux d'égout, le tout pour assurer le bon fonctionnement des ouvrages de traitements subséquents, selon les conditions pour lesquelles ces derniers sont conçus. Un exemple de structures simples utilisées pour le prétraitement est montré dans la figure ci-dessous.

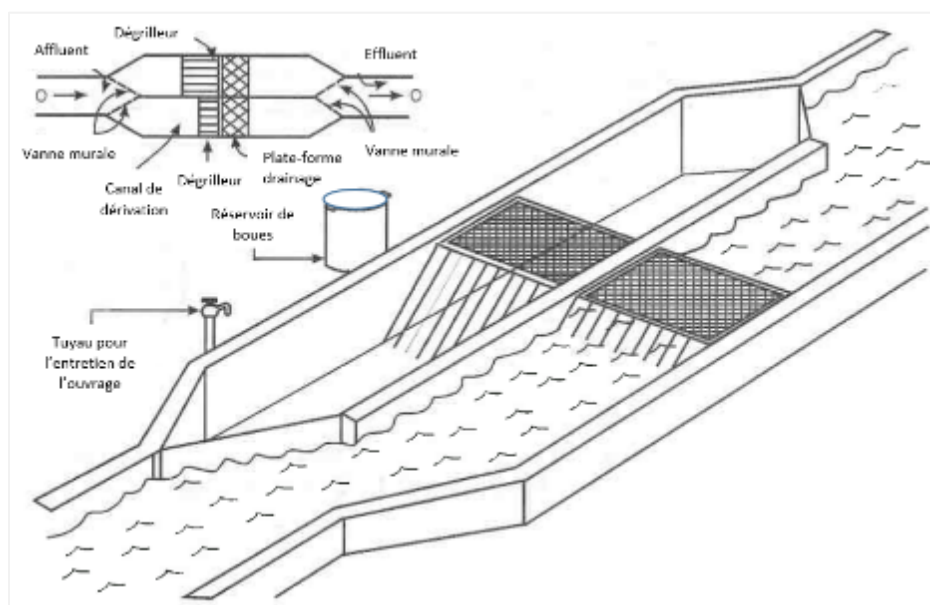


Figure 2.2 Dégrilleur simple utilisé pour le prétraitement (tiré de : Romero, 2005a, p. 144)

Les résidus obtenus dans cette première étape sont majoritairement inorganiques et peuvent être collectés et acheminés dans un site d'enfouissement sans être traités (Brissette, 2008). Cependant, certaines analyses suggèrent que les résidus contribuent à la réduction de l'empreinte carbone lorsqu'ils sont soumis aux processus de digestion anaérobie. Grâce à leur haute teneur en solides volatiles (SV) et en carbone (C), une tonne sèche de déchets digérés pourrait détourner quelque 466 kg des lieux d'enfouissement, soit l'équivalent de 4,6 tonnes CO₂éq, produisant plus que 3,4 MWh d'énergie en raison de leur potentiel de production de méthane (Cadavid-Rodriguez et Horan, 2012). Comme le retrait des matériaux non biologiques des résidus issus du prétraitement (plastique, nylon et tissu) nuisent au processus de digestion cela amène les concepteurs d'ouvrages à repenser cette solution, surtout lors de son application à grande échelle.

2.1.2 Traitement primaire des eaux usées

Le traitement primaire a pour but l'homogénéisation des affluents du système de traitement en favorisant des processus physiques (Brissette, 2008). Dans cette étape, la séparation des particules majoritairement en suspension et l'élimination des phosphates sont effectuées à partir des processus comme la coagulation, la floculation et la sédimentation ou décantation. En général, l'ajout des produits chimiques, dont l'alun, les coagulants et les polymères, est fortement pratiqué de façon à favoriser la coagulation-floculation entre particules, le tout pour améliorer l'efficacité du traitement (Romero, 2005a). La plupart des grandes municipalités font appel au traitement primaire pour traiter leurs affluents, car les technologies disponibles sont utilisées et analysées depuis des décennies et le contrôle des paramètres de qualité physicochimiques et biologiques des effluents est mieux documenté, ce qui permet de moins d'erreurs dans l'application du traitement (Romero, 2005a). Un exemple d'une chaîne de traitement primaire typiquement utilisée est montré dans la figure 2.3.

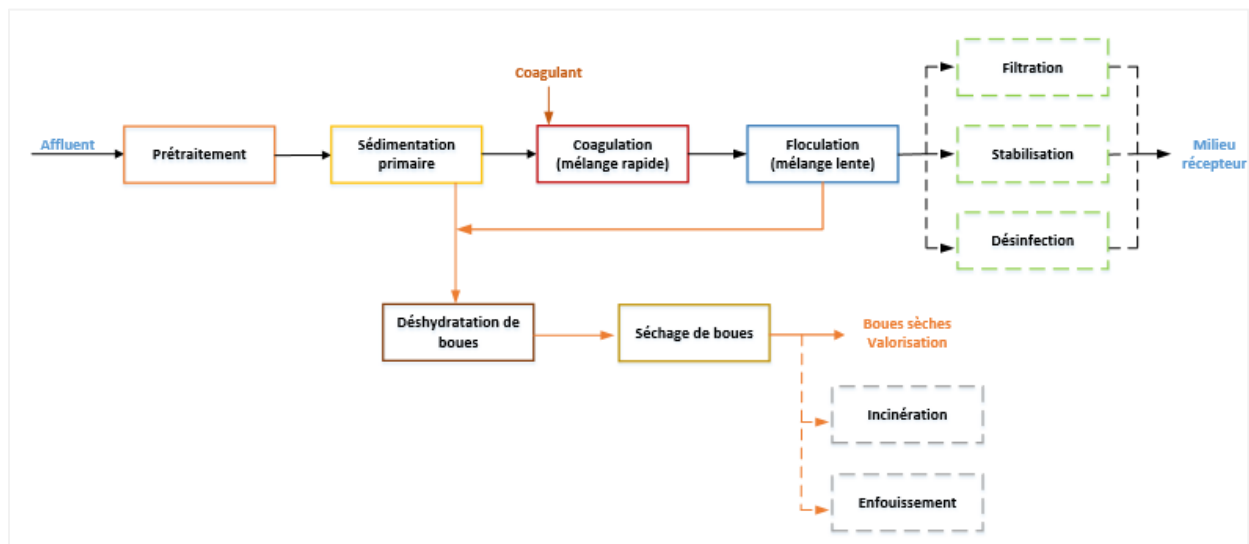


Figure 2.3 Schéma des équipements typiques du traitement primaire des eaux usées (inspiré de : Romero, 2005a, p. 349)

Dans le cas du traitement primaire, les boues et les écumes sont les principaux sous-produits. Ces derniers sont acheminés dans d'autres structures spéciales pour leur traitement, leur diminution de volume et leur élimination (Brissette, 2008). Subséquemment, le traitement primaire permet de réduire la concentration des matières en suspension (entre 60 % et 85 %), de la demande biologique en oxygène (entre 30 % à 60 %), ainsi que des phosphates (entre 75 % et 95 %) (Brissette, 2008), évidemment au profit d'émissions de GES.

2.1.3 Traitement secondaire des eaux usées

Le traitement secondaire, en général conçu pour la réduction de la teneur en matière organique en suspension dans l'eau, fait appel aux procédés biologiques et mise sur le travail des microorganismes pour initier différentes réactions chimiques, permettant ainsi d'effectuer la décantation des matières de « façon naturelle » et la biodégradation de la matière organique (Landry, 1997).

Les traitements secondaires peuvent être de type aérobie ou anaérobie dépendamment de type de microorganismes présents ou introduits dans le processus. Les traitements secondaires utilisent des bassins permettant d'entreposer temporairement des eaux usées pour accroître la population des microorganismes, celle qui est responsable d'accélérer et de maintenir la performance des procédés (Olivier, 2015). Ainsi, des processus d'aération et de recirculation des boues sont importants afin de maintenir une quantité optimale de microorganismes pour garantir l'efficacité du traitement, qui a une plage entre 80 % et 95 % d'enlèvement de la DBO (Brissette, 2008). Les boues activées sont les procédés les plus représentatifs du traitement secondaire et c'est lors du traitement biologique et de leurs sous-produits que l'émission de GES est plus courante (The Climate Registry, 2015). Un schéma d'usine, présenté à la figure 2.4., représente un système d'épuration des eaux usées muni d'un traitement secondaire, identifié par les éléments en vert.

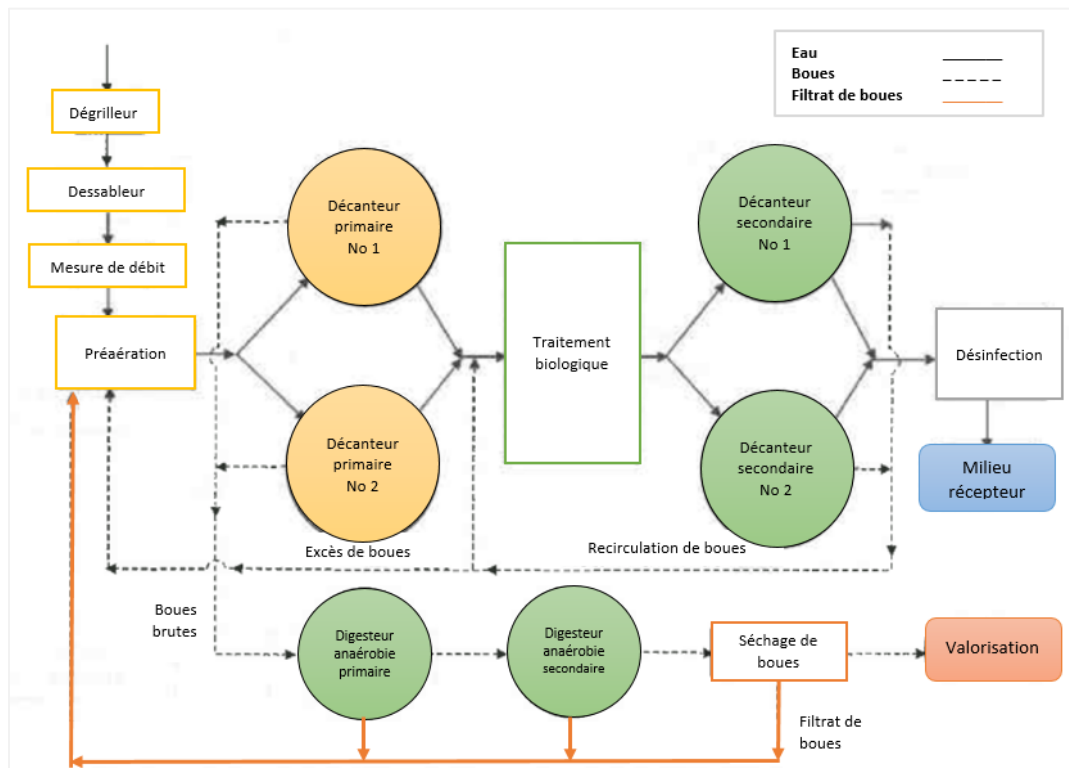


Figure 2.4 Schéma du traitement secondaire des eaux usées (tiré de : Romero, 2005a, p. 144)

Le traitement biologique des eaux usées implique l'élimination des contaminants par l'activité biologique. En effet, cette activité des microorganismes contenus dans les eaux est utilisée notamment dans les traitements secondaires pour éliminer les substances organiques biodégradables et les substances colloïdales ou dissoutes à partir des processus de digestion, produisant de la biomasse extraite par sédimentation ainsi que des gaz éliminés à l'atmosphère (Romero, 2005a).

Les procédés biologiques peuvent être de type aérobie, anoxique, anaérobie ou combiné. Chaque procédé peut varier aussi selon le type de croissance biologique et le flux des affluents. Les processus biologiques aérobies de traitement des eaux usées favorisent l'oxydation biologique de la matière organique contenue dans les affluents. L'oxydation biologique est la conversion bactérienne des matières dissoutes de la forme organique à leur forme inorganique ou stable (oxygène, hydrogène, carbone, phosphore et azote). Ce processus est connu couramment sous le nom de minéralisation (Romero, 2005a). Dans les traitements anaérobies, la biomasse transforme la matière organique en méthane grâce au processus d'hydrolyse et de fermentation (Olivier, 2015). Les conditions anoxiques, caractérisées par une faible concentration d'oxygène, favorisent les procédés biologiques dans certains affluents possédant divers groupes de microorganismes qui utilisent d'autres bactéries comme fixateurs d'électrons. En principe, les bassins anoxiques travaillent avec un temps de rétention plus étendu, en raison d'un contact rallongé entre les boues recirculées et les eaux à traiter (Romero, 2005a).

Pour que l'enlèvement et la transformation de la matière organique soient efficaces, les procédés biologiques doivent garantir trois critères essentiels dans l'opération : le taux de nutriments adéquat pour les microorganismes responsables du traitement, des conditions environnementales favorables (température et pH) pour la croissance et l'autodigestion de la flore bactérienne et l'absence de composés toxiques nuisant à l'activité microbienne (Romero, 2005a). Le tableau suivant résume les principaux procédés biologiques utilisés dans les eaux usées municipales :

Tableau 2.2 Principaux procédés de traitement biologique (traduction libre de : Romero, 2005a, p. 227 et adaptation de : J. Laperrière, notes de cours ENV 788, 16 février 2016, p. 19 à p. 71)

Procédé	Biomasse	Type de station/technologie	Objectif
Anaérobie	Biomasse suspendue	Digestion anaérobie	Enlèvement de DBO + stabilisation
		Réacteur de contact	Enlèvement de DBO
	Biomasse hybride (suspendue et fixée)	Étangs anaérobies avec parois	Enlèvement de DBO + stabilisation
		Lit de boues ou Réacteur à refoulement anaérobie de boue en nappe (UASB)	Enlèvement de DBO + SS
	Biomasse fixée	Lit fixé ascendant ou descendant	Enlèvement de DBO + stabilisation
		Lit fluidisé	

Tableau 2.2 Principaux procédés de traitement biologique (suite)

Procédé	Biomasse	Type de station/technologie	Objectif
Aérobie	Biomasse suspendue	Boues activées (bassins conventionnels, mélange complet, aération progressive, aération prolongée, chenal d'aération, réacteur biologique séquentiel [RBS])	Enlèvement de DBO + nitrification
		Étangs aérés facultatifs	
		Étangs nettement aérobies	
		Digestion aérobie	Enlèvement de DBO + stabilisation
	Biomasse fixée/attachée	Lits bactériens (Eljen-GSF)	Enlèvement de DBO + nitrification
		Biofiltres (Filtre EcoflexMD, BiosorMD, Ecoflo)	
		Réacteurs à lit fixe (Bionest)	
Biotours (Segflo)			
	Biodisques (Rotofix)		
Anoxique	Biomasse suspendue	Bardenpho	Enlèvement de DBO + N + P
	Biomasse suspendue/fixe	Bassin de nitrification	Enlèvement de N

La sélection des technologies pour le traitement des eaux dépend aussi de l'accès aux technologies. Au Québec, les étangs aérés sont les traitements biologiques les plus répandus avec 540 stations. D'autres types de traitement biologique, tels que les boues activées, les étangs non aérés, les étangs à rétention réduite, la biofiltration et les biodisques, sont utilisés (MAMOT, 2014a). La sélection d'autres types de traitement, tels que les filtres intermittents ou les réacteurs spéciaux commercialisés, sont aussi permis par le MDDELCC, non sans avoir validé précédemment les principes d'opération et leur performance avant leur implantation (MDDELCC, 2016d).

Les traitements biologiques sont fortement responsables des émissions directes (*scope 1*) lors de l'épuration des eaux usées. En effet, l'activité des bactéries méthanogènes, nitrifiantes et dénitrifiantes en culture libre ou fixée déterminent la transformation de la matière organique, de l'azote et subséquemment, de l'émission de sous-produits tels que le CH₄ et le N₂O (Romero, 2005a). Il est connu que le N₂O peut se produire de manière significative durant le traitement biologique de boues activées anoxiques ou dans les traitements tertiaires des eaux usées pour l'élimination d'azote, avec un taux de production de 0,1 % à 0,8 % de N₂O émis par quantité d'azote traité (Tallec et al., 2007).

2.1.4 Traitement tertiaire des eaux usées

Le traitement tertiaire a pour but de peaufiner la qualité physicochimique et biologique des effluents des traitements primaires et secondaires, selon des paramètres exigés par les normes, selon leur usage prévu ou bien pour tenir en compte des particularités du milieu récepteur (Olivier, 2015). En général, les traitements

tertiaires sont utilisés pour les eaux usées municipales quand les effluents sont hautement riches en azote ou phosphore (afin de réduire les phénomènes d'eutrophisation dans les milieux récepteurs), quand la DBO est si élevée qu'elle va au-delà de la capacité d'autoépuration du milieu récepteur (Brissette, 2008), quand les traitements en amont sont insuffisants ou si la teneur d'un contaminant spécifique doit être abaissée avant le rejet (Olivier, 2015). Les bassins d'oxydation, les systèmes aérobies et la filtration par substrats de sable ou de charbon activé sont les traitements les plus utilisés (Brissette, 2008).

Certains procédés couramment utilisés dans la potabilisation de l'eau peuvent être utilisés dans l'épuration des eaux usées. C'est le cas de la désinfection des eaux usées et de la neutralisation et désalinisation des eaux. Ces processus sont considérés comme étant des traitements tertiaires (Henry et Heinke, 1996). Un tableau comparatif des systèmes de désinfection est montré figure 2.5.

Tableau 2.3 Principaux modes de désinfection des eaux usées (compilation d'après : MDDELCC, 2015b et Rudd et Hopkinson, 1989)

Caractéristique	Chloration	Chloration-Déchloration	Ozonation	Rayonnement ultraviolet	Lagunage	Filtration (sable ou charbon activé)	Filtration membranaire	Acide paracétique
Inactivation bactérienne	bonne	bonne	bonne	bonne	bonne	bonne	bonne	bonne
Inactivation virale	faible	faible	bonne	bonne	faible	faible	bonne	faible
Réactivation possible	oui	oui	non	oui	non	non	non	oui
Toxicité pour la vie aquatique	élevée	faible	faible	non	non	non	non	en étude
Formation de produits secondaires nuisibles	oui	oui	faible	non	non	non	non	en étude
Corrosif	oui	oui	oui	non	non	non	non	oui
Risque pour la sécurité publique	oui	oui	non	non	non	non	non	en étude
Risque pour le personnel exploitant	élevé	élevé	modéré	faible	non	non	modéré	élevé
Transport requis	modéré	important	non	non	non	modéré	non	modéré
Complexité de la technologie	modérée	modérée	élevée	faible	non	faible	élevée	modérée
Facilité de contrôle du procédé	bien connue	bien connue	en développement	en développement	impossible	bien connue	en développement	en développement
Fiabilité des équipements	bonne	bonne	passable	bonne	pas d'équipement	passable	bonne	bonne
Applicable à quelles stations d'épuration	toutes les tailles	toutes les tailles	grosses stations	petites et moyennes (de plus en plus pour les grosses)	petites et moyennes	toutes les tailles	petites et moyennes	en étude
Niveau de prétraitement requis	aucun*	aucun*	secondaire	secondaires (projets en cours pour primaires)	aucun	aucun	secondaire	aucun traitement physicochimique en amont
Entretien requis	minime	minime	élevé	variable	aucun	minime	élevé	minime
Coûts totaux	faibles	modérés	élevés	modérés	aucun ou faible	faibles	élevés	modérés

* Le risque de toxicité et la formation de produits secondaires nuisibles augmentent toutefois avec la contamination de l'eau usée.

En guise de résumé des types de traitement, le tableau 2.3 montre sommairement les pourcentages d'efficacité des traitements associés à certains polluants :

Tableau 2.4 Procédés de base lors du traitement des eaux usées (traduction libre de : Henry et Heinke, 1996, p. 449)

Traitement/procédé		Objectif	Pourcentage d'enlèvement
Prétraitement	Dégrillage et décantation des sables	Enlever des solides en suspension des affluents	DBO ≈ 30 %, MES ≈ 50 %
Primaire	Sédimentation primaire	Réduire les solides en suspension	DBO ≈ 50 %, MES ≈ 80 %, Nt ≈ 40 %, Pt ≈ 20 %
Secondaire	Oxydation aérobie	Convertir les particules colloïdes et les matières dissoutes en microorganismes	DBO ≈ 90 %
	Digestion anaérobie	Stabiliser des boues primaires et secondaires	Volume des boues ≈ 30 %
Tertiaire	Désinfection	Détruire les pathogènes	Coliformes ≈ 90 %

Au Québec, l'analyse des données publiées dans les rapports d'évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (OMAEU) ressort la qualité des eaux usées produites et la performance des procédés d'épuration. En 2013, 811 stations d'épuration étaient assujetties au *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* (ROMAEU), comprenant le traitement de quelque 6,64 M de mètres cubes par jour des eaux usées d'origine municipale. Les stations d'épuration, divisées en 8 catégories selon le débit moyen à traiter, ont obtenu des pourcentages moyens d'enlèvement de 71,8 % de DBO, 88,4 % de MES et 80 % de Pt (MAMOT, 2014a).

2.2 Paramètres de contrôle de la qualité - performance

L'efficacité et la performance des usines de traitement des eaux usées sont aussi variables que la diversité des effluents qu'elles traitent (Romero, 2005a). Des normes locales et nationales sont examinées et mises à jour continuellement afin d'adapter les contrôles des rejets municipaux aux conditions des milieux récepteurs. Au niveau canadien, la *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents des eaux usées municipales* établit des exigences minimales de performance pour les effluents rejetés sur les eaux de surface. Ainsi, tout ouvrage d'assainissement municipal devrait respecter les paramètres de DBO, de MES et de chlore résiduel cités dans le tableau 2.4.

Tableau 2.5 Normes de performance nationales pour les rejets (tiré de : CCME, 2009, p. 2)

Paramètre	Exigence
Demande biochimique en oxygène (DBO)	<25 mg/L
Matières en suspension (MES)	<25 mg/L (Exigence différente en présence d'algues)
Chlore résiduel total (Cl résiduel)	<0,02 mg/L

La CCME demande l'accomplissement des exigences canadiennes lors de l'opération courante des infrastructures ; pourtant, ce sont les organismes locaux et provinciaux qui sont responsables d'assurer leur surveillance et leur application (CCME, 2009).

Au niveau provincial, le ROMAEU, ch. Q-2, r. 34.1 établit des normes de rejet similaires à celles de la CCME, appliquées aux infrastructures traitant un débit supérieur à 10 m³/j. La fréquence du contrôle (échantillonnage) dépend du volume des eaux traitées et de la taille de la station d'épuration (*Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées*). Le tableau suivant condense ces paramètres provinciaux :

Tableau 2.6 Normes de performance provinciale pour rejets (tiré de : ROMAEU, 2017, art. 6 et 7)

Paramètre	Exigence
Demande biochimique en oxygène (DBO)	<25 mg/L
Matières en suspension (MES)	<25 mg/L (Exigence différente en présence d'algues)
pH	Entre 6,0 et 9,5
Toxicité aiguë (évaluée sur <i>Oncorhynchus mykiss</i> ou <i>Daphnia magna</i>)	Taux de mortalité > 50 %

Dans la pratique québécoise, la DBO, les MES et le phosphore total (Pt) sont les paramètres-clés pour comparer la performance des infrastructures entre municipalités. Leur importance réside dans le fait qu'ils garantissent que les milieux hydriques recevant les effluents rejetés ne seront pas affectés par des charges organiques qui provoqueraient une surconsommation d'oxygène dissous (OD) et, conséquemment leur eutrophisation (Olivier, 2015).

Le rapport de DBO et MES est exigé par les normes-cadres d'assainissement. Cependant, le phosphore total (Pt) a gagné de l'importance récemment, car il reflète les probabilités que le rejet n'amène l'eutrophisation de son milieu récepteur. Au sujet, le MDDELCC a déjà exprimé à quelques gestionnaires d'ouvrages son désir d'établir des normes-cadres pour le contrôle de l'azote et du phosphore dans les effluents. Actuellement, le contrôle de ces nutriments se fait seulement par les ouvrages qui rejettent dans des milieux à risque de potentielle eutrophisation (D. Forest, conversation, 28 juin 2017).

Le tableau suivant présente les concentrations moyennes de performance des eaux usées québécoises selon le type de station, mesurés pour les affluents et les effluents.

Tableau 2.7 Sommaire des données des stations d'épuration québécoises (compilation d'après : MAMOT, 2014a, p. 7, 16, 19, 20 et 21)

Type de station	Débit traité (m ³ /j)	Capacité hydraulique	Concentrations moyennes - Affluent			Concentrations moyennes - Effluent		
			DBO (mg/L)	MES (mg/L)	Pt (mg/L)	DBO (mg/L)	MES (mg/L)	Pt (mg/L)
Physicochimique (PC)	3 213 880	56,6 %	74	106	1,6	39,4	17,7	0,39
Étangs aérés (EA)	1 320 512	23,0 %	92	142	2,8	7,4	13,6	0,53
Boues activées (BA)	709 733	11,3 %	125	174	3,6	4,9	9,2	0,33
Biofiltration (BF)	595 065	9,7 %	125	209	3,3	14,4	15,1	0,5
Étangs à rétention réduite (ERR)	28 766	0,6 %	84	108	2,3	8,5	14,5	0,94
Dégrillage fin (DF)	20 796	0,5 %	-	-	-	-	-	-
Étangs non aérés (ENA)	13 445	0,2 %	103	122	2,6	8,6	13,6	0,54
Disques biologiques (DB)	8 203	0,2 %	72	86	2,8	13,4	19,2	1,13
Divers	3 294	0,1 %	110	103	4	7,8	11,3	1,36

Le ROMAEU établit des normes minimales sur tout le territoire québécois, donc toutes les infrastructures d'assainissement municipales doivent s'y conformer. Au cas où certains ouvrages ne respecteraient pas ces mesures, les responsables de leur gestion seraient tenus d'entreprendre des actions concrètes, établies conjointement avec le MDDELCC, en vue de rendre leurs installations conformes dans un délai raisonnable (MDDELCC, 2017a). Afin de faire un suivi en continu et de « personnaliser » les normes de rejet pour chaque ouvrage d'assainissement, le MDDELCC se sert du Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (SOMEAU), une application interactive servant à transmettre des données de performance selon les fréquences établies pour chaque ouvrage (MDDELCC, 2017b). Le SOMEAU vient de remplacer l'ancien système de contrôle des eaux usées géré par le MAMOT afin de faciliter la transmission d'informations. Cependant, cette mesure a été déjà critiquée par certains des organismes intéressés par ces données, du fait que l'information est accessible uniquement au ministère et à l'exploitant des ouvrages, en restreignant l'accès à l'information aux autres partenaires, dont les OBV, les groupes de recherche et d'autres fondations intéressées par le sujet (Shields, 2017, 22 mars).

Enfin, la réglementation québécoise n'inclut pas des considérations de performance pour l'émission des polluants atmosphériques et non plus pour l'estimation et la gestion de la consommation énergétique des procédés. Ce sont les indicateurs de performance énergétique qui pourraient orienter les initiatives de réduction des émissions de GES dans les ouvrages d'assainissement.

3. TRAITEMENT DES BOUES

La récupération, le traitement et la disposition des boues sont l'une des activités les plus dispendieuses du traitement des eaux usées. En général, la gestion des boues à traiter comporte des procédés dont la réduction de volume, la récupération chimique de précipités et la disposition et la valorisation de biosolides (Brissette, 2008), du fait que le traitement et l'utilisation finale des boues peuvent constituer jusqu'à 40 % des émissions de GES totales associées au traitement des eaux usées (Brown et al., 2010).

Les bassins de sédimentation des eaux usées produisent de grands volumes de boues à haute teneur en eau, alors leur déshydratation et leur élimination finale peuvent représenter un coût élevé du traitement de l'eau, au-delà de 50 % du coût de traitement total (Romero, 2005a et Henry et Heinke, 1996), ainsi, une attention particulière est portée à la comptabilisation de boues dans la gestion des opérations du traitement des eaux usées.

3.1 Production et traitement de boues

Les boues proviennent des procédés primaires, secondaires et tertiaires. Les principales sources de boues sont répertoriées dans le tableau suivant :

Tableau 3.1 Sources de boues dans le traitement des eaux usées (traduction libre de : Romero, 2005a, p. 758)

Source des boues	Type de matière solide ou de boue	Remarques
Dégrillage	Gros déchets	Les gros déchets sont enlevés manuellement ou mécaniquement
Dessablage	Sable et écumes	L'enlèvement des écumes est parfois oublié dans ce processus
Aération	Sable et écumes	Petites quantités si le dessablage précède l'aération
Sédimentation primaire	Boues et écumes primaires	Quantité et qualité selon le type d'eau usée à traiter
Traitement biologique	Solides suspendus	Les solides produits sont le résultat de la synthèse biologique de la matière organique
Sédimentation secondaire	Boues et écumes secondaires	L'enlèvement des écumes est nécessaire pour évacuer l'effluent final
Équipements pour le traitement de boues	Boues, compost et cendres	Selon le processus utilisé

Les caractéristiques des boues varient considérablement en fonction de leur origine, leur âge et le type de procédé utilisé pour leur traitement. En outre, le volume produit varie en fonction du type de traitements effectués, de la concentration de nutriments et de polluants des eaux usées et de la fréquence de sa collection.

Les boues brutes ont une faible teneur en solides de sorte que de grands volumes d'eau sont manipulés pour leur disposition. C'est pourquoi la concentration en matières solides par l'élimination de l'eau compte comme le procédé recherché dans leur traitement (Romero, 2005a). Bien que les boues contiennent très peu de concentrations de matières organiques en décomposition, celles-ci nécessitent des procédés similaires que les eaux usées brutes, du fait qu'elles sont traitées comme des liquides hétérogènes qui, en effet, quittent la phase liquide et deviennent « pelletables » vers le 20 % de teneur en solides (Olivier, 2015). Le pourcentage de la phase solide des boues, aussi appelée siccité, est une variable d'importance dans leur traitement, de sorte que l'efficacité des procédés appliqués s'exprime par ce paramètre.

Le tableau suivant présente des valeurs typiques de siccité et de densité relative des boues brutes selon leur origine. La faible concentration de solides des boues amène une sélection et une opération efficaces de tous les systèmes de traitement et de déshydratation.

Tableau 3.2 Valeurs typiques des boues brutes (traduction libre de : Romero, 2005a, p. 759)

Procédé	% Siccité	Densité relative	
		Solides	Boue
Sédimentation primaire	4 - 12	1,4	1,02
Filtres biologiques	5 - 9	1,5	1,025
Précipitations chimiques	-	1,7	1,03
Boues activées	7 – 10	1,3	1,005
Fosses septiques	-	1,7	1,03
Réservoir Inhoff	5 - 10	1,6	1,04
Aération prolongée	8 - 12	1,3	1,015
Boue primaire digérée (processus anaérobie)	5 - 10	1,4	1,02
Boue provenant des étangs aérés	8 - 12	1,3	1,01
Boue primaire digérée (processus aérobie)	3 - 7	1,4	1,012

Les boues qui subissent des procédés de réduction de volume et qui sont prêtes à être disposées sont couramment appelées « biosolides ». C'est pourquoi la plupart des documents sur la valorisation et la disposition des résidus des stations d'épuration font référence à ce terme. Les différents types de traitements de boues sont schématisés dans la figure suivante.

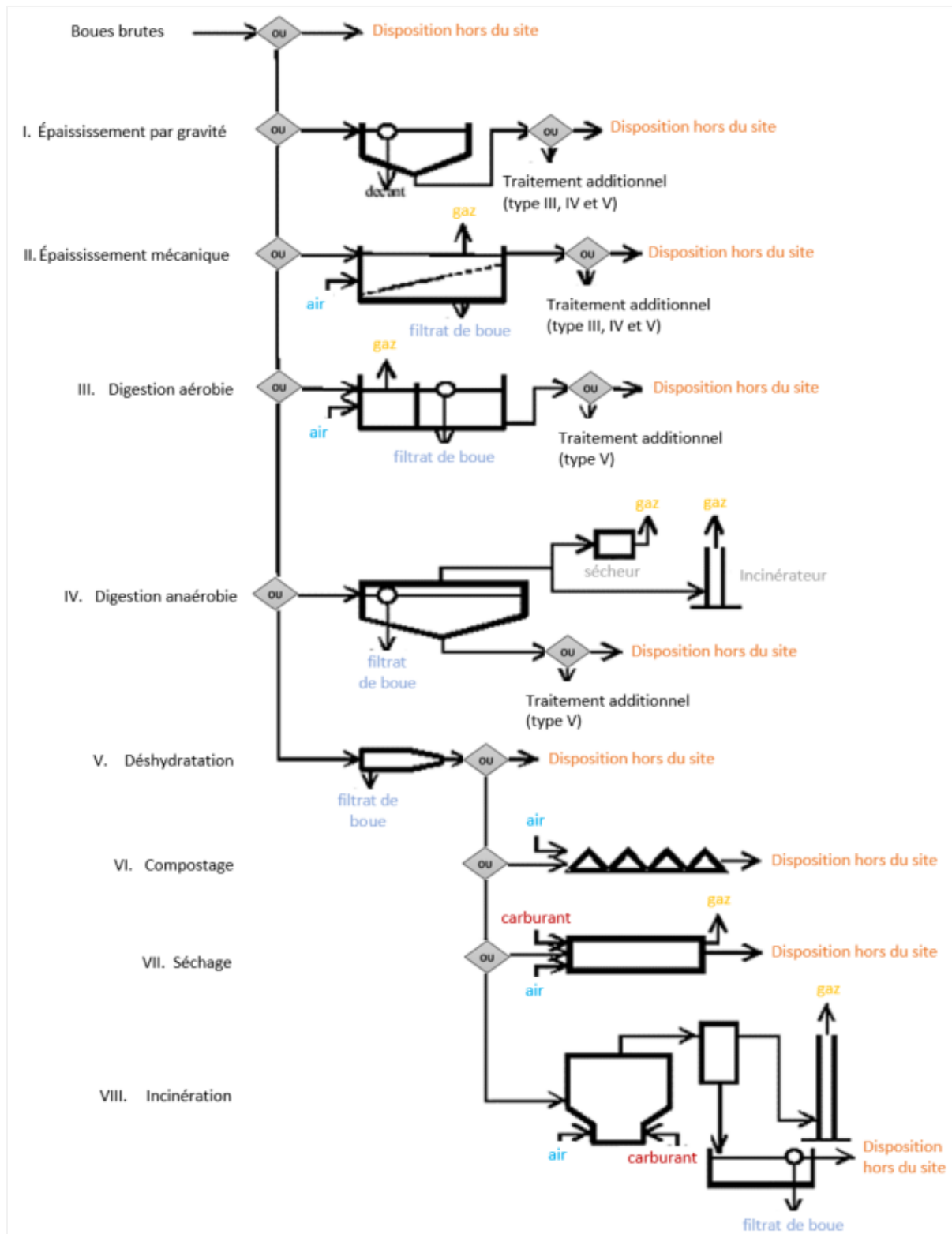


Figure 3.1 Schémas typiques des traitements des boues (traduction libre de : Environnement et Changement climatique Canada, 2016b)

3.1.1 Épaississement de boues

La première étape dans le traitement des boues a comme but la réduction de leur volume, ce qui facilite l'opération des procédés subséquents, en réduisant les coûts d'exploitation des ouvrages d'assainissement. L'épaississement par gravité ou par flottation sont les plus utilisés : les épaisseurs par gravité sont similaires aux décanteurs circulaires des traitements primaires des eaux usées, ils sont dotés des balayeurs pour concentrer et mélanger les boues produites par les différents procédés de traitements d'eaux, atteignant des valeurs entre 40 et 150 kg/m²j de charge superficielle de solides. Pour les boues légères riches en écume, typiques des systèmes de boues activées ou de lits bactériens, les épaisseurs par flottation sont aussi utilisés. Ces derniers réalisent la séparation des phases solides et liquides grâce à l'introduction de fines bulles adhérant aux solides, ce qui leur permet de monter à la surface de l'eau (Romero, 2005a).

L'efficacité d'épaississement peut être améliorée par le dosage de coagulants. Les boues traitées par épaisseurs de gravité amplifient leur charge superficielle par l'ajout de chlorure ferrique (FeCl₃) ou d'oxyde de calcium (CaO) (chaulage). Pour ce qui est des boues traitées par flottation, les polymères ioniques sont les plus favorisés. En conditions optimales, les épaisseurs peuvent atteindre le 99 % d'enlèvement de MES (Romero, 2005a).

3.1.2 Digestion de boues

La digestion de boues a pour but la production de biosolides stables et libres de pathogènes (Romero, 2005a). À première vue, les procédés de digestion aérobie et anaérobie sont aussi efficaces lors de la stabilisation des boues issues des eaux usées municipales. Cependant, la nécessité de réduire la consommation énergétique a amené à une plus grande utilisation de la digestion anaérobie pour les stations traitant des débits supérieurs à 4 000 m³/j (Henry et Heinke, 1996).

D'ailleurs, des transformations importantes de la matière organique, divisées en deux phases principales, surviennent lors de la digestion anaérobie de boues : dans un premier état, la matière organique contenue dans les boues est transformée en acides organiques par hydrolyse et fermentation. Après, les bactéries méthanogènes présentes synthétisent les acides organiques produisant le digestat et le biogaz (Henry et Heinke, 1996).

La digestion de boues permet d'enlever entre 80 % et 90 % de DCO (Olivier, 2015), du fait que les biosolides produits sont considérés comme des matières stables. La performance des réacteurs ou digesteurs est évaluée à partir des paramètres tels que la siccité, la DCO ou, encore, la production de biogaz, bien que ce dernier soit le plus souvent capté et réutilisé.

La production de biogaz représente l'un des facteurs les plus évaluables pour établir l'empreinte carbone des boues et de l'ensemble du traitement des eaux usées, en partie en raison du pouvoir calorifique du méthane contenu dans le biogaz : à une concentration moyenne de 60 % de méthane, le biogaz comporte 22 400 kJ/m³ de puissance calorifique (Romero, 2005a), une valeur semblable à celle du gaz naturel commercialisé (37 300 kJ/m³) (Henry et Heinke, 1996).

D'autres composants du biogaz, mentionnés dans le tableau 3.3, sont de grande importance pour déterminer de sa possible réutilisation.

Tableau 3.3 Composition chimique typique du biogaz (inspiré de : Romero, 2005a, p. 793)

Composé	Concentration (%)	Remarques
Méthane (CH ₄)	Entre 55 % et 75 %	Indicateur du pouvoir calorifique du gaz
Dioxyde de carbone (CO ₂)	Entre 25 % et 45 %	Représentant du carbone stabilisé
Azote (N)	Entre 2 % et 6 %	-
Hydrogène (H ₂)	Entre 0,1 % et 2 %	Aide au pouvoir calorifique du gaz
Acide sulfhydrique (H ₂ S)	Entre 0,01 % et 1 %	Indicateur de la corrosivité et des odeurs

Le taux de production de biogaz, qui varie selon les caractéristiques des boues et l'opération des réacteurs, oscille entre 0,75 et 1,1 m³ par kilogramme de matières volatiles détruites¹. Dans une journée d'opération d'une station d'épuration, les boues primaires digérées produisent entre 15 à 22 litres de biogaz par personne desservie. Les boues secondaires digérées, pour leur part, produisent quelque 28 litres de biogaz par habitant desservi (Romero, 2005a). Enfin, lorsque le volume de biogaz produit est relevé, l'épaississement contrôlé de boues ainsi que la récupération et la réutilisation de biogaz deviennent importants.

3.1.3 Déshydratation de boues

Le séchage ou la déshydratation de boues vise la réduction du volume pour faciliter leur stockage et leur transport lors des activités de disposition, en réduisant les coûts associés au traitement des eaux usées (Romero, 2005a). En général, les boues municipales, issues des stations d'épuration de moyenne et grande taille, sont habituellement déshydratées par des procédés mécaniques, tels que les centrifugeuses, les filtres-presses, les filtres à bandes, les filtres sous vide et les presseurs rotatifs (Communauté métropolitaine de Montréal [CMM], 2007). Néanmoins, la performance dans la déshydratation peut varier d'une méthode à l'autre, tout dépendant de la nature de la boue et de leur degré de stabilisation. Des valeurs entre 15 % à 40 % de siccité sont

¹ Température = 20 °C, pression = 1 atm.

couramment obtenues par les méthodes traditionnelles de centrifugation et de filtration (Actu-Environnement, 2010). Une analyse portant sur la caractérisation des boues provenant de 35 stations mécanisées et de 68 stations de type étangs du Québec, réalisée en 2007, permet d'établir que les boues des stations mécanisées possèdent une siccité moyenne quatre fois plus élevée. Cela est dû aux procédés de déshydratation mécanique auxquels elles sont soumises. En outre, les boues provenant des stations mécanisées contiennent un 50 % de plus de matières organiques que les boues des étangs, car la matière organique s'oxyde davantage quand les boues s'accumulent longtemps dans les étangs (Perron et Hébert, 2007a).

Pour leur part, les boues municipales des petites stations sont déshydratées de façon naturelle à l'aide de lits-filtrants ou de sacs géotextiles, étant donné que leur volume n'amène pas l'opération d'équipements mécanisés. Ces méthodes sont plus utilisées dans des régions tropicales ou lors des saisons sèches, celles où l'exposition de la boue aux intempéries pendant un an n'entraîne pas d'inconvénients et pouvant augmenter la siccité d'une boue de 20 % jusqu'à 40 % (Romero, 2005a).

D'autres systèmes, tels que la déshydratation par membranes et l'électrodéshydratation, sont en plein essor. Au cours de la déshydratation par membranes, les boues sont passées par des géotubes aux pores minuscules, concentrant la matière jusqu'à 25 % de siccité (Actu-Environnement, 2010). Pour sa part, l'emploi de courant électrique en continu, couplé à d'autres équipements de déshydratation mécanisée, peut être utilisé dans l'industrie. À titre d'exemple, des taux de siccité allant jusqu'à 50 % ont été obtenus pour des boues électrodéshydratés à différentes tensions ou intensités imposées (Conrardy, Olivier et Vaxelaire, 2013).

La sélection et l'évaluation des méthodes de déshydratation sont souvent établies d'après le rapport coût-bénéfice et la disposition des technologies, mais c'est essentiellement la comparaison entre l'efficacité de la méthode (en termes de siccité) et la consommation énergétique qui prédomine pour faire ce choix (Romero, 2005a). À cet égard, la détermination des émissions de GES provenant de la déshydratation des boues se révèle comme un autre élément à tenir en compte lors de la conception des ouvrages de traitement des eaux usées.

3.1.4 Séchage et incinération de boues

Le séchage et l'incinération des boues ont pour but l'amélioration de la siccité des boues afin de faciliter leur disposition. En général, les boues de traitement des eaux usées sont disposées ou valorisées à plus de 15 % de siccité, puisque le *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles*, ch. Q-2, r. 19 établit que seules les boues ayant ce pourcentage de siccité supérieure à 15 % sont admissibles dans un lieu d'enfouissement et que celles de siccité supérieure à 25 % peuvent être acheminées aux centres de transfert (*Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles*).

Le séchage thermique des boues et le séchage solaire sous terre sont des procédés largement utilisés au Québec. Le premier utilise des équipements mécanisés afin de transférer de la chaleur aux boues par conduction, convection ou rayonnement, tandis que le deuxième favorise le stockage en silos ou serres ventilées afin d'augmenter la siccité (CMM, 2007). Les boues séchées sont disposées sous diverses formes, soit comme matière dans la fabrication des amendements, dans l'épandage des sols ou comme combustible dans les centrales électriques ou les cimenteries (Frijns, 2011).

L'incinération était, pour sa part, une méthode favorisée par les grandes villes afin de traiter les grands volumes de boues produites. En effet, les procédés, qui impliquent la combustion et le chauffage des matériaux à de grandes températures, ont vu leur essor au début du XX^e siècle, une époque à laquelle le coût de traitement était faible et le contrôle d'émissions presque inexistant. L'incinération est actuellement considérée dans les cas où l'accès aux terrains de disposition implique des coûts exorbitants de transport, quand la teneur en matières toxiques est évident ou quand les normes de rejet sont restrictives. En général, les boues à incinérer ne subissent pas de procédés de stabilisation préliminaires, bien que ce dernier procédé réduise la teneur en solides volatiles et le pouvoir calorifique de la boue, requérant plus de combustible pour l'incinération (Romero, 2005a).

L'incinération, comme tout processus de combustion complète, génère des substances nocives pour l'atmosphère et des émissions de GES, notamment de CH₄ et N₂O (Romero, 2005a). La température des incinérateurs joue un rôle important dans les émissions de N₂O : si les boues sont soumises à une déshydratation préliminaire, une haute température de l'incinérateur permettra la destruction des N₂O générés par la combustion des boues, même si d'autres émissions de CO₂ sont générées par l'usage des combustibles fossiles lors du processus de combustion (Hébert, 2012). Or, l'incinération des boues devient, à long terme, moins nuisible que l'enfouissement des boues si la chaleur produite est réutilisée (Villeneuve et Dessureault, 2011).

Dans un autre ordre d'idées, les procédés de combustion incomplète sont récemment utilisés pour la réduction de boues d'épuration, particulièrement l'oxydation par voie humide (OVH). Dans les procédés OVH, les boues sont introduites dans des réacteurs travaillant aux conditions de pression et température élevées², en présence d'un agent oxydant. Ce processus d'incinération « sans flamme » produit de la chaleur récupérable, décomposant la matière organique en CO₂, en vapeur d'eau, en azote et en sels minéraux (Memento degremont, s.d.). Les résidus du processus, appelés technosables, sont valorisés couramment dans le remblayage de fourrages (Dubeau, 2013). Finalement, de nouvelles technologies de traitement de biosolides

² Entre 220 et 320 °C ; 40 et 110 bar.

gagnent des adeptes par leur versatilité et leur valeur ajoutée, ce qui laisse peu d'espace aux pratiques périmées, telles que l'incinération sans récupération énergétique et l'enfouissement sans traitement.

3.2 Disposition et valorisation des boues

La valorisation des boues constitue l'un des enjeux majeurs pour réduire l'empreinte carbone des infrastructures de traitement des eaux usées. En effet, elle demeure l'un des sujets les plus documentés dans la gestion des matières résiduelles. Au Québec, la valorisation des biosolides est une activité en progression, grâce aux avancées récentes dans la caractérisation physicochimique des boues, aux investissements faits par l'industrie ainsi qu'aux leçons apprises par les valorisations faites au cours des années (Hébert, 2004).

Tout d'abord, les boues issues des traitements des eaux usées municipales sont considérées comme étant des matières résiduelles, alors que leur traitement et leur disposition sont assujettis aux règlements créés à ces fins. D'ailleurs, l'art.2 (15) du *Règlement sur les matières dangereuses*, c. Q-2, r. 32 établit que les boues provenant des fosses septiques ou d'un ouvrage d'épuration des eaux usées municipales ne sont pas considérées comme des matières dangereuses, contrairement à toute matière provenant de l'incinération de boues provenant d'eaux usées ou d'eau potable (*Règlement sur les matières dangereuses*).

Par ailleurs, comme il s'agit de biosolides de résidus organiques, ils doivent être comptabilisés dans les différents bilans de gestion de matières résiduelles des municipalités. Selon le dernier *Bilan de gestion de matières résiduelles du Québec*, un total de 851 000 tonnes de boues humides a été généré par les villes en 2015, principalement par les stations mécanisées et par les étangs. Le bilan suggère que 51 % des boues produites ont été valorisées par activités d'épandage et de compostage ; le 49 % restant des boues a été éliminé dans les sites d'enfouissement (RECYC-QUÉBEC, 2017). La valorisation de boues a connu un essor au cours des dernières années, comme le démontre ce qui est répertorié dans les bilans de matières résiduelles de 2012 et 2015, résumé ici dans le schéma 3.1.

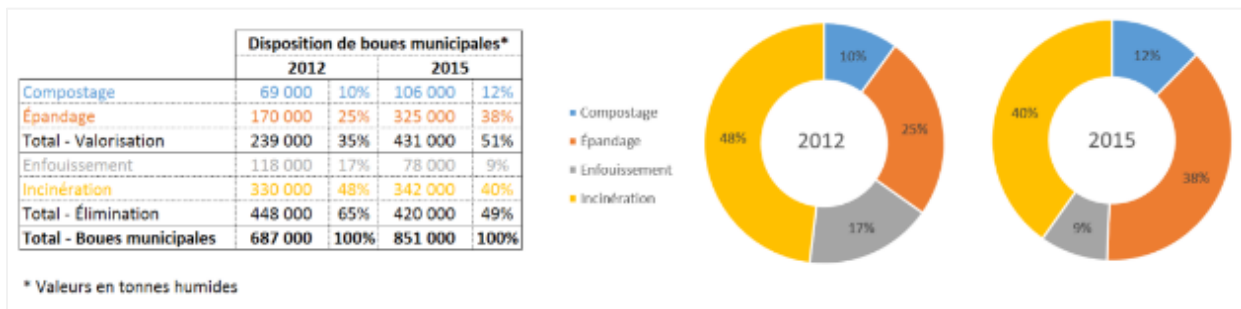


Figure 3.2 Valorisation des boues au Québec (compilation d'après : RECYC-QUÉBEC, 2014, p. 15 et RECYC-QUÉBEC, 2017, p. 26)

Le pourcentage gagné par les activités de valorisation des boues est attribué en grande partie par l'application de la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* (la Politique), dont l'un des objectifs consiste au bannissement de la matière organique des lieux d'enfouissement techniques (LET), ainsi que leur incinération sans récupération significative d'énergie d'ici 2020. En plus, la Politique propose de favoriser des activités de valorisation de boues, telles que la biométhanisation et le compostage. (Villeneuve et Dessureault, 2011).

Les bilans et la valorisation des matières résiduelles englobent également la comptabilisation des vidanges des étangs et des fosses septiques, bien que leur fréquence soit moindre. Le dernier rapport de gestion et de performance des stations d'épuration québécoises montre que 74 stations d'épuration type étangs ont été vidangées en 2013, à un taux moyen de traitement de 610 \$ par tonne solide. Les stations vidangées en 2013 correspondent à 12 % de la totalité des usines sur le territoire québécois. Ce sont les pompages par dragage et les sacs géotextiles, qui sont les méthodes de vidange les plus utilisées, suivies par l'épandage et le stockage (MAMOT, 2014a).

Enfin, la déviation et le remplacement des traitements d'élimination des biosolides par des activités de valorisation demeurent des enjeux organisationnels capitaux pour toutes les villes, malgré le fait que certaines villes aient déjà réalisé des investissements importants dans l'exploitation de leurs incinérateurs (Villeneuve et Dessureault, 2011). L'un des exemples pertinents d'identification des enjeux liés à la valorisation des boues est celui de la Communauté métropolitaine de Montréal, présenté au tableau 3.4, qui englobe les risques possibles ou effets dans le choix d'un procédé de valorisation des boues.

Tableau 3.4 Enjeux des différentes formes de valorisation de boues (tiré de : CCM, 2007, p. 1 et 2)

Valorisation	Enjeux dans le développement	Enjeux dans la valorisation finale
Épandage de boues issues du traitement chimique ou de la digestion aérobie/anaérobie	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts faibles de 10 \$ à 35 \$ par tonne selon le procédé de stabilisation utilisé (chimique, digestion aérobie/anaérobie). Enjeu au niveau de la proximité des débouchés : manutention et transport complexes, plus facile si chaulage. • Réglementation : chaque ferme doit demander une autorisation et déposer annuellement un plan agro-environnemental de fertilisation (PAEF) pour chaque champ et tenir un registre d'épandage. 	<ul style="list-style-type: none"> • Boues peu stables : odeurs encore fortes → acceptabilité de plus en plus difficile par le voisinage. • Le chaulage améliore l'hygiénisation des boues et en fait un amendement calcique bon marché très apprécié.
Épandage de boues compostées	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts de 30 \$ à 70 \$ par tonne. • Implantation ardue des sites (odeurs dans les périphéries – enjeu des technologies de contrôle de celles-ci). • Perception positive du public par rapport au compostage, lorsque les odeurs sont contrôlées. • Certification BNQ disponible → label de confiance. 	<ul style="list-style-type: none"> • Hygiénisation des boues : pas ou peu d'odeurs → meilleure acceptabilité. • Stockage et manutention facilités (compost léger).

Tableau 3.4 Enjeux des différentes formes de valorisation de boues (suite)

Valorisation	Enjeux dans le développement	Enjeux dans la valorisation finale
Création de produits granulés à base de boues séchées	<ul style="list-style-type: none"> • Infrastructures de séchage et la granulation requièrent des investissements importants. • Procédé technique complexe pour obtenir une bonne granulation : nécessité d'accéder à certains savoir-faire industriels (partenariats). • Enjeux au niveau du contrôle et de la traçabilité accrus, de même que la certification/homologation des produits. 	<ul style="list-style-type: none"> • Permet une réduction des volumes avant le stockage ou le transport. • Apprécié pour la manutention et la facilité à épandre et pour la bonne hygiénisation des boues.
Incinération spécifique des boues ou co-incinération avec les ordures ménagères	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts accrus par le Règlement sur l'enfouissement. • Co-incinération intéressante pour les petites stations. • Séchage préalable nécessaire notamment pour l'injection avec ordures ménagères. • Les problèmes d'acceptabilité par le public portent plus sur la technologie de l'incinération elle-même que sur le traitement ou l'élimination de boues par cette voie. 	<ul style="list-style-type: none"> • Récupération d'énergie : séchage des boues pour accroître le pouvoir calorifique des boues. Possibilité de couplage sécheur-incinérateur. • Développement de filières de valorisation des cendres (en cimenterie ou utilisation dans l'industrie de la construction, etc.).
Oxydation par voie humide (OVH)	<ul style="list-style-type: none"> • Procédé flexible et compact. • Extrait solide minéral, inerte et valorisable, traitement des gaz simplifié, effluent liquide réutilisable sur la station. • La réduction de matières s'opère sans combustion ni flammes → acceptabilité sociale accrue. 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de valorisation des résidus minéraux.

3.2.1 Épandage et compostage de boues

La valorisation de biosolides par l'épandage est une activité couramment effectuée à travers le monde. Au Canada, environ 40 % des biosolides générés sont épandus sur le sol, variant de 8 à 25 tonnes par hectare dans leur application sur les sols agricoles (OCDE, 2014).

Les principales utilisations des boues de basse siccité sont l'épandage direct sur les sols agricoles, l'épandage sur les lieux dégradés, le traitement par compostage des boues séchées, la fabrication de terreaux (Hébert, 2004) et la production de biofertilisants (CCM, 2007). En général, les stations d'épuration du type étangs sont plus nombreuses sur le territoire québécois, mais elles produisent peu de boues. Ce sont les stations mécanisées, qui sont le plus souvent choisies comme option par les grandes métropoles, les grands producteurs de biosolides (Perron et Hébert, 2007a).

Les boues sont vidangées des stations d'épuration et sont caractérisées, selon les programmes et les fréquences de performance du SOMAEU, afin de vérifier si elles respectent les limites en contaminants. Par exemple, le dernier rapport de performance des stations d'épuration québécoises vulgarise les résultats de la caractérisation des boues de certaines usines en 2013, établissant qu'elles présentent de faibles concentrations

de métaux et d'autres composants inorganiques, tout en respectant les limites en contaminants chimiques, sauf quelques dépassements en cuivre, molybdène et mercure (MAMOT, 2014a).

En ce qui concerne le contenu nutritionnel des boues issues des traitements d'eaux usées, la quantité de nutriments est fortement comparable à celle des engrais commercialisés, du fait que les boues sont épandues avec les lisiers et les fumiers comme amendement des terrains et pour la fabrication d'engrais calciques ou organiques (Conseil des productions végétales du Québec [CPVQ], 1997 et CCM, 2007). En effet, la teneur en azote et en phosphore des boues leur confère des propriétés d'engrais organiques, alors ils sont considérés comme étant des substituts ou des compléments des engrais minéraux couramment utilisés dans l'industrie agricole. Les boues des stations mécanisées possèdent près du double d'azote total comparativement à celles des étangs, une concentration supérieure à celle des fumiers de bovins et des lisiers de porcs. Cependant, seuls l'azote ammoniacal et l'azote organique sont importants lors de l'évaluation des engrais, puisqu'ils sont disponibles rapidement pour les plantes. En ce qui concerne le phosphore, il n'y a pas de grandes différences dans les teneurs des boues d'étangs et des stations mécanisées : cet élément doit être validé lors des épandages, bien que le phosphore se trouve en quantités excessives sur les champs agricoles. Il faut mentionner que les sels d'aluminium utilisés dans les procédés de coagulation aident à la rétention du phosphore, du fait que les boues issues de ces traitements sont soumises à des vérifications plus précises sur certains sols (Perron et Hébert, 2007a).

D'autres éléments, tels que le calcium, le potassium, le magnésium et, étonnamment, les éléments métalliques (ETM) ou métalloïdes, sont en concentration importante dans les boues des étangs, en raison des longs séjours des boues au fond des étangs, puisque ces dernières subissent d'importantes pertes de matière organique. Bien que des traces des ETM sont trouvées dans les boues à épandre, leur concentration n'empêche pas que les boues soient valorisables et sécuritaires (Perron et Hébert, 2007a et Perron et Hébert, 2007b).

Étant donné que la concentration de nutriments est raisonnable dans les boues des stations mécanisées et que leur teneur en ETM est faible, la valeur agronomique des boues mécanisées est supérieure à celle des étangs (Perron et Hébert, 2007a). C'est pourquoi elles devraient être détournées des procédés d'enfouissement ou d'incinération, activités privilégiées par les grandes stations d'épuration en raison du grand volume à traiter ainsi que de l'éloignement des champs d'épandage. L'examen des propriétés des boues mécanisées demeure quand même un procédé important, bien que leur teneur en éléments fertilisants varie fortement d'une station à l'autre (Perron et Hébert, 2007a).

Les boues liquides ne sont pas entreposables dans les champs agricoles (Perron et Hébert, 2007a), alors l'épandage direct de biosolides est une solution adéquate pour leur valorisation en saison estivale. En

contrepartie, le compostage des boues et l'épandage de biosolides compostés sont des solutions plus utilisées en saisons hivernales, car elles présentent moins de difficultés dues au transport et au stockage (Villeneuve et Dessureault, 2011). La production de compostage s'effectue couramment à partir du mélange de coproduits, tels que des écorces, des résidus de papier ou de gazon, avec les biosolides des stations d'épuration, ayant comme résultat un matériel facilement transportable et stockable qui augmente sa siccité par aération naturelle ou forcée (CCM, 2007).

Les boues compostées ou séchées sont transformées en produits granulaires pour un épandage à sec. De grandes villes comme Montréal, Laval et Québec, possèdent des équipements de séchage et de granulation pour la valorisation de leurs boues. Néanmoins, ces derniers ne sont pas couramment utilisés à cause des coûts d'entretien ainsi qu'aux difficultés à obtenir un produit stable la commercialisation. Ce sont plutôt les villes de taille moyenne qui contribuent à la valorisation des boues, car elles ne possèdent pas de systèmes d'incinération et leurs coûts d'enfouissement sont vraiment élevés. Aussi, elles encouragent fortement des échanges entre le secteur agricole et municipal (Hébert, 2004).

En outre, la pratique de l'épandage fait face à certains enjeux, tels que la disponibilité ou accessibilité aux terres agricoles pour les cultures non destinées à l'alimentation humaine, le transport des boues avec des équipements spéciaux et les odeurs lors du compostage et du stockage. Tous ces aspects demeurent toujours un frein aux démarches, alors des efforts portant sur la révision des critères d'aménagement des municipalités et le contrôle de l'épandage des boues de fosses septiques peuvent être révisés pour arrimer les objectifs de valorisation à la *Politique québécoise de gestion de matières résiduelles*, notamment avec l'objectif de recycler 60 % de la matière organique putrescible résiduelle (Villeneuve et Dessureault, 2011).

Le suivi et le contrôle des activités d'épandage direct de boues ainsi que la fabrication d'engrais et d'amendements à partir des biosolides engendrent un cadre réglementaire géré par les provinces à travers des ministères et des organismes spécialisés. Ainsi, la valorisation des biosolides requiert des exigences légales et administratives qui rendent les démarches un peu complexes. Au Québec, les boues provenant des usines d'épuration municipales sont valorisées comme des matières résiduelles fertilisantes (MRF). Or, pour qu'une boue soit valorisée et commercialisée à des fins agricoles, elle doit passer par un examen exhaustif de leurs caractéristiques physicochimiques, de sa contribution en nutriments aux sols et de sa concentration en matières toxiques ou dangereuses. Si la qualité des boues permet leur commercialisation, la province du Québec possède néanmoins trois approches d'évaluation et de certification, soit la certification BNQ, la demande de certificat d'Autorisation auprès du MDDELCC ou la conformité auprès de la *Loi fédérale sur les engrais, L.R.C. (1985)*, ch. F-10. Les villes et les gestionnaires des stations d'épuration peuvent choisir le mode de gestion qui s'applique à

leur contexte. Cependant, toutes les approches visent notamment l'évaluation des aspects comme la réduction des boues générées, la stabilisation des produits, la neutralisation des substances nuisibles ainsi que des aspects de commercialisation responsable (Hébert, 2004).

Plusieurs initiatives sont mises en marche par les municipalités afin de ressortir les bénéfices économiques et environnementaux de l'épandage et du compostage de boues. Sur le plan économique, la valorisation des boues est facilement repérable à partir des analyses de bénéfices-coûts ou d'exercices financiers. À titre d'exemple, la Ville de Saguenay a réussi à économiser quelque 1,42 M\$ de l'opération de son usine de traitement des eaux usées en détournant 22 600 tonnes de boues de l'enfouissement et en optant plutôt pour la valorisation (Villeneuve et Dessureault, 2011).

La valorisation de boues par épandage présente de nombreux bénéfices au plan environnemental. Ces derniers sont largement vulgarisés et documentés en vue d'encourager la conservation de terres, le contrôle de milieux hydriques et la gestion de matières résiduelles. L'épandage contrôlé est considéré en quelque sorte prêt de la carboneutralité (Hébert, 2012). Pourtant, le cadre réglementaire pour évaluer la performance des activités d'épandage sur la réduction des émissions de GES et sur les effets néfastes au niveau de l'atmosphère nécessite davantage de développements. En effet, quelque 550 kT CO₂eq sont associées au traitement annuel de biosolides au Québec (Villeneuve et Dessureault, 2011), du fait que l'élaboration des programmes spécifiques pour la gestion des émissions de GES et pour le contrôle d'autres contaminants de l'atmosphère comme une véritable opportunité d'arrimer les activités d'épuration aux plans d'action sur les changements climatiques.

3.2.2 Biométhanisation de boues

Les stations d'épuration sont de plus en plus appelées à analyser différents scénarios de disposition des boues et à mettre en place de nouvelles technologies de traitement de biosolides, dans le but de réduire leurs coûts d'opération et leur empreinte carbone. Comme il s'agit d'une méthode qui permet la valorisation des déchets et, en même temps, la récupération d'énergie, le traitement des boues par biométhanisation est un procédé de plus en plus favorisé par les stations d'épuration mécanisées de taille moyenne, notamment en raison des bénéfices économiques attirés de cette technologie (Mathieu, 2010).

La biométhanisation est considérée comme un procédé biochimique de digestion anaérobie peu coûteux, elle profite des boues des eaux usées riches en azote et en eau pour la production de biogaz et du digestat (Mathieu, 2010), ce qui en fait l'un des traitements les plus envisageables pour atteindre la réduction des émissions de GES issues du traitement de biosolides : elle aide, entre autres, à détourner le traitement des boues par incinération, en écartant les émissions de N₂O de ce processus (Villeneuve et Dessureault, 2011).

Les procédés de biométhanisation permettent de réduire les volumes et les odeurs des biosolides à disposer à partir d'un contrôle serré de la température et de la concentration de microorganismes. En ce qui concerne la production de biogaz, le taux de production est si haut que le gaz peut être réutilisable *in situ* ou capté aux fins de valorisation externe. Bien que la captation de biogaz soit envisageable, les coûts de transformation en gaz naturel renouvelable et les démarches de raccordement aux réseaux de gaz naturel rendent plus difficile ce type de valorisation. C'est le cas de plusieurs stations d'épuration des États-Unis qui pourraient réduire leur empreinte carbone en ajoutant des investissements (Villeneuve et Dessureault, 2011). Au niveau québécois, la Régie de l'énergie établit les responsabilités et les démarches à faire par le producteur de biogaz (les municipalités), afin que le distributeur déploie la valorisation du biogaz à partir de son injection et de sa distribution dans le réseau gazier (Gaz Métro, 2015).

Au Québec, les objectifs de la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* ont entamé la création de programmes encourageant la participation du secteur municipal pour la réduction des matières enfouies. C'est le cas du *Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage* (PTMOBC). Certaines municipalités, régies d'assainissement et sociétés d'économie mixte ont déjà fait des démarches auprès de MDDELCC pour implanter des projets de biométhanisation dans leur traitement des déchets et des boues municipales (MDDELCC, 2017e). À titre d'exemple, la Ville de Saint-Hyacinthe a choisi l'implantation des digesteurs anaérobies et d'un bioréacteur dans son système de traitement de biosolides afin de produire des biogaz par l'alimentation des biosolides sous un système d'alimentation en continu. Le système implanté permet d'augmenter la siccité des boues entre 80 % à 95 %, réduisant le coût de transport et disposition des boues, estimé en 1,2 M\$ d'économies par année (Mathieu, 2010).

La biométhanisation est présentement jumelée à d'autres systèmes de valorisation pour la disposition finale des boues, tels que l'épandage et le compostage, en accord avec la nouvelle vision promulguée par la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles*. Qui est plus, la disposition par l'enfouissement et l'incinération présente un ralentissement significatif et encourageant : dans le meilleur scénario possible, le secteur des eaux usées atteindrait une réduction de 470 à 520 kt CO₂éq dans ses émissions de GES d'ici 2020 par la valorisation totale des biosolides. Cependant pour y arriver, il faut que tout le biogaz soit utilisé en substitution à d'autres carburants, par exemple le remplacement du mazout habituellement utilisé pour le chauffage et pour les équipements de séchage de boues (Villeneuve et Dessureault, 2011).

4. PRÉSENTATION DES CAS ANALYSÉS

Dans le but de faire un portrait de l'état des connaissances des exploitants des ouvrages d'assainissement municipaux sur les émissions de GES issues de leurs activités, une série d'entrevues faites avec les responsables des stations et quelques visites d'ouvrages d'assainissement ont été réalisées. L'intérêt de ces démarches réside en la compréhension des procédés de traitement et des enjeux organisationnels et opérationnels, dans le but d'identifier les activités les plus susceptibles de contribuer aux émissions de GES ainsi que souligner les bons coups et les actions déjà entreprises par les opérateurs des usines en vue de gérer leurs émissions de GES.

Des renseignements et des données sur la conception, l'opération et le contexte organisationnel des ouvrages ont été collectés dans l'intention de comparer les cas étudiés et de formuler des recommandations utiles. Ces recommandations ont pour but d'informer les acteurs intéressés sur les démarches nécessaires pour démarrer des activités d'estimation, de quantification et d'évaluation des émissions de GES, ainsi que pour planifier des projets de réduction des émissions de GES dans le domaine des eaux usées.

La sélection et la présentation des types de traitement et des cas résumant l'information collectée et la participation des municipalités contactées. Aucune méthodologie statistique n'a été mise en marche dans le choix des villes analysées. En outre, il est important de mentionner que les données collectées n'ont pas été utilisées pour la quantification des émissions de GES des cas étudiés : l'estimation des émissions de GES ne relève ni des objectifs ni de la portée du présent essai.

Le tableau 4.1 résume les municipalités analysées dans le cadre de cet essai :

Tableau 4.1 Municipalités québécoises analysées (tiré de : MAMOT, 2014a, p. 7, 16, 19, 20 et 21)

TYPE DE TRAITEMENT	MUNICIPALITÉS ÉTUDIÉES
Étangs Non Aérés (ENA)	Stornoway, Saint-Romain et Lac Drolet
Étangs Aérés (EA)	Courcelles et Sainte-Cécile-de-Whitton
Boues Activées (BA)	Régie d'assainissement des eaux du bassin de la Prairie et Pincourt
Traitement Physicochimique (PC)	Régie d'assainissement de la Vallée-du-Richelieu et Longueuil (Centre d'épuration Rive-Sud)
Fosses septiques (FS)	Saint-Alphonse-de-Granby

4.1 Traitement des eaux par étangs non aérés (ENA)

La simplicité dans la conception et l'opération des systèmes de traitement des eaux usées par lagunage font de ces derniers l'une des alternatives d'épuration les plus répandues au monde. Les étangs sont des bassins d'eaux usées qui ont le pouvoir de supporter de grandes variations de charges organiques, en raison des temps de rétention plus longs que ceux des systèmes de traitement mécanisés (MDDELCC, 2012c).

Les étangs sont des ouvrages d'assainissement qui favorisent l'activité biologique, comme ils contiennent des algues et des bactéries en suspension. Les algues réalisent la photosynthèse, libérant l'oxygène utilisé par les bactéries aérobies pour décomposer la matière organique. En contrepartie, les nutriments et le dioxyde de carbone produits par l'activité bactérienne sont utilisés par les algues. La combinaison d'activité bactérienne, d'une part de type aérobie sur la surface et d'autre part de type anaérobie au fond des étangs, donne naissance aux étangs facultatifs. En effet, la profondeur des étangs est un facteur étudié lors de la conception puisqu'il détermine et favorise la présence de certains microorganismes (Romero, 2005b).

Les étangs peuvent être aussi à décharge continue, à vidange périodique ou à rétention complète. Cela dépend du volume des eaux à traiter et de leur caractérisation physicochimique et biologique (MDDELCC, 2012c). Les traitements des eaux usées par lagunage requièrent de grandes aires de terrain pour leur exploitation. Ils sont conçus de 2 à 4 étangs qui travaillent en série ou en parallèle, suivis par des procédés de désinfection ou de polissage. Cela permet un meilleur contrôle dans l'enlèvement de la matière organique, des solides en suspension et des pathogènes, en facilitant aussi les activités de dérivation pour la vidange de boues (Romero, 2005b). Des exemples des systèmes d'étangs sont montrés à la figure 4.1.

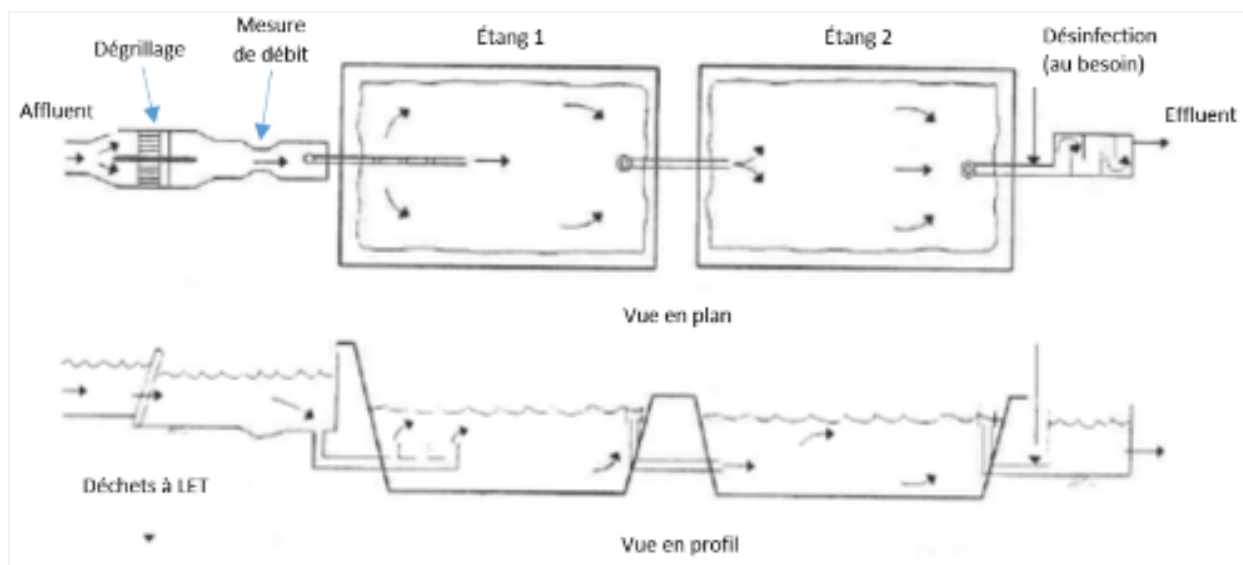


Figure 4.1 Schéma de traitement des étangs (traduction libre de : Romero, 2005b, p. 85)

L'enlèvement des charges organiques et des polluants dans les étangs non aérés réside en leur décantation naturelle par gravité. Ainsi, aucun équipement mécanisé n'est utilisé. L'oxygénation se réalise de façon naturelle, alors que des conditions aérobies priment dans la superficie des étangs, sauf lors de la période hivernale. Des parois minces de polyéthylène ou de matériaux légers et imperméables peuvent être installées perpendiculairement au flux des eaux, allongeant ainsi le temps de rétention des eaux. Même si les étangs non aérés requièrent un entretien moins fréquent, un suivi d'exploitation assidu est nécessaire, dans le but de contrôler les paramètres de performance et les débits journaliers et d'éviter des nuisances telles que la présence d'odeurs inhabituelles ou les déversements accidentels (MDDELCC, 2017b).

Le dernier rapport d'évaluation d'ouvrages municipaux d'assainissement des eaux, publié par le MAMOT en 2014, révèle que 43 unités d'étangs non aérés traitaient 0,2 % du volume des eaux municipales produites annuellement dans la province (MAMOT, 2014a). Dans le but d'apprécier le fonctionnement de ce type d'infrastructures, une visite a été réalisée dans trois installations de la région administrative de l'Estrie en avril 2017. Les données principales des conditions d'opération et de performance sont présentées dans le tableau 4.2.

Tableau 4.2 Données de performance, exemples de stations d'épuration de type ENA (inspiré de : MAMOT, 2014a, annexes 1 à 4)

Paramètre		LAC DROLET	SAINT-ROMAIN	STORNOWAY
Description	Type de station	Étangs non aérés (décharge continue)	Étangs non aérés (vidange périodique)	Étangs non aérés (vidange périodique)
	Station n°	30080-1	24420-1	30105-1
	Région administrative	Estrie	Estrie	Estrie
	Date - mise en opération*	1977	1992	1986/1992
	Population desservie (hab.)	750	466	300
	Nombre d'ouvrages de surverse	1	0	0
Données de performance	Débit moyen (m ³ /j)	400	166	123
	Enlèvement DBO	77,9 %	94,7 %	96,6 %
	Enlèvement MES	79,6 %	90 %	95,1 %
	Enlèvement Pt	-	96,9 %	97,9 %
	Respect des normes (coliformes)	100 %	100 %	100 %

*Dernière modification majeure

Le système de traitement de la municipalité de Stornoway traite les effluents de quelque 70 maisons du centre-ville desservies par un système de puits artésiens d'approvisionnement d'eau potable. L'affluent de type domestique, car il n'y a qu'une industrie de pâtes alimentaires, est traité par deux étangs non aérés de même volume opérés en série et vidangés une fois par année. Le contrôle du niveau des étangs et la décharge s'effectuent par des ouvrages manuels de déversoirs et de regards-puisards en amont et en aval de l'ouvrage.

Lorsque des opérations de vidange sont prévues, un dosage de sulfate ferrique est exécuté au début de la saison estivale, afin de contribuer à la coagulation-floculation de MES, évitant le colmatage et le déversement inutile des nutriments sur la rivière Felton, le milieu hydrique récepteur. La vidange de boues n'est pas effectuée depuis 2013, mais le contrôle de la hauteur, atteignant huit pouces (8 po) en 2013, est fait une fois tous les cinq ans (Y. Mathieu, conversation *in situ*, 17 avril 2017). Des efforts additionnels ont été faits vers 2013 afin d'améliorer la performance au niveau de l'enlèvement de coliformes fécaux. La contribution des nutriments aux milieux récepteurs est moindre, car elle respecte les exigences de rejet de Pt de 0,3 mg/L (COGESAF, 2015).

Le système de traitement de la municipalité de Saint-Romain est opéré de façon similaire à celui de la municipalité de Stornoway. Il comporte deux étangs en série qui déversent leur effluent à la rivière Sauvage. La Ville produit des eaux usées domestiques, auxquels s'ajoutent les effluents commerciaux composés par deux restaurants et un garage mécanique (Y. Mathieu, conversation *in situ*, 17 avril 2017). Les exigences de nutriments sont respectées, mais le rejet de coliformes fécaux a connu des non conformités dans les années précédentes (COGESAF, 2015).

Quant à Lac Drolet, un système composé par deux étangs en série en décharge continue traite les eaux des résidences du centre urbain et d'autres résidences raccordées près de la rivière Drolet (tributaire du lac Drolet), soit celle qui reçoit l'effluent des étangs. Les équipements utilisés par un étang à décharge continue sont les mêmes que ceux des étangs à vidange périodique. C'est la fréquence d'échantillonnage et du contrôle de la hauteur des étangs qui est plus serrée (Y. Mathieu, conversation *in situ*, 17 avril 2017).

Les systèmes ENA amènent de basses émissions de GES attribuables à leur fonctionnement. Ce sont les équipements pour le contrôle de déversements, les stations de pompage et la vidange des boues qui affectent le quota des émissions. Par ailleurs, les ENA traitent majoritairement de petites agglomérations qui apportent de moindres charges organiques, du fait que des procédés de polissage (traitements de dénitrification/nitrification) ou de traitement des boues en continu ne sont pas nécessaires. Les boues vidangées, hautement minéralisées et âgées, sont utilisées dans l'épandage dans les sols, où elles sont mélangées avec du fumier ou du lisier, puisqu'elles ne possèdent pas tous les nutriments nécessaires pour la culture (Romero, 2005a). De même, les ENA sont soumis à la stratification thermique des plans d'eau et ils peuvent émettre peu d'émissions de CH₄. Cela s'explique par la création des zones aérobies des couches supérieures, celles qui expérimentent le brassage libre des eaux effectué par le vent (Olivier, 2015).

Une attention particulière est effectuée à la vidange dans les ENA de boues non déshydratées et d'eaux usées provenant des systèmes septiques des résidences isolées. Malgré le fait que cette activité est interdite directement dans les étangs de traitement, il est fortement probable que des charges organiques additionnelles

dans le système d'égout modifie la performance du traitement, en nécessitant des vidanges plus périodiques ou des déversements indésirables.

4.2 Traitement des eaux par étangs aéérés (EA)

Les étangs aéérés sont conçus principalement comme un système de bassins d'eaux usées munis d'un système d'aération soit par diffuseurs d'air installés au fond des bassins ou soit par aérateurs de surface (MDDELCC, 2016a). L'objectif de cette technologie est d'assurer une teneur en OD dans l'eau par un brassage entre les eaux et les boues décantées au fond des bassins, afin de rendre propices les réactions biochimiques des microorganismes (Brissette, 2008).

En général, des ouvrages de prétraitement tels qu'un dégrilleur sont installés tout juste en amont des étangs aéérés, réduisant donc les coûts d'entretien et de traitement de sous-produits (Romero, 2005b). Ainsi, l'efficacité du traitement est reliée uniquement aux conditions des lagunes, celles où le temps de rétention ou, encore, la température sont des facteurs déterminants (Brissette, 2008). La géométrie des étangs et la position des aérateurs jouent un rôle essentiel pour établir le temps de rétention, alors de 2 à 4 étangs en série peuvent être nécessaires afin de garantir un effluent clarifié (MDDELCC, 2016a). La figure suivante illustre un système d'étangs facultatifs aéérés.

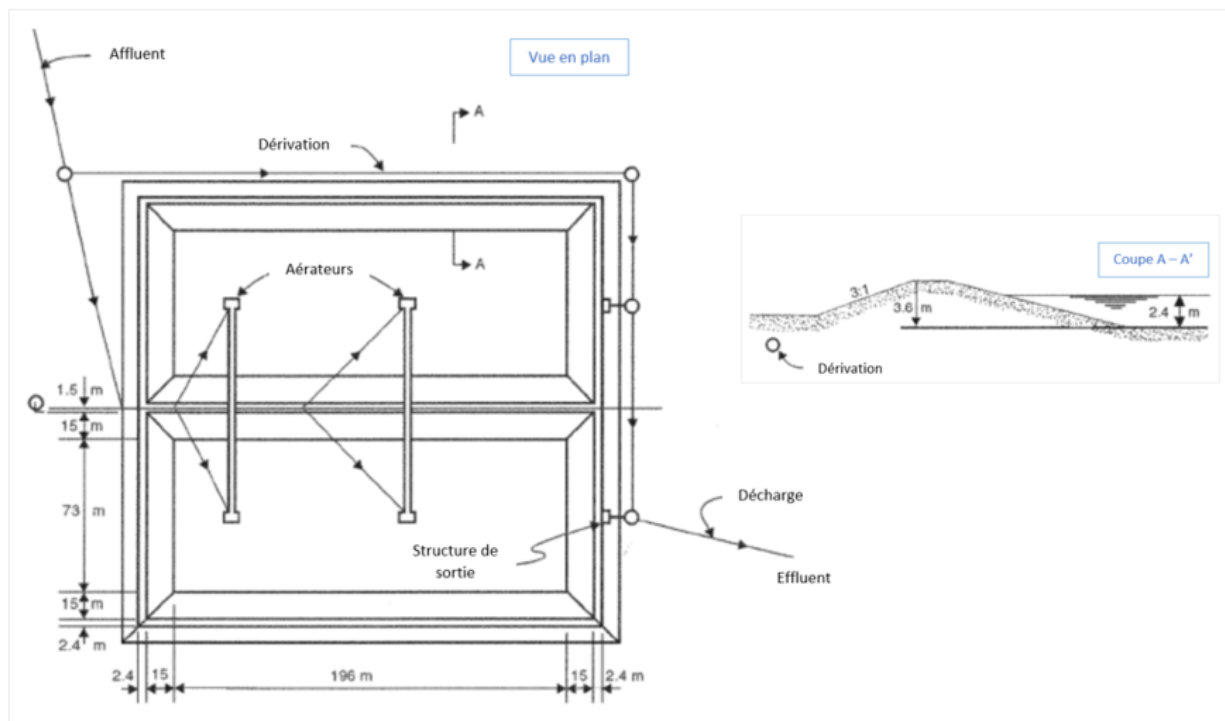


Figure 4.2 Schéma typique de traitement des étangs aéérés (traduction libre de : Romero, 2005b, p. 246)

Les étangs aérés ont émergé autour de 1957 comme une solution aux problèmes de mauvaises odeurs existantes dans les bassins d'oxydation naturels qui étaient trop surchargés, afin d'améliorer leurs effluents. Néanmoins, l'ajout d'aérateurs dans les bassins d'oxydation naturelle crée de la turbulence et de la turbidité, en favorisant la disparition des algues (Romero, 2005b). Une bonne nitrification peut être obtenue avec ce processus, si les charges organiques sont basses et la température est adéquate. Des valeurs typiques variant entre 90 % pour l'enlèvement de DBO et de 90 % à 95 % de performance pour l'enlèvement des coliformes fécaux sont obtenues dans des étangs avec 2 à 6 jours de rétention (Romero, 2005b).

Au Québec, les étangs aérés sont les systèmes de traitement les plus utilisés, car ils desservent efficacement des agglomérations de moyenne taille à un faible coût d'entretien (MDDELCC, 2016a). En 2013, 67 % des usines d'épuration québécoises, correspondant à 540 unités, traitaient 23 % du volume rejeté des eaux usées sur la province (MAMOT, 2014a). En effet, la plupart des systèmes d'étangs aérés utilisés présentement par les municipalités ont été construits lors du PAEQ en 1978 comme des étangs non aérés. Toutefois, parce qu'il a dépassé sa capacité de conception, le premier étang de la série d'étangs est pourvu d'aérateurs pour le transformer en un étang « complètement mélangé ». L'ajout des aérateurs permet d'accroître la capacité de traitement en termes de volume et de qualité de l'effluent, ce qui nécessite par contre une augmentation dans les ressources énergétiques nécessaires pour l'épuration des eaux (Desjardins, Alibert, Riera, Houweling et Comeau, 2011).

L'exploitation des étangs aérés est comparable avec les étangs à rétention réduite (ERR) et les étangs aérés avec bassin complètement mélangé (EACM). Ces trois systèmes représentent le 73 % du nombre de stations existantes dans la province, ce qui correspond à 24 % de la capacité hydraulique totale des stations (MAMOT, 2014a). Plusieurs stations sont assujetties aux normes supplémentaires de réduction de la teneur en phosphore ou à désinfection complémentaire, alors le dosage des réactifs ou le rayonnement ultraviolet sont nécessaires (MDDELCC, 2017b).

Deux usines d'étangs aérés ont été visitées dans le cadre du présent essai : l'usine d'épuration de la municipalité de Courcelles et l'usine de traitement des eaux de la municipalité de Sainte-Cécile-de-Whitton.

Pour ce qui concerne la municipalité de Courcelles, le traitement des eaux usées est assuré par un système de trois étangs facultatifs de charge continue où le premier et le troisième étang sont munis d'aérateurs superficiels qui incitent les processus de déphosphatation des eaux usées à l'aide d'un dosage d'alun correspondant à 27 L/j. L'aération et le dosage du réactif chimique permettent d'améliorer la décantation de charges organiques provenant d'une population de quelque 820 personnes, ce qui permet d'obtenir un effluent de qualité qui

respecte les normes de rejet (Y. Mathieu, conversation *in situ*, 17 avril 2017). L'effluent est déversé à la rivière aux Bluets, tributaire du Lac-Saint-François (COGESAF, 2015).

Les conditions géographiques de la municipalité de Courcelles exigent le fonctionnement d'une station de pompage en amont de la station d'épuration, ce qui s'ajoute à la consommation d'électricité attribuée à l'opération des aérateurs. Au total, la station dépense entre 5 000 \$ et 10 000 \$ annuels pour ses frais d'électricité (Y. Mathieu, conversation *in situ*, 17 avril 2017).

Pour sa part, la Ville de Sainte-Cécile-de-Whitton compte deux stations d'épuration : un système de deux étangs aérés de parois verticales en béton, de 4 m de hauteur, qui traite les affluents du centre urbain depuis l'année 2000, et une station munie d'un réacteur biologique membranaire (RBM) inaugurée en 2014 pour servir 60 nouvelles résidences. Pour les étangs aérés, l'opération des aérateurs, des pompes et des équipements génère des frais annuels d'électricité atteignant 5 000 \$, ce qui contraste avec les quelque 36 000 \$ annuels dépensés pour l'opération de la station membranaire, un ouvrage de traitement tertiaire qui comporte des procédés de coagulation, de décantation primaire, de déphosphatation et de filtration, qui requiert donc une consommation importante de réactifs tels que l'acide citrique et le chlorure d'aluminium. Le tout a pour but d'éviter des apports de phosphore aux milieux sensibles dont le lac des Trois Mille, milieu récepteur des effluents (Y. Mathieu, conversation *in situ*, 17 avril 2017).

Les principales données de performance des municipalités étudiées sont présentées dans le tableau 4.3.

Tableau 4.3 Données de performance, exemples de stations d'épuration type EA (inspiré de : MAMOT, 2014a, annexes 1 à 4)

Paramètre		COURCELLES	SAINTE-CECILE-DE-WHITTON
Description	Type de station	Étangs aérés	Étangs aérés (paroi verticale)
	Station n°	24580-1	30050-1
	Région administrative	Estrie	Estrie
	Date - mise en opération*	1976/1993	2001/2014
	Population desservie (hab.)	857	350
	Nombre d'ouvrages de surverse	1	1
Données de performance	Débit moyen (m ³ /j)	638	101,3
	Enlèvement DBO	93,5 %	95,7 %
	Enlèvement MES	96,9 %	89,5 %
	Enlèvement Pt	84,9 %	-
	Respect des normes (coliformes)	100 %	100 %

*Dernière modification majeure

Lors de la vidange des boues, les petites agglomérations traitant leurs eaux par étangs non aérés optent pour la déshydratation contrôlée sur le site à l'aide de lits de séchage, de lits de gel-dégel, de tranches imperméables ou de sacs géotextiles (MDDELCC, 2017b). Ainsi, les eaux excédantes reviennent au système de traitement et les boues atteignent un volume raisonnable, en réduisant les coûts associés au transport et à la valorisation (Y. Mathieu, conversation, 17 avril 2017).

Un système de vidange et déshydratation à l'aide d'un sac géotextile a été utilisé par la ville de Sainte-Cecile-de-Whitton en 2011. Le système, montré à la figure 4.3, a réduit son volume en deux quarts depuis son installation. Les boues déshydratées seront valorisées comme un amendement dans les champs du secteur.



Figure 4.3 Sac géotextile pour la déshydratation des boues (usine EA, Sainte-Cecile-de-Whitton, avril 2017)

4.3 Traitement des eaux par boues activées (BA)

Les boues activées sont les processus biologiques les plus répandus au monde grâce à leur efficacité et à leur faible besoin en surface d'installations, malgré que leur coût de construction et d'opération soit élevé (Romero, 2005a). Dans ce processus, la réutilisation des microorganismes et la décomposition de la matière organique sont favorisées par la recirculation des boues dans le bassin d'aération qui reçoit les effluents des prétraitements ou des traitements primaires. Les boues recirculées proviennent des lots de boues antérieurement décantées, alors, ils se disent « activées » puisque leur potentiel de consommation de matière organique est augmenté, permettant l'élimination de la matière organique suspendue dans les eaux à traiter (Brissette, 2008).

Le traitement des eaux usées par boues activées est exécuté en deux temps : dans un premier temps, la matière organique suspendue et dissoute est consommée et transformée en constituants cellulaires par les microorganismes présents dans l'eau et les boues acheminées à un bassin conjoint d'aération appelé réacteur. Ensuite, les microorganismes et la matière en suspension sont séparés par décantation ou filtration de l'eau afin d'épurer cette dernière. Les processus de dégradation de la matière organique et de séparation des phases solide et liquide, accomplis dans plusieurs lots par journée, sont contrôlés par des variables telles que le temps de résidence des eaux, le volume de boues recirculées et le taux d'aération (MDDELCC, 2012d). L'enlèvement de la DBO des eaux par boues activées varie entre 80 % et 95 %, mais, en contrepartie, la production de phosphore peut être favorisée (Brissette, 2008), ce qui implique la mise en place de procédés de déphosphatation ou de nitrification/dénitrification postérieurs à l'exposition de la biomasse à cycles oxygènes (MDDELCC, 2012d). La figure 4.4 montre un schéma typique du traitement des boues activées.

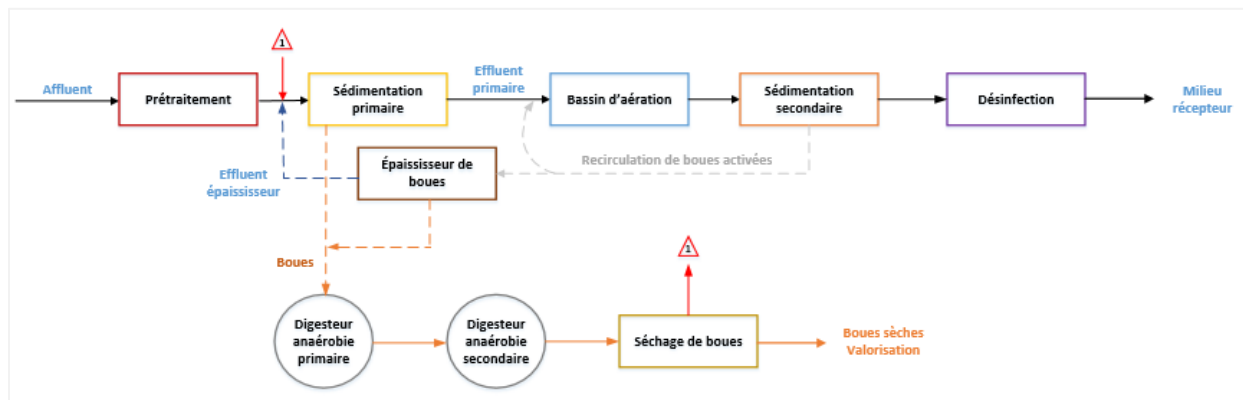


Figure 4.4 Schéma de traitement des boues activées (traduction libre de : Romero, 2005a, p. 433)

Le système de traitement des eaux usées par boues activées est couramment utilisé par des municipalités de taille moyenne, car il ne requiert pas de grandes extensions de terrain pour son opération (Romero, 2005a). Au niveau québécois, le rapport d'évaluation d'ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du MAMOT de 2014 énonce que 49 systèmes de boues activées sont présents sur le territoire québécois, correspondant à 23 % du total du volume des eaux municipales produites par année (MAMOT, 2014a).

Les systèmes de traitement de la Ville de Pincourt et de la Régie d'assainissement de La Prairie sont pris comme exemple pour l'analyse de ce type de traitement. Les caractéristiques de leurs opérations et leurs indicateurs de performance sont montrées dans le tableau 4.4.

Tableau 4.4 Données de performance, exemples de stations d'épuration type BA (inspiré de : MAMOT, 2014a, annexes 1 à 4)

Paramètre		RÉGIE D'ASSAINISSEMENT LA PRAIRIE	PINCOURT
Description	Type de station	Boues activées	Boues activées
	Station n°	66500-1	72180-1
	Région administrative	Montérégie	Montérégie
	Date - mise en opération*	1990	1990/2004
	Population desservie (hab.)	64 430	13 545
	Nombre d'ouvrages de surverse	25	12
Données de performance	Débit moyen (m ³ /j)	65 254	7 900
	Enlèvement DBO	97,7 %	95,8 %
	Enlèvement MES	97,1 %	95 %
	Enlèvement Pt	-	83,3 %
	Respect des normes (coliformes)	100 %	100 %

*Dernière modification majeure

La Ville de Pincourt traite par boues activées les affluents raccordés sur son territoire, ainsi que d'autres résidences des municipalités de Terrasse-Vaudreuil et de Notre-Dame-de-l'Île-Perrot, desservant quelque 15 000 habitants, ce qui représente un débit moyen de 7 025 m³/j. La capacité maximale de traitement atteint 15 400 m³/d. Le système d'écoulement, présenté à la figure 4.5, est composé par un prétraitement et dessableur, un traitement biologique réalisé par trois bioréacteurs, un système de recirculation, d'épaississement et de réduction de boues, des décanteurs d'eau et un procédé de désinfection par rayons ultraviolets (UV). Ainsi, l'effluent final est déversé sans pathogènes au lac Saint-Louis. L'usine est aussi munie d'un système de filtration qui n'est pas utilisé présentement, car le système UV couvre les besoins de désinfection. Tous les ouvrages sont séparés en trois sections de bâtiments, munis d'une large gamme d'équipements électromécaniques dont une génératrice et 30 pompes pour la distribution des matières, l'aération des réacteurs et le dosage de réactifs. L'utilisation de sulfate ferrique, d'alun (dans la période estivale) et de polymère cationique pour la déshydratation des boues comptent comme les principales matières premières, outre que les lampes UV et l'outillage mineur. La Ville doit prévoir annuellement autour de 167 K \$ afin d'opérer adéquatement l'installation. Des projets de changement de la génératrice, de remplacement des aérateurs et de raccordement de certains équipements au réseau de gaz naturel font partie de la tarte des actions pour améliorer l'efficacité énergétique (D. Forest, conversation in situ, 28 juin 2017).

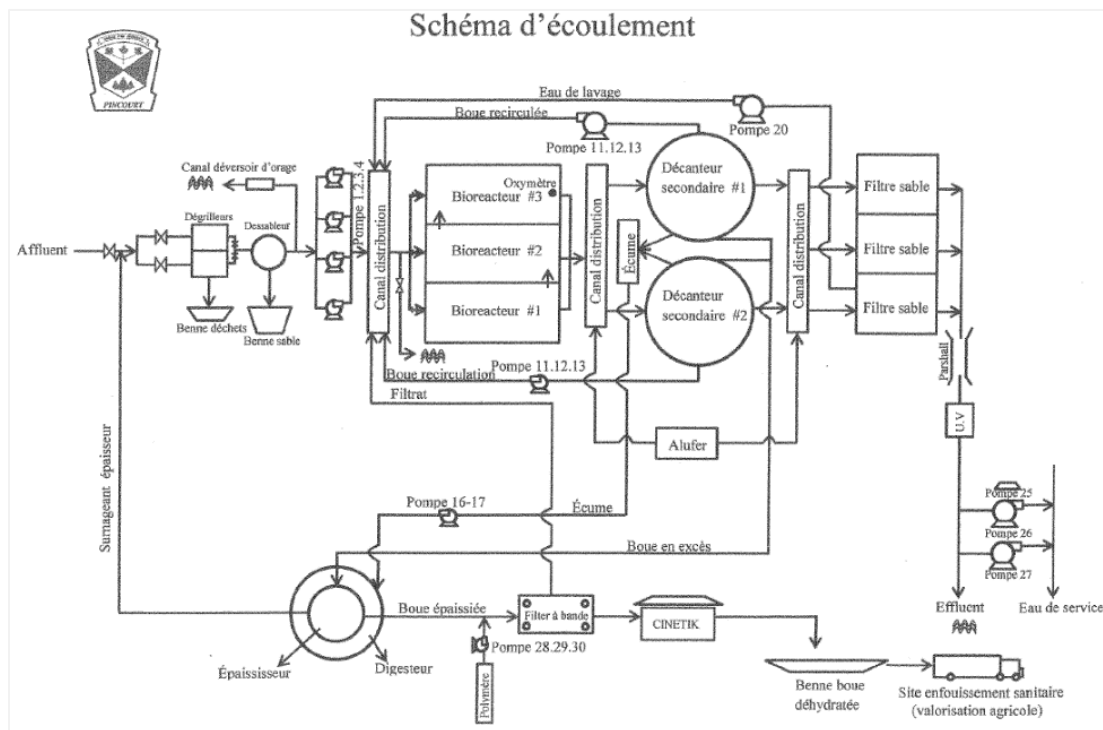


Figure 4.5 Système d'écoulement, station d'épuration de la Ville de Pincourt (D. Forest, conversation, 28 juin 2017)

La production abondante de boues et d'écume de la station d'épuration de Pincourt requiert l'opération et l'entretien de deux systèmes de réduction de boues après la digestion et l'épaississement : dans un premier stade, des filtres à bandes réduisent les boues jusqu'à une siccité de 11 % à 14 %. Postérieurement, les biosolides filtrés sont pompés et conduits à un électrodéshydrateur « CINETIK », ce qui augmente la siccité jusqu'à 25 %. Le produit final, équivalent à 10 conteneurs par mois, est acheminé par une entreprise privée aux fermes avoisinantes pour sa valorisation (D. Forest, conversation in situ, 28 juin 2017).

La Régie d'assainissement des eaux usées du bassin de La Prairie (RAEBL) épure les eaux usées provenant des villes de Candiac, Delson, La Prairie, Sainte-Catherine et Saint-Constant à partir d'un système biologique de boues activées. Encouragée par la mise à niveau des ouvrages, afin de respecter les nouvelles normes de rejet provinciales et fédérales, ainsi que par la réduction de coûts et d'émissions associées au transport des biosolides pour l'épandage, la RAEBL entreprend des travaux majeurs sur ses installations depuis 2015. Deux grands chantiers sont en cours sur l'île Sainte-Catherine : le premier chantier, au coût de 18,3 M\$, comprend la mise aux normes de la station par l'installation des équipements pour l'abattement du phosphore, la réduction des odeurs, l'ozonation de l'effluent et le séchage de boues tandis que le second chantier correspond à l'installation et à la mise en marche d'un système de biométhanisation qui produira le biogaz nécessaire pour sécher les boues, grâce à un budget de 23,7 M\$ (Penven, 2015, 17 décembre).

La RAEBL a soumis l'amélioration de son système de traitement de boues au *Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage* (PTMOBC), dans le but de trouver l'aide financière gouvernementale pour construire l'usine de biométhanisation. Un hydrolyseur de 700 m³ et deux digesteurs anaérobies sont ajoutés au système de traitement des boues, ce qui permettra de générer un digestat de 90 % de siccité en produisant 3 240 m³ de méthane par jour (Guiot, Frigon, Roy, Samson et Nguyen, 2016). Ainsi, le traitement annuel de 32 000 tonnes métriques de boues permettra de réduire de 1 836 tonnes CO₂éq pour l'ensemble de la Montérégie (MDDELCC, 2017e).

Toutefois, l'effluent final présentement obtenu, acheminé aux rapides de Lachine, accomplit sa performance en DBO et en MES, même si des modifications du processus de traitement sont en cours. La réalisation des projets d'amélioration dans l'usine et la haute consommation énergétique lors de la phase de construction des ouvrages (16 181,7 MWh en 2016) engendrent d'importantes émissions de GES qui peuvent être facilement quantifiables. Même si ces émissions ne font pas partie du régime permanent de l'infrastructure (opération courante de l'usine d'épuration), elles sont un exemple des émissions engendrées par les investissements et les immobilisations faits par une agglomération. Ces émissions peuvent être comptabilisées et consignées dans les bilans annuels d'émissions de GES des municipalités, soit sous un flux annuel des travaux effectués dans une année, soit par un amortissement sur la durée de vie de l'ouvrage concerné (ASTEE, 2013).

4.4 Traitement physicochimique des eaux usées (PC)

Les traitements physicochimiques font partie des traitements primaires des eaux usées. Ils comprennent des activités de dosage et de mélange de réactifs dans les eaux usées, des procédés de coagulation-floculation et des procédés physiques de décantation ; tous visent à enlever les matières organiques en suspension. Le traitement physicochimique d'eaux utilise de grandes quantités de produits chimiques comme les sels d'alun et de fer ainsi que d'autres réactifs aidant à la coagulation, tels que les polymères anioniques, favorisant ainsi les procédés chimiques dont l'oxydation, la réduction, la précipitation et la neutralisation. Or, l'emploi d'équipements d'égalisation de débit et de mélange d'affluent est primordial pour assurer l'efficacité du traitement (Henry et Heinke, 1996). Les traitements primaires ne permettent que d'enlever une quantité partielle de la charge organique, du fait qu'ils doivent être complétés par des procédés de désinfection et d'élimination de nutriments de l'effluent final. La consommation élevée de réactifs cause une production importante de boues, du fait que plusieurs systèmes de réduction de volume de biosolides sont présents dans les installations effectuant les traitements primaires (Romero, 2005a).

Au Québec, les municipalités de Beaupré, Gaspé, La Malbaie, Laval, Longueuil, Montréal, Repentigny, Rosemère, Saint-Jean-Sur-Richelieu et Schefferville, ainsi que les Régies d'assainissement des eaux usées de la Vallée-Du-Richelieu (Belœil) et de Boischatel, L'Ange-Gardien et Château-Richer, ont privilégié le traitement physicochimique pour épurer leurs eaux domestiques (MAMOT, 2005). Au total, treize stations de ce genre traitaient le 54,6 % de la capacité hydraulique sur le territoire québécois en 2013, dont quelque 42 % a été accompli seulement par la station Jean-R. Marcotte à Montréal (MAMOT, 2014a). À titre d'exemple, la performance de deux de ces stations est présentée dans le tableau 4.5.

Tableau 4.5 Données de performance, exemples de stations d'épuration type PC (inspiré de : MAMOT, 2014a, annexes 1 à 4)

Paramètre		CENTRE D'ÉPURATION RIVE-SUD	RÉGIE D'ASSAINISSEMENT VALLÉE-DU-RICHELIEU
Description	Type de station	Physicochimique	Physicochimique
	Station n°	56650-1	57040-1
	Région administrative	Montérégie	Montérégie
	Date - mise en opération	1992	1998
	Population desservie (hab.)	350 000	50 153
	Nombre d'ouvrages de surverse	90	57
Données de performance	Débit moyen (m ³ /j)	330 000	30 436
	Enlèvement DBO	75,7 %	81,7 %
	Enlèvement MES	81,1 %	87,5 %
	Enlèvement Pt	77,6 %	86,3 %
	Respect des normes (coliformes)	100 %	100 %

Le Centre d'épuration Rive-Sud, localisé sur l'île Charron, traite les eaux usées des municipalités de Longueuil, Boucherville, Brossard et Saint-Lambert. Les activités du centre englobent les quatre phases principales : le traitement des eaux, le traitement des boues, l'incinération et le traitement de l'air (Ville de Longueuil, 2017). Après le prétraitement, composé de procédés de dégrillage, dessablage, déshuilage et dégraissage, les eaux sont soumises au dosage d'un coagulant dans quatre mélangeurs rapides, puis sont acheminées à quatre flocculateurs, où une résine anionique est dosée pour aider à la floculation. Finalement, la décantation de boues se réalise à l'aide de 8 décanteurs lamellaires qui séparent la phase liquide et solide du traitement : ainsi, l'eau dépolluée est évacuée par l'émissaire au chenal de la Voie Maritime du fleuve Saint-Laurent (Aquacers, notes de visite au Centre d'épuration Rive-Sud, 22 mars 2012).

Les boues cumulées au fond des décanteurs sont pompées pour subir des procédés d'homogénéisation et de déshydratation. Les gâteaux de boue produits, de siccité entre 32 % à 40 %, sont finalement brûlés par 2 incinérateurs à lit fluidisé, produisant quotidiennement de 15 à 18 tonnes de cendres et valorisées en

cimenterie. Étant donnée la grande consommation énergétique de l'opération, notamment des équipements d'incinération, de pompage et de traitement de l'air, une partie de l'énergie requise est récupérée sous forme de vapeur pour le chauffage des installations dans la période hivernale (Aquacers, notes de visite au Centre d'épuration Rive-Sud, 22 mars 2012). Il est à noter que tous les ouvrages de traitement de cette usine se trouvent à l'intérieur d'un grand bâtiment. Un schéma simple du traitement effectué à l'usine de l'agglomération de Longueuil est montré à la figure 4.6.

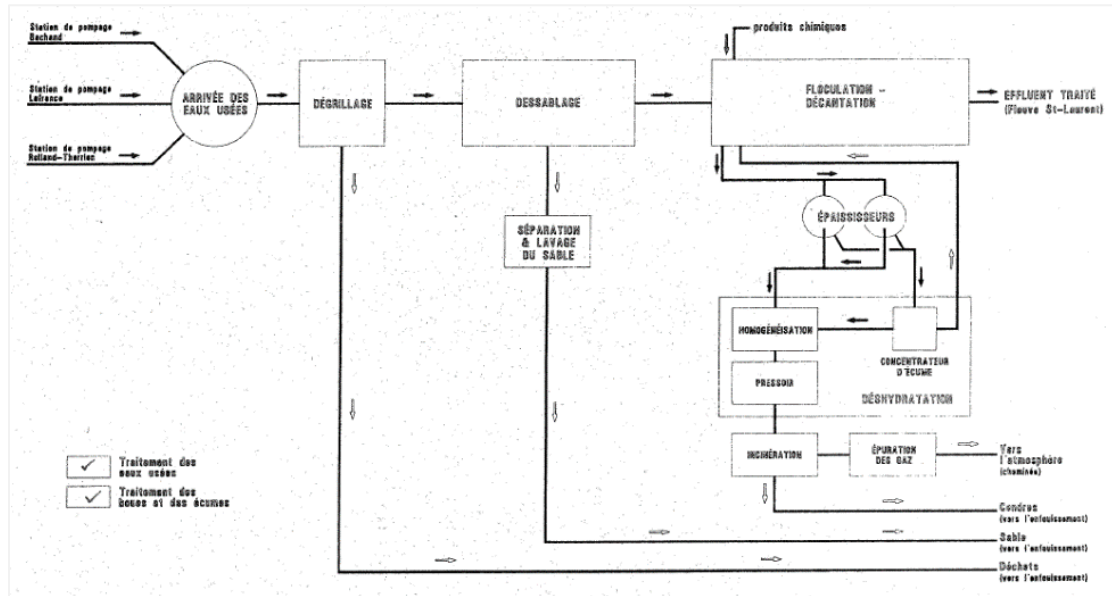


Figure 4.6 Schéma de traitement, Centre d'épuration Rive-Sud (tiré de : Aquacers, Centre d'épuration Rive-Sud, 22 mars 2012)

Un exemple de l'intérêt à réduire les émissions de GES des systèmes d'épuration sur le territoire québécois est l'approche de la Régie d'assainissement des eaux de la Vallée-du-Richelieu (RAEVR). La station d'épuration des eaux usées, localisée à la Ville de Mont-Saint-Hilaire, reçoit les eaux usées des municipalités de Belœil, McMasterville, Mont-Saint-Hilaire et d'Otterburn Park. Elle utilise un traitement physicochimique pour traiter les affluents des différentes villes et met en place des procédés de prétraitement, traitement des eaux, traitement des boues et traitement des odeurs. L'épuration des eaux est effectuée par ouvrages de mélange rapide, de flocculation et de décantation, suivie par une désinfection par rayons UV avant l'évacuation de l'effluent dans la rivière Richelieu (RAEVR, s.d.).

Vers la fin des années 2000, les quelque 35 000 tonnes de boues humides produites par année subissaient des procédés d'épaississement (dans un bassin de stockage, en présence des résines) et de déshydratation (deux presseurs rotatifs Fournier) pour ensuite se transformer en gâteaux de 31 % à 35 % de siccité, qui étaient dirigés au site d'enfouissement (RAEVR, s.d.). Visant une autre alternative globale pour la gestion des boues de toute

la Municipalité régionale de comté (MRC) de la Vallée-du-Richelieu, un projet de traitement de boues des eaux usées et des fosses septiques par biométhanisation est soumis au PTMOBC en 2011, dans le but d'accueillir les boues des fosses septiques d'autres municipalités pour une production massive de compost ainsi que l'obtention du biogaz nécessaire à sa réutilisation comme une alternative au gaz naturel utilisé dans le chauffage des bâtiments. La quantification des émissions de GES permet de comparer le scénario de référence et le projet proposé, du fait qu'une réduction annuelle de 1 243 tonnes CO₂eq par année est attendue (Conseil régional de l'environnement de la Montérégie, 2011.)

En novembre 2016, le MDDELCC a délivré le certificat d'autorisation pour l'exploitation du système de biométhanisation de la RAEVR (MDDELCC, s. d.b). Des activités de mise au point et des tests additionnels ont été réalisés sur le système implanté afin de vérifier les émissions réelles de GES, dans le but de valider si d'autres améliorations sont nécessaires (B. Aubertin, conversation téléphonique, 11 septembre 2017).

4.5 Traitement des eaux par Fosses septiques (FS)

Les fosses septiques sont considérées comme des systèmes d'épuration des eaux usées autonomes, car elles sont composées d'ouvrages individuels qui ne sont pas reliés aux systèmes de traitement centralisés (MDDELCC, 2015c). Les fosses septiques assainissent les eaux usées des résidences en milieu éloigné par la captation et la décantation des matières flottantes et en suspension. Dans la majorité des cas, elles sont accompagnées d'un élément épurateur (lits d'absorption ou des tranches filtrantes) qui réalise la biodégradation de la matière organique qui n'est pas retenue par la fosse septique, le tout pour que le sol soit le milieu récepteur des eaux résiduelles. Néanmoins, le rejet des effluents se réalise directement dans un cours d'eau lorsque l'aménagement d'un dispositif de filtration est impossible (MDDELCC, 2015c). La figure 4.7 montre de différents flux de traitement incluant les fosses septiques comme des structures principales de traitement.

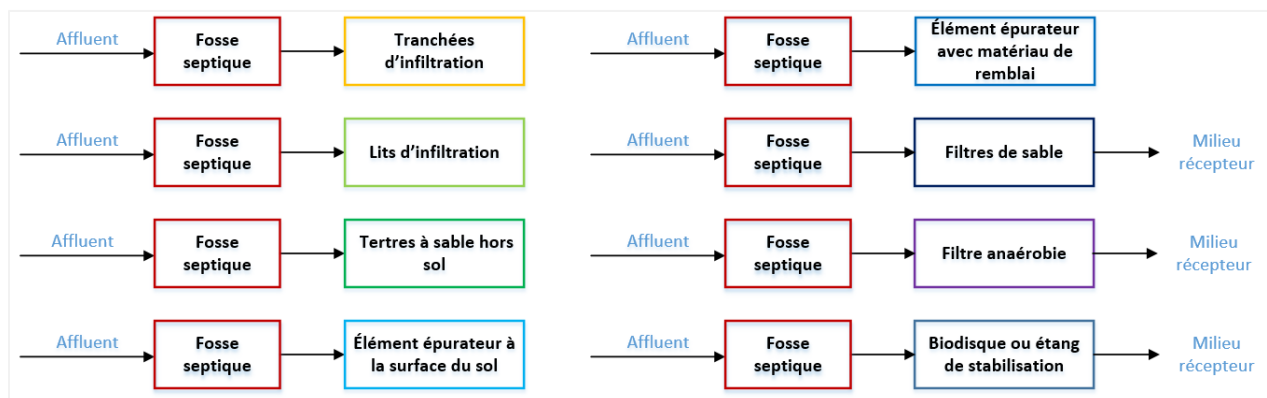


Figure 4.7 Différents schémas de traitement pour fosses septiques (inspiré de : Romero, 2005a, p. 724)

Comme tout système de traitement, les fosses septiques doivent être conçues pour atteindre la performance attendue en ce qui trait à l'enlèvement des charges organiques, même si les débits ne sont pas en continu. Or, une évaluation exhaustive de l'endroit où est installé l'ouvrage et du milieu récepteur de l'effluent doit être réalisée. Cela inclut un plan d'échantillonnage qui permettra d'établir les conditions de drainage, la texture et la perméabilité du sol, ainsi que les caractéristiques des cours d'eau environnants, le tout pour assurer la protection des eaux souterraines et d'autres sources d'eau potable. Les dimensions de la fosse déterminent le temps de rétention et sa capacité de décantation et de stockage de boues et d'écume, permettant de déterminer la fréquence de vidange pour garantir la qualité de l'effluent (MDDELCC, 2017f). Le schéma suivant illustre une structure typique de fosse septique.

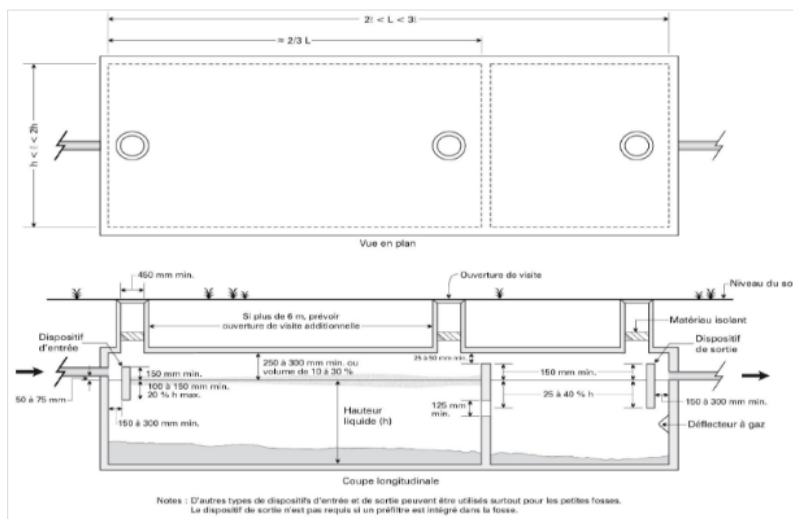


Figure 4.8 Schéma typique d'une fosse septique (tiré de : MDDELCC, 2017f, p. 21)

Le *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées*, chapitre Q-2, r. 22 encadre les technologies utilisées pour le traitement autonome au Québec. Ainsi, des approches technologiques ou de performance peuvent être appliquées par les autorités municipales afin de réaliser le contrôle et la gestion de la qualité des effluents (MDDELCC, 2015c). Le règlement s'applique à toute résidence ayant six chambres à coucher ou moins, ainsi qu'à des terrains de camping qui produisent moins de $3,2 \text{ m}^3/\text{j}$ d'eaux domestiques, ce qui correspond à près d'un million de terrains au Québec (MDDELCC, 2015d).

D'ailleurs, l'assurance de la qualité des effluents et la conformité des installations septiques aux normes de rejet demeurent une responsabilité directe des MRC pour les territoires non organisés ou les municipalités, au cas où un règlement municipal s'applique. À cet égard, les MRC et les municipalités peuvent transférer la gestion des ouvrages aux citoyens (propriétaires des résidences isolées), à une entreprise spécialisée ou, encore, à une régie d'assainissement mandatée (MDDELCC, 2015d). Parallèlement, le MDDELCC met à la disposition des MRC un

outil de gestion, similaire à celui des ouvrages municipaux, pour le suivi des ouvrages individuels de traitement des eaux usées (SOITEAU) afin de surveiller la gestion des ouvrages septiques (MDDELCC, 2017g).

Une enquête réalisée par la Direction des eaux municipales du MDDELCC estime qu'une municipalité sur trois délègue la prise en charge de la vidange de boues directement aux propriétaires de résidence et que seulement 23 % de ces municipalités exigent la remise d'une preuve de réalisation de l'activité, qui devrait être faite à une fréquence maximale de deux ans pour les résidences utilisées toute l'année et de quatre ans pour celles qui sont saisonnières (MDDELCC, 2015d). Alors, une « lacune » dans le suivi de la gestion des fosses septiques décèle une méconnaissance sur la manière de disposer des boues, sur l'effectivité du traitement, et, subséquemment, sur l'impact des émissions de GES issues des fosses septiques dans le bilan municipal des émissions.

Il est dit que les systèmes d'épuration par fosses septiques constituent la principale source de méthane lors du traitement des eaux municipales (MDDELCC, 2012b). Par ailleurs, l'inventaire américain d'émissions de GES, réalisé en 2007 par l'*Environmental Protection Agency* (EPA), a estimé que 76 % du total des émissions de méthane issues des eaux usées provenait des fosses septiques, 23 % de systèmes de traitement anaérobies et 1 % des digesteurs de boues. Or, la contribution des systèmes de traitement aérobie, qui incluent les boues activées, était négligeable (EPA, 2007).

Le dernier rapport d'évaluation de performance des OMAEU du MAMOT cite que neuf municipalités québécoises traitent la totalité de leurs eaux usées par fosses septiques (MAMOT, 2014a), contrairement à une vingtaine de municipalités dans la province qui n'ont pas de systèmes d'assainissement autonome sur leur territoire (MDDELCC, 2015d).

Les petites et moyennes municipalités gèrent le raccordement et le traitement des eaux usées des résidences dans les centres urbains et délèguent la gestion des fosses septiques aux MRC de leur juridiction (MDDELCC, 2015d). À titre d'exemple, la municipalité de Saint-Alphonse-de-Granby traite les eaux usées de son territoire par deux systèmes : d'une part, une usine d'épuration primaire épure les eaux provenant des résidences du village, et d'autre part, des fosses septiques sont prises en charge par la MRC de La Haute-Yamaska depuis 2006. Quelque mille installations septiques sont vérifiées et vidangées sur le territoire de la municipalité et la MRC a opté pour une fréquence de vidange des boues à intervalles fixes (aux deux ans) afin de bien contrôler l'entretien et la mise aux normes par ouvrage inspecté. Néanmoins, les boues des fosses septiques sont acheminées vers un champ d'épuration géré directement par la ville : des inspections visuelles et des interventions d'entretien préventif et correctif sont réalisées assidûment aux équipements par les inspecteurs municipaux en environnement (J. Savaria, conversation téléphonique, 12 septembre 2017). La performance du traitement du système de fosses septiques de la Ville de Saint-Alphonse-de-Granby est montrée dans le tableau 4.6.

Tableau 4.6 Données de performance, exemples de stations d'épuration type FS (inspiré de : MAMOT, 2014a, annexes 1 à 4)

Paramètre		SAINT-ALPHONSE-DE-GRANBY
Description	Type de station	Fosses septiques
	Station n°	39260-1
	Région administrative	Montérégie
	Date - mise en opération	1990
	Population desservie (hab.)	70
	Nombre d'ouvrages de surverse	1
Données de performance	Débit moyen (m ³ /j)	66
	Enlèvement DBO	95,6 %
	Enlèvement MES	97 %
	Enlèvement Pt	-
	Respect des normes (coliformes)	-

La MRC de La Haute-Yamaska compte environ 11 000 installations septiques dans sa gestion et suit la conformité des ouvrages par un logiciel spécialisé, encadré par un programme de caractérisation des installations septiques. Les informations cueillies lors de la vidange servent à fournir des bilans des matières, ceux qui ont facilité à la MRC de se fixer des objectifs concrets pour le détournement des boues de l'enfouissement : les boues recueillies sont présentement recyclées par épandage agricole ou envoyées à des stations d'épuration, en réduisant le quota d'émissions de GES produits par les municipalités de la juridiction (MRC de La Haute-Yamaska, 2016).

5. QUANTIFICATION ET RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GES

La réduction de l’empreinte carbone est une discipline qui implique l’apprentissage des connaissances et la maîtrise d’un langage spécifique pour tous les secteurs de l’économie. La création et la mise en application des standards mondiaux, qui comprend les méthodes de comptabilisation et de déclaration des émissions de GES, reflètent l’évolution dans le domaine au cours des années. Le secteur de l’eau et de l’assainissement est de plus en plus conscient de sa contribution au réchauffement climatique et il soumet à l’évaluation plusieurs de ses pratiques dans le but de déceler des actions pour enrayer les effets des changements climatiques.

5.1 Protocoles et méthodologies de quantification d’émissions de GES

Afin d’établir des cibles de réduction des émissions de GES, la CCNUCC, le Protocole de Kyoto et les initiatives gouvernementales ont développé des exigences dans les méthodes de calcul des émissions de GES. Or, des organisations spécialisées à travers le monde ont créé des protocoles afin d’établir des limites concernant les émissions à inclure dans ces calculs et la façon d’effectuer ces calculs. Les différents protocoles suivent les mêmes principes généraux développés par le GIEC. Chaque protocole est développé avec des hypothèses, des approches et des terminologies légèrement différentes (SYLVIS, 2009).

Le terme protocole fait d’ailleurs référence à l’ensemble des directives sur la manière dont les sources de GES doivent être identifiées et évaluées. À cet égard, les différents protocoles ont développé des méthodologies spécifiques à certains secteurs de l’économie. Les méthodologies incluent une série de normes comptables et d’équations pour estimer les émissions de GES reliées aux sources évaluées (SYLVIS, 2009 et Water Research Foundation, 2013).

Le CCNUCC et le GIEC sont les standards les plus largement utilisés. Ils contiennent des protocoles et des méthodologies suivis par les pays soumis à la déclaration de leurs émissions sous le système du CCNUCC. Parallèlement, d’autres protocoles ont été développés par des organismes privés, tels que *The Greenhouse Gas Protocol*, connu en français comme le Protocole des GES, développé conjointement par le *World Resources Institute* (WRI) et le *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD). Ces protocoles présentent un guide définissant les limites d’application et d’estimation des émissions de GES pour toutes sortes d’organisations (Water Research Foundation, 2013). Un résumé des principaux protocoles est présenté dans le tableau 5.1.

Tableau 5.1 Principaux protocoles de quantification des émissions de GES (traduction libre de : SYLVIS, 2009, p. 86)

Protocole	Année de publication	Créé par/Programme	Endroits d'application	Champ d'application	Remarques
Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre	1996, 2006	Le GIEC est un programme de l'Organisation météorologique mondiale et du Programme des Nations Unies pour l'environnement	Utilisation mondiale	Estimation générale de l'empreinte carbone des gouvernements, particulièrement pour le calcul des inventaires nationaux.	C'est le standard universellement accepté. Il définit les normes concernant les émissions à déclarer, les secteurs d'économie regroupés, les champs d'application des émissions et les équations de base à appliquer.
Mécanisme de développement propre (MDP) ou Clean Development Mechanism [CDM]	2006	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (UNFCCC)	Utilisation répandue dans les pays signataires du protocole de Kyoto	Spécifique à la création de méthodologies détaillées, destiné aux organisations non gouvernementales, entreprises et gouvernements.	Application spécifique du protocole du GIEC et d'autres protocoles utilisés pour calculer les réductions d'émissions des GES des projets certifiés dans les pays en développement.
Protocole des GES : Norme de comptabilisation et de déclaration destinée à l'entreprise	2001	<i>World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) et World Resources Institute (WRI)</i>	Utilisation mondiale répandue dans les entreprises	Destiné aux entreprises produisant des estimations des émissions de GES par réglementation.	Souvent connu comme « le standard corporatif », ce protocole est un chef de file en matière de méthodologies détaillées en comptabilité de carbone pour de nombreux secteurs et activités de l'industrie.
ISO 14064	2006	Organisation internationale de normalisation. Organisme qui établit des normes pour les produits et les activités dans le monde entier	Utilisé mondialement par certaines entreprises	Destiné à assurer la cohérence de la comptabilité à mesure que les marchés du carbone se développent entre les entreprises et les gouvernements.	Fondé sur le Protocole des GES, la norme ISO contient 3 parties : 1 → inventaire d'émissions de GES 2 → quantification d'un projet de réduction des émissions de GES 3 → vérification des émissions ou des réductions.
Protocole de rapport général du CCAR	2008	<i>California Climate Action Registry (CCAR)</i> (créée en 2000)	Californie, É.-U.	Destiné aux entreprises et autres organisations.	Basé sur le Protocole des GES, il comprend l'outil de rapport en ligne « CARROT ».
Protocole de rapport général de The Climate Registry	2008	<i>The Climate Registry</i>	Amérique du Nord (états d'É.-U. et provinces du Canada)	Destiné aux organisations non gouvernementales, entreprises et gouvernements.	Basé sur le Protocole des GES, avec l'assistance du WRI et la collaboration de CCAR.

La plupart des méthodologies impliquent l'estimation des émissions de GES à partir des données d'activité de l'industrie ou des organisations en évaluation, multipliées par des facteurs d'émission. D'autres méthodes de quantification telles que la méthode de bilan de masses, le système de contrôle des émissions prédictives (PEMS) et le système de contrôle d'émissions en continu (CEMS) peuvent être utilisées afin d'établir les émissions. Toutefois, les systèmes PEMS et CEMS ne sont pas largement utilisés dans le secteur de l'eau, étant donné que l'assainissement de l'eau n'est pas directement assujéti aux réglementations des émissions atmosphériques (Water Research Foundation, 2013).

Les méthodologies pour la quantification des émissions de GES regroupent les facteurs et variables pouvant influencer les émissions de dioxyde de carbone, de méthane et d'oxyde nitreux des différents processus de l'unité d'opération ou de l'industrie à étudier. Dans le cas de l'assainissement des eaux usées municipales, il

existe peu de protocoles ou de méthodologies entièrement applicables, alors des méthodologies conçues pour le traitement des eaux usées industrielles ou des méthodologies de quantification des émissions de GES de matières résiduelles sont appliquées partiellement, ce qui empêche l'implantation stricte d'un protocole de quantification au domaine municipal (Frijns, 2011 et Conseil régional de l'environnement de la Montérégie, 2011). Le tableau 5.2 montre quelques méthodologies du protocole Mécanisme de développement propre (MDP) applicables à certains procédés de traitement des eaux municipales.

Tableau 5.2 Méthodologies du MDP applicables aux eaux usées municipales (compilation d'après : *Clean Development Mechanism* [CDM], 2009a, p. 1 ; CDM, 2009b, p. 2 ; CDM, 2010, p. 1 ; CDM, 2015, p. 2 et CDM, 2016, p. 4)

Méthodologie MDP	Titre	Champ d'application
III.I.	<i>Avoidance of methane production in wastewater treatment through replacement of anaerobic systems by aerobic systems</i>	Évitement de la production de méthane par la transformation des systèmes anaérobies des eaux usées par traitements biologiques aérobies. Gestion des biosolides en dehors des limites d'application.
AM0080	<i>Mitigation of greenhouse gases emissions with treatment of wastewater in aerobic wastewater treatment plants</i>	Projets de mise en œuvre des usines de traitement des eaux usées domestiques ou industrielles de digestion aérobie. Traitement de biosolides par digestion aérobie ou anaérobie avec ou sans récupération d'énergie.
III.AO.	<i>Methane recovery through controlled anaerobic digestion</i>	Réduction des émissions de CH ₄ par le traitement biologique contrôlé de la biomasse issue des LET, des systèmes de gestion de fumier ou lisiers ou des boues de traitement des eaux usées. Digestion anaérobie avec captation de biogaz et récupération d'énergie.
AMS-III.H	<i>Methane recovery in wastewater treatment</i>	Remplacement des systèmes de traitement des eaux usées ou des boues de type aérobie par systèmes anaérobies avec récupération et combustion du biogaz.
ACM0014	<i>Large-scale Consolidated Methodology: Treatment of wastewater</i>	Implantation de nouveaux digesteurs anaérobies des eaux usées, captage et torchage de biogaz et récupération d'énergie. Déshydratation des boues et épandage. Implantation de digesteurs anaérobies pour le traitement des boues.

À titre d'exemple, le projet de biométhanisation des boues de la Régie d'assainissement des eaux de la Vallée-du-Richelieu (RAEVR) a été fondé sur la méthodologie *III.H Methane recovery in wastewater treatment* du MPD afin d'établir la quantification et la surveillance des émissions de GES, mais, aussi, la méthode de calcul a été bonifiée par les lignes directrices 2006 du GIEC du traitement des eaux usées et par les inventaires nationaux de GES (Conseil régional de l'environnement de la Montérégie, 2011).

D'ailleurs, plusieurs variables affectent l'émission de GES lors des traitements des eaux usées, si bien que la performance et l'efficacité des traitements des eaux dépendent grandement de la qualité des affluents. Ainsi, les GES émis peuvent différer de manière significative, même si l'épuration des eaux se réalise par ouvrages utilisant des technologies similaires. C'est ainsi que la définition des limites d'application et la détermination du

niveau d'incertitude des procédés à analyser jouent un rôle capital dans la quantification des émissions, étant donné que les technologies ou les options de traitement doivent se rendre comparables pour déterminer celle qui possède la plus petite empreinte carbone, c'est-à-dire celle qui doit être privilégiée (Water Research Foundation, 2013). La littérature scientifique permet de déceler une grande variété de technologies de gestion de traitement des eaux et de boue d'épuration. Ainsi, il est possible de trouver différents facteurs d'émission associés à diverses méthodes de calcul, généralement regroupés par type d'émissions (*scope* 1, 2 ou 3) et par type de procédés (coagulation, nitrification, déshydratation de boues, compostage, etc.). Un recueil des équations et des facteurs d'émission repérés dans le cadre de cette recherche est montré dans l'annexe 2 du présent document.

Ainsi, l'absence d'un protocole ou d'une méthodologie précise pour l'évaluation des émissions de GES des eaux municipales fait appel à l'application de divers modèles d'estimation des émissions, à la création des outils de calcul et à la validation des facteurs d'émission de la littérature par modélisation et contrôle opérationnel (monitorage). Les facteurs d'émission suggérés par les premières méthodologies sont couramment l'objet d'évaluations, alors, certains facteurs sont déjà discutables pour leur application. Une étude effectuée en 2007 pour comparer les méthodologies pour l'estimation des émissions issues des traitements d'eaux usées des stations d'épuration américaines conclut que les facteurs d'émission suggérés par le GIEC surestiment les émissions de N_2O , alors que les émissions fugitives de CH_4 ne sont pas complètement comptabilisées (CH₂M Hill, 2007). La véracité et la représentativité des facteurs suggérés par le GIEC sont aussi contestées au niveau canadien. C'est le cas de l'estimation des émissions de GES provenant des usines de traitement des eaux usées municipales canadiennes sous une approche du cycle de vie (ACV) par Sahely et al. Ces derniers ont décelé que les facteurs d'émission du GIEC surestiment la quantification des émissions de CH_4 lors que les eaux usées sont soumises aux conditions anaérobies (Sahely et al., 2006).

Les facteurs d'émission proposés par le GIEC ont été l'objet d'évaluations lors des modélisations des équipements, par exemple la modélisation des incinérateurs de l'usine d'épuration Jean-R. Marcotte à Montréal, qui soulève des incertitudes sur la validité des coefficients d'émissions de N_2O du GIEC pour l'incinération, bien que ces derniers sous-estiment les émissions rapportées dans les inventaires de GES de la municipalité (Hébert, 2012). Malgré cela, les facteurs d'émission proposés par le GIEC ne peuvent pas être pris comme des facteurs « conservateurs à utiliser par défaut » lors de l'élaboration des bilans des émissions, car sur certains scénarios évalués, les émissions réelles correspondent aux celles estimées à partir des facteurs du GIEC, par exemple, dans la majorité des usines d'épuration des usines hollandaises (Frijns, 2011).

Dans le cas des biosolides, des efforts visant le développement de méthodes de détermination des émissions de GES sont effectués, quoiqu'il existe de l'information sur la gestion de GES d'autres résidus organiques. Au niveau canadien, l'outil de calcul *Biosolids Emissions Assessment Model* (BEAM) est l'outil le plus demandé pour l'estimation des émissions de GES issues de la gestion des boues des eaux usées. Cet outil, développé vers la fin des années 2000 par la firme SYLVIS dans le cadre du programme de gestion des biosolides de la CCME, a pour but d'offrir aux municipalités des outils de calcul et de comparaison des émissions de GES provenant de différentes étapes de traitement et de valorisation des boues municipales. En outre, les émissions simulées par BEAM sont comptabilisées selon les lignes directrices du GIEC ainsi que d'autres littératures scientifiques sur la gestion des eaux usées (Brown et al., 2010 et Villeneuve et Dessureault, 2011).

Afin de voir la fiabilité de l'outil, BEAM a été testé sur neuf municipalités de taille moyenne au Canada et les résultats obtenus mettent en évidence que les procédés de déshydratation suivis par l'incinération émettent le plus d'émissions de GES, tandis que les scénarios de digestion des boues, complétés par l'épandage de biosolides, produisent le moins d'émissions de GES. Contrairement aux autres méthodes de calcul de biosolides, le modèle BEAM estime que le transport des biosolides lors de leur valorisation exerce un effet minimal sur le bilan total des émissions des ouvrages reliés au traitement des eaux usées (Brown et al., 2010). Les résultats du BEAM sont encourageants pour poursuivre des activités de réutilisation énergétique et de séquestration du carbone. Toutefois, le modèle précise que certaines contraintes dans l'estimation des émissions de GES peuvent générer des bilans d'émissions inexacts qui ont pour conséquence l'évaluation des scénarios avec un haut degré d'incertitude (Brown et al., 2010).

Il est hors de doute que l'estimation des émissions de GES issues de la gestion des eaux usées et des biosolides est une discipline émergente qui a encore des lacunes dans les informations disponibles, et, comme toute activité impliquant l'autodéclaration, il s'avère nécessaire de faire vérifier les bilans et les inventaires par tiers spécialisés (SYLVIS, 2009). Dans cet esprit, des programmes de vérification ont été développés par des organismes de standardisation dont la norme ISO 14064 – Partie 3, le protocole de vérification de *The Climate Registry*, l'*American National Standards Institute* (ANSI), le *Guide technique pour la déclaration des émissions de GES* d'Environnement et Changement climatique Canada, entre autres (SYLVIS, 2009).

Qui est plus, certains pays avancent dans le développement de protocoles spécifiques au traitement des eaux usées : c'est le cas de l'Australie et du Royaume-Uni, qui ont implémenté des méthodes et des activités de rapport spécifiques pour la quantification et la vérification des émissions de GES de l'industrie de l'eau dans leurs réglementation (SYLVIS, 2009 et GWRC, 2011), grâce à la participation active du secteur municipal dans l'élaboration des exigences et l'essai des méthodes d'analyse. En outre, le gouvernement néerlandais contribue

aussi à la démarche à la suite de la création d'un protocole sur les émissions de GES des eaux usées axé sur la surveillance et le contrôle de la consommation d'énergie (Frijns, 2011).

Le scénario canadien, pour sa part, comptabilise uniquement les émissions de GES générées sur place, propres aux procédés physicochimiques et biologiques de l'eau. Ces émissions sont reportées annuellement dans l'inventaire canadien d'émissions, selon les méthodes citées dans le *Guide technique pour la déclaration des émissions de GES*. Les émissions issues de la consommation énergétique des procédés (achat) ne sont actuellement pas affectées au secteur. Bien entendu, elles restent comptabilisées par le secteur de l'énergie (Sahely et al., 2006).

Lorsque le débat se tourne vers la consommation énergétique des procédés de traitement des eaux municipales, il faut mentionner que cette dernière est souvent considérée comme la principale source d'émissions de GES liée aux eaux usées (Scheele et Doorn, s.d.). Ce constat a été relevé lors de la multiplication des émissions de N₂O et CH₄ provenant de l'épuration des eaux usées municipales aux États-Unis au début des années 2000 : la prise en considération des systèmes septiques dans le bilan des émissions de GES et les changements opérationnels impliquant une surconsommation énergétique sont les responsables directs du surplus de GES. En effet, un cadre réglementaire plus rigoureux pour les déversements et l'absence des terrains exploitables pour la construction des systèmes d'épuration font que les concepteurs proposent de nouvelles technologies plus énergivores, telles que les traitements tertiaires (Scheele et Doorn, s.d.).

Des recherches et des études visant la détermination de l'énergie moyenne utilisée pour l'épuration des eaux sont couramment réalisées à travers le monde afin d'établir l'empreinte carbone par type de traitement. Pour citer un modèle, un taux moyen de consommation énergétique de 0,11 kWh par mètre cube d'eau traitée a été établi aux Pays-Bas. Ce taux peut être affecté par les systèmes de traitement utilisés par les municipalités, par exemple les procédés de prétraitement et de digestion des boues avec récupération de chaleur, pouvant diminuer le quota énergétique entre 40 à 45 % de la valeur de base (Frijns, 2011).

Le secteur d'assainissement des eaux municipales est potentiellement un producteur net d'énergie renouvelable. Néanmoins, il ne bénéficie pas de tous les crédits d'émissions lui permettant d'utiliser des technologies vraiment intéressantes au point de vue de l'efficacité énergétique. Si le secteur des eaux usées avait accès aux crédits du secteur énergétique, des incitations financières supplémentaires pourraient être fournies afin d'alléger la véritable empreinte carbone du secteur (Sahely et al., 2006).

5.2 Autres considérations pour l'estimation et l'évaluation des émissions de GES

Les inventaires d'émissions de GES et la sélection des projets de réduction des émissions de GES doivent prendre en compte les contextes géographiques, organisationnels et opérationnels des infrastructures à analyser, en définissant soigneusement les limites d'application ou les périmètres organisationnels à évaluer (ISO, 2005).

5.2.1 Analyse de cycle de vie

L'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil systématique qui permet l'évaluation des impacts environnementaux associés à un produit, à un service, à une entreprise ou à un procédé. Cette évaluation permet d'estimer les impacts que le produit ou le service exerce sur l'environnement ou sur l'empreinte de main-d'œuvre tout au long de la chaîne opérationnelle, c'est-à-dire dès l'extraction des ressources, la transformation des matières et l'utilisation du produit, jusqu'à l'élimination ou la disposition finale du produit (Ciambrone, 1997).

L'ACV intègre des inventaires de consommation de ressources et des simulations énergétiques dans chaque procédé de fabrication d'un produit, dans le but d'obtenir un coût global de production. Ainsi, les gains environnementaux et financiers peuvent être établis (AQME, 2017). Outre la découverte des actions favorisant l'efficacité énergétique des procédés, l'ACV permet d'estimer non seulement les émissions de GES associés, mais aussi d'autres émissions (NOx, SOx, etc.) ou polluants rejetés dans l'environnement et de suggérer des actions pour leur réduction (SYLVIS, 2009).

Dans le cas de l'exploitation des ouvrages d'assainissement des eaux, l'application d'une approche d'ACV pour l'estimation des émissions de GES favorise la prise de décision ayant comme objectif la sélection de nouvelles technologies ou l'acceptation de projets d'optimisation de procédés. En effet, si une ACV est appliquée lors de la conception de nouveaux projets d'optimisation ou de conception des stations d'épuration, les émissions de GES générées, autres que celles reliées à l'exploitation courante, sont considérées. C'est le cas des émissions issues de l'aménagement des terrains, de la construction des ouvrages, de l'électrification des infrastructures et de la mise en service des ouvrages, entre autres. L'ACV permet aussi l'évaluation des scénarios pour la sélection des sources énergétiques à utiliser ou pour déterminer l'effet de l'utilisation des combustibles fossiles ou d'énergies renouvelables sur la chaîne d'épuration. Finalement, des considérations sur la vie utile et le démantèlement de l'infrastructure après sa durée de vie sont aussi examinées dans cette analyse (Sahely et al., 2006).

L'élaboration d'une ACV et d'un bilan d'émissions de GES pour un procédé d'épuration nécessite la validation des facteurs d'émission, ce qui implique des activités de mesurage et de contrôle efficaces et fiables (Bollon, Filali, Fayolle et Guillot, 2013).

5.2.2 Activités hors du site du traitement des eaux usées

Outre les activités opérationnelles courantes des unités de traitement d'eaux usées, plusieurs autres ouvrages ou activités reliés aux traitements des eaux usées requièrent une attention particulière, car elles peuvent influencer la quantification des émissions de GES. La plupart des méthodes d'estimation et d'évaluation des émissions de GES utilisées pour l'assainissement des eaux municipales font référence aux sous-produits et aux activités en aval des ouvrages d'épuration, sans inclure les activités en amont ou à la périphérie du traitement.

Tout d'abord, les systèmes d'égout qui raccordent les municipalités comportent des émissions de GES, ou bien par leur utilisation ou bien par leur construction (ASTEE, 2013). Les systèmes d'égout ne possèdent pas de méthodologies pour la quantification des émissions de GES. Ces dernières sont alors omises lors de l'évaluation des émissions de GES, car leurs résultats sont négligeables en comparaison avec les émissions à l'intérieur des ouvrages d'assainissement. Des études complémentaires sur l'empreinte carbone de ces structures peuvent être entreprises, bien que les émissions de CH₄ et de N₂O soient faibles lors du transport des eaux usées brutes vers l'ouvrage d'épuration (Frijns, 2011).

L'élaboration des méthodes de calcul des émissions de GES à partir de l'analyse de cas spécifiques révèle que des variables, outre la qualité et la quantité d'eau à traiter ou à distribuer, influent sur la consommation énergétique et l'empreinte carbone des activités de traitement. À cet égard, la géographie des municipalités, le tracé de la conduite de collecte et la disposition des eaux usées mettent en évidence la nécessité d'utiliser des systèmes énergivores hors site pour amener les eaux brutes aux stations d'épuration (Bakhshi et deMonsabert, 2009). C'est le cas des stations de pompage et des ouvrages de surverse.

L'estimation des émissions de GES issues des stations de pompage hors des sites de traitement peut être réalisée comme si ces structures font part du champ d'application 1 (*scope 1*). En revanche, les ouvrages de surverse demandent une analyse plus approfondie, en raison des conditions climatiques et des caractéristiques physiques du réseau d'égout et de l'ouvrage de traitement. En effet, les ouvrages de surverse sont associés aux déversements directs aux milieux récepteurs (MAMOT, 2014a) et ces derniers impliquent des émissions considérables de N₂O (ASTEE, 2013). Au Québec, les exploitants des stations d'épuration et d'ouvrages de surverse ont l'obligation de rapporter tous les débordements qui ont lieu dans leur réseau. D'ailleurs, le MDDELCC fixe les objectifs de débordement (OD) pour chaque ouvrage, à partir des données historiques des affluents et de la capacité de la structure, mais c'est le MAMOT qui établit et surveille les exigences de rejet (MAMOT, 2014a).

Le dernier bilan de performance des ouvrages d'assainissement du Québec, publié par le MAMOT en 2013, révèle une augmentation de 17 % du nombre de déversements directs aux milieux récepteurs par les ouvrages

de surverse en temps de pluie et de 10 % en période de fonte des neiges. Ceci contraste avec la diminution des déversements en saison sèche, grâce à la restriction par règlement (MAMOT, 2014a). De toute évidence, le respect des normes de rejet sur les déversements n'assure ni l'exploitation optimale des infrastructures de surverse ni le contrôle sur l'émission de polluants aux milieux récepteurs.

Dans un autre ordre d'idées, les activités de support et d'entretien des ouvrages d'assainissement engendrent des émissions à évaluer. Des premières démarches, comme celle de *The economic regulator of the water sector in England and Wales (Ofwat)*, entamée en 2009, permettent de déceler que 65 % des émissions de GES sont dues entièrement à l'opération des systèmes d'épuration, tandis que le 35 % restant est associé aux activités d'entretien d'infrastructures, d'amélioration des services prêtés, d'inspection des équipements du réseau d'égout et d'optimisation des systèmes. Il y a encore de l'incertitude quant à cette proportion, en raison de la difficulté à estimer les activités non courantes et de délimiter des scénarios d'analyse (Smyth, Davison et Brow, 2017).

5.3 Pistes de réduction des émissions de GES dans le secteur des eaux usées

La recrudescence des normes sur la teneur en nutriment des effluents des usines d'épuration a produit une augmentation dans les ressources d'infrastructure, l'énergie opérationnelle et la consommation des produits chimiques utilisés, se reflétant dans une augmentation d'émissions de GES, en particulier lorsque les normes de décharge limitent l'azote à moins de 5 mg/L. En ce qui trait à l'élimination du phosphore, les besoins en infrastructures et en consommation de produits chimiques augmentent fortement, mais l'énergie opérationnelle et les émissions directes de GES ne sont en grande partie pas affectées. Ces tendances représentent un impact environnemental négatif sur l'amélioration de la qualité des eaux disposées (Foley, de Haas, Hartley et Lant, 2009). Nonobstant cela, l'élimination accrue du phosphore dans les affluents des stations d'épuration des eaux usées représente également une opportunité d'augmentation de la récupération des ressources et de sa réutilisation via les biosolides appliqués sur les terres agricoles, faisant diminuer l'utilisation des engrais synthétiques (Perron et Hébert, 2007a).

L'analyse d'émissions des stations d'épuration canadiennes, réalisée par Sahely et autres, suggère trois stratégies principales dans la réduction des émissions de GES pour les stations de traitement mécanisées. D'abord, la prise de mesures pour accroître l'efficacité énergétique dans les procédés de traitement des eaux usées diminue la consommation énergétique (Sahely et al., 2006). Or, l'adoption de nouvelles technologies, le remplacement des combustibles ou le remplacement des équipements énergivores sont des activités facilement envisagées par les exploitants des ouvrages d'assainissement, car elles sont facilement mesurables

(à partir de la réduction des frais associés à la consommation énergétique) et n'impliquent pas des changements majeurs sur la chaîne de procédés (D. Forest, conversation in situ, 28 juin 2017). Des indicateurs de performance peuvent être utilisés afin de valider la réduction des émissions associées à ces initiatives, par exemple le taux de kWh par mètre cube d'eau traitée.

Une deuxième alternative implique la récupération effective des biogaz produits dans les procédés biologiques pour sa réutilisation. Pour citer un exemple, les activités de captage et de génération de chaleur à partir de la production de biogaz réduisent considérablement la demande des combustibles utilisés pour le chauffage ou pour l'opération des équipements de séchage de boues. La réutilisation du biogaz par biométhanisation doit être privilégiée au torchage : bien que le brûlage de biogaz diminue les émissions de GES par l'élimination de CH₄, la récupération d'énergie n'est pas envisageable (Sahely et al., 2006). Ce type de mesure implique de grands changements dans son application, ce qui demande l'intervention directe des gouvernements afin d'établir des mécanismes financiers et techniques qui incitent cette transformation.

La troisième alternative proposée réside dans l'augmentation de l'efficacité des procédés de digestion, soit par l'amélioration du procédé ou soit par un meilleur contrôle des affluents, permettant ainsi la stabilité des eaux usées (Sahely et al., 2006). Cette alternative requiert l'évaluation des procédés en amont des procédés de digestion ou d'autres variables en dehors des limites d'application.

En ce qui concerne les initiatives de réduction des émissions de GES non propres des procédés, plusieurs alternatives peuvent être essayées par les municipalités. D'abord, la simplicité des traitements réside dans la nature des affluents : si les eaux usées sont typiquement traitables, les procédés biologiques seront favorisés et les traitements tertiaires ou spécialisés peuvent être érudés, évitant des émissions additionnelles de CH₄ et N₂O (Frijns, 2011).

Parallèlement, les actions prises sur d'autres secteurs de l'eau peuvent avoir des implications importantes dans la réduction des émissions de GES issues de l'épuration. La réduction des prélèvements et l'exploitation de l'eau recyclée sont des démarches menant à la réduction des débits à traiter et des émissions de GES associées (The climate Registry, 2015).

Dans le même ordre d'idées, la caractérisation des affluents influe les traitements nécessaires pour le traitement des eaux usées. Une étude québécoise évaluant quelques municipalités en 2007 suggère que les boues d'alun provenant des usines de filtration, disposées sur les réseaux d'égout, favorisent significativement la déphosphatation des eaux usées dans la station d'épuration : la présence des sels dans les affluents permet la floculation du phosphore des eaux usées avant l'entrée à l'ouvrage d'assainissement, évitant l'ajout de nouveaux coagulants pour atteindre les limites de concentration de phosphore dans les rejets, ce qui se reflète

en une moindre consommation des réactifs, la suppression d'un traitement tertiaire et, conséquemment, l'émission de GES (Comeau, Gehr, Brown et Meunier, 2005).

En fin de compte, la réduction des émissions de GES des procédés d'épuration des eaux municipales ne dépend pas entièrement des conditions techniques ou de la performance des ouvrages. Le contexte organisationnel et la gouvernance peuvent influencer les optimisations visant la diminution de l'empreinte carbone et l'établissement de solutions durables sur le plan municipal.

6. PARTENAIRES ET CONSIDÉRATIONS FINANCIÈRES ET RÉGLEMENTAIRES

Le traitement des eaux usées est un sujet d'importance dans la gestion municipale. Les programmes de suivi des stations d'épuration permettent de constater si les efforts d'exploitation, les ressources et les technologies appliquées sont suffisants pour atteindre la performance prévue (MDDELCC, 2017b). Les actions visant la réduction des émissions de GES pour une municipalité peuvent être planifiées et exécutées sous différentes approches, mais elles doivent être consignées dans un cadre organisé de projet. Quoique l'assainissement des eaux soit considéré comme étant une industrie générant peu d'émissions de GES (Brown et al., 2010), la planification des mesures concrètes visant la réduction de son apport en polluants, dont les émissions de GES, s'inscrit dans une démarche de développement durable.

Plusieurs enjeux sont impliqués dans la mise en marche des actions pour la réduction des émissions de GES dans les eaux municipales. Or, il est primordial d'identifier les contextes social, environnemental et économique afin de bien cibler les actions à entreprendre pour améliorer la performance des systèmes de traitement des eaux usées. Bien entendu, ces enjeux doivent tenir compte de la réalité de l'industrie ainsi que des engagements pris, à petite et moyenne échelle, pour contrer le réchauffement de la planète.

6.1 Parties prenantes et organismes intéressés

Les enjeux social, économique et environnemental suscitent l'intérêt de nombreux acteurs dans la planification et la réalisation d'un projet de réduction des émissions de GES, ce qui implique la gestion efficace des parties prenantes. Dans le cadre des projets visant la réduction des émissions de GES, certains protocoles, dont le Protocole des GES ou « le standard corporatif », citent l'importance d'informer et d'impliquer les acteurs afin de mener des actions efficaces qui facilitent la quantification et la vérification des émissions (WBCSD et WRI, 2004).

D'ailleurs, la sélection des scénarios à évaluer lors de l'élaboration d'un projet GES implique nécessairement l'identification des personnes qui peuvent influencer la prise de décisions. Plusieurs pratiques d'identification de parties prenantes sont utilisées, mais celles que le *Project Management Institute* (PMI) préconise dans son *Guide to the Project Management Body of Knowledge* de 2013 sont largement utilisées (Mulcahy, 2015).

Une analyse des parties prenantes pour un projet de réduction d'émissions des GES issues des eaux usées municipales est élaborée dans le cadre de cet essai. La recherche réalisée sur le sujet permet d'identifier et de classer les acteurs possibles qui devront intervenir dans ce type de projets, en prenant en compte les différentes visions, préoccupations et intérêts des parties intéressées. En outre, l'analyse des parties prenantes permet de discerner les possibles exigences des partenaires et la façon dont l'intervenant participera au projet,

alors un degré d'implication et un pouvoir d'influence par acteur peuvent être estimés (PMI, 2013). Le résultat de cette analyse est présenté à l'Annexe 3 du présent document.

Finalement, l'analyse des parties prenantes est un outil qui sert à identifier les stratégies de communication et d'implication à entamer avec les partenaires et les organismes lors de la réalisation d'un projet, ayant comme objectif leur engagement dans celui-ci (PMI, 2013). Pour ce qui est de l'exercice montré à l'annexe 3, la figure 6.1 présente une classification des parties prenantes selon leur pouvoir d'influence et leur stratégie de gestion. Cette représentation est utile pour la sélection des participants afin de mener une analyse multicritères pour la prise de décisions.

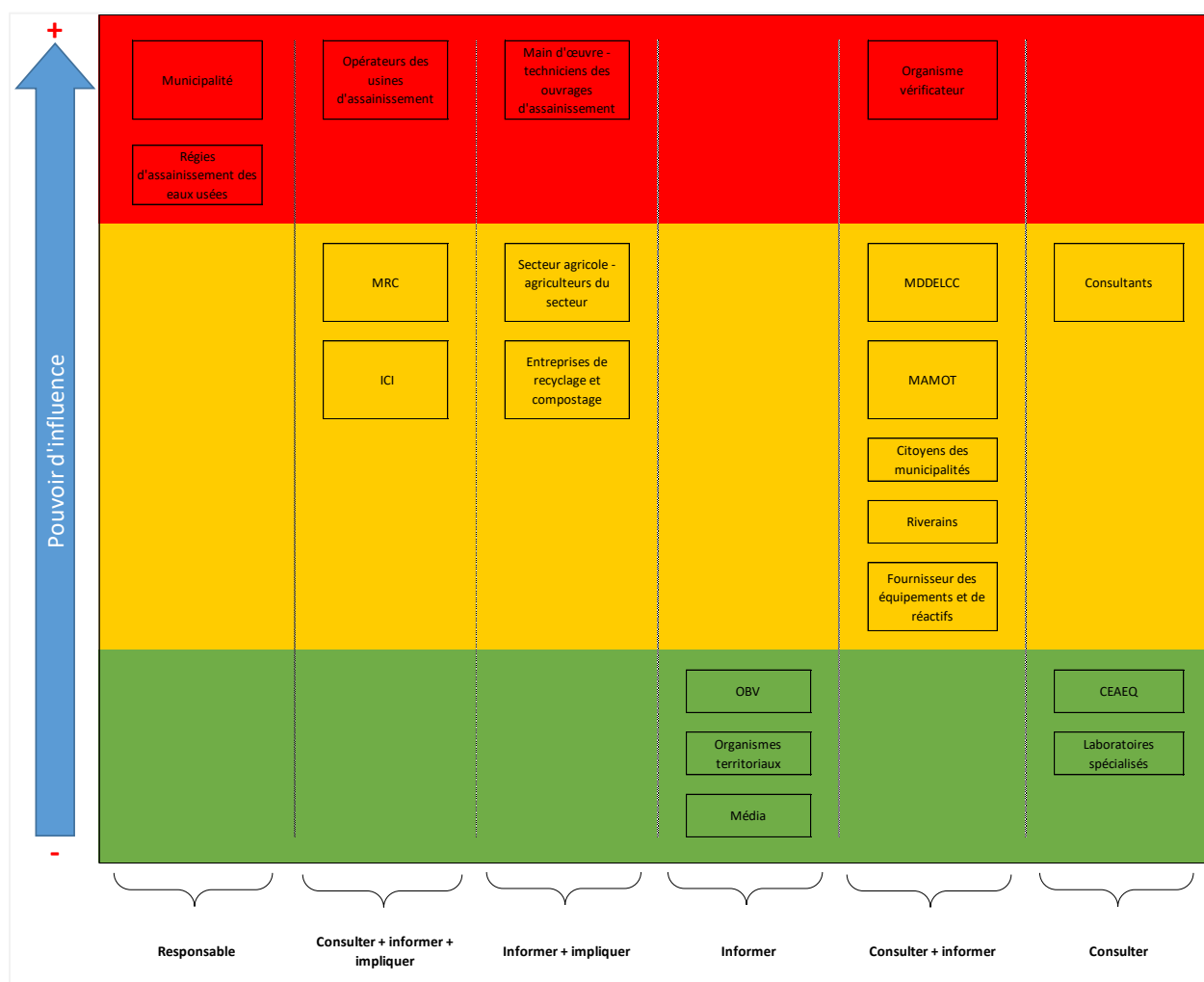


Figure 6.1 Identification des parties prenantes (inspiré de : PMI, 2013, p. 397)

L'analyse des parties prenantes permet de distinguer les rôles de certains acteurs qui influencent l'acceptation ou le rejet des mesures prises par les municipalités pour la réduction des GES. À première vue, le public contribue à consolider l'image positive ou négative des pratiques des traitements des eaux usées, notamment celles qui

s'effectuent à l'extérieur des ouvrages d'assainissement, dont la valorisation, l'enfouissement ou, encore, l'incinération des biosolides. À ce stade, les organismes ou partenaires gouvernementaux ont le rôle de sensibiliser et de fournir des informations précises aux autres acteurs quant aux risques et bénéfices relatifs aux pratiques (Perron et Hébert, 2007a).

6.2 Cadre réglementaire pour l'élaboration des projets de réduction des émissions de GES

Bien que l'Accord de Paris portant sur les changements climatiques soit signé par la plupart des nations, aucune obligation ou restriction sur l'utilisation des protocoles et des méthodologies n'est précisée. Or, ce sont les politiques et les règlements gouvernementaux qui établissent les exigences de déclaration des émissions de GES par secteur (Convention-cadre sur les changements climatiques, 2015). Différentes approches de déclaration sont utilisées par les pays. Le domaine de l'eau et de l'assainissement peut être assujéti à différents seuils de déclaration obligatoire ou volontaire, ce qui rend plus difficile l'établissement d'un portrait mondial des émissions de GES reliées à l'industrie (Water Research Foundation, 2013).

Au niveau canadien, le gouvernement a mis au point des cadres volontaires concernant les émissions de GES et les changements climatiques dans le but d'encourager la réduction des émissions de GES dans les domaines non couverts par la réglementation des émissions atmosphériques en vigueur. Ainsi, le cadre de GES peut être adopté par les provinces et les territoires. Certaines provinces, dont le Québec et la Colombie-Britannique ont des objectifs de réduction ou de neutralité de carbone à atteindre, soit par la réglementation locale ou par l'adhésion à des marchés de carbone dont le *Western Climate Initiative* (WCI), afin de réduire les émissions de GES sur leur territoire par le développement d'un système d'échange de quotas et de compensation (Water Research Foundation, 2013).

En 2013, le gouvernement de Québec a adopté son système de plafonnement et d'échange de droits d'émissions de gaz à effet de serre (SPEDE), qui a été complété un an plus tard par l'adhésion au marché WCI de la Californie (MDDELCC, 2017h), en consolidant leurs démarches vers l'accomplissement du Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques (PACC 2013-2020). La participation au SPEDE est obligatoire pour tous ces émetteurs ou secteurs d'activités qui excèdent annuellement des émissions de GES correspondant à 25 000 tonnes CO₂éq (MDDELCC, 2017h). Étant donné que les ouvrages d'assainissement québécois ne font pas partie des secteurs d'activité visés par le système SPEDE (*Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre*), ils ne sont pas assujéti à participer dans le marché du carbone.

Le *Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère* (RDOCECA) oblige les entreprises québécoises à déclarer leurs émissions quand elles dépassent le seuil de 10 000 tonnes CO₂éq (*Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère*). Les principaux règlements encadrant les activités d'assainissement des municipalités, dont le *Règlement sur les entreprises d'aqueduc et d'égout*, le *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées* et le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées*, ne contiennent pas d'exigences supplémentaires pour l'évaluation ou l'estimation des émissions de GES, et non plus pour encourager des pratiques menant à leur réduction. Pire encore, les références techniques pour l'évaluation des ouvrages soumis à leur première attestation d'assainissement contiennent des éléments sommaires sur la description des contaminants et sur les sources de contamination, mais il n'incite nullement la planification d'actions visant la réduction des émissions de GES lors de la mise en service de ces infrastructures (MDDELCC, 2017i).

Enfin, le contexte réglementaire canadien et québécois ne contemple pas des mesures précises pour le contrôle d'émissions de GES issues des activités de moyenne taille. En réalité, les règlements présentement appliqués ciblent uniquement la quantification d'émissions pour les émetteurs mineurs, ce qui n'a aucune incidence directe pour assurer que les émetteurs de moyenne taille implantent des mesures pour la réduction de leurs émissions. Cette situation relègue les projets de réduction des émissions de GES au rang d'initiative des entreprises ou des municipalités, qui veulent s'aligner sur les grandes lignes pour combattre les changements climatiques, mais à défaut d'un cadre d'évaluation ou de participation clair, elles doivent se trouver des mécanismes qui ne sont pas nécessairement efficaces.

6.3 Analyse multicritères et prise de décision

La prise de décision dans la planification de l'assainissement est souvent complexe, avec des compromis inhérents aux facteurs sociaux, politiques, environnementaux, techniques et économiques. La sélection et l'amélioration des systèmes d'assainissement appropriés et durables pour le traitement des eaux usées municipales comportent de multiples critères avec des préférences contradictoires (Bao et al., 2013). Au cours des dernières années, les ouvrages d'assainissement sont appelés à répondre aux réglementations environnementales qui reposent sur des exigences d'élimination des éléments nutritifs de plus en plus strictes pour la protection des milieux hydriques récepteurs. Toutefois, ces règlements ignorent généralement d'autres impacts environnementaux qui pourraient accompagner les améliorations apparentes de la station d'épuration (Foley et al., 2009).

L'empreinte carbone, qui calcule les émissions de gaz à effet de serre résultant de l'utilisation de toutes les ressources énergétiques et matérielles, est largement utilisée pour annoncer les impacts environnementaux des activités économiques, du fait que l'impact des émissions de GES peut être considéré par les décideurs lors de la planification des projets d'infrastructure urbaine (Foley et al., 2009 et Wu, Mao et Zeng, 2015).

Les décideurs se servent donc de différents mécanismes pour l'évaluation de leurs projets. L'une des approches la plus connue et la plus largement utilisée comme outil d'aide à la décision dans le processus de planification de l'assainissement est le processus d'analyse hiérarchique (PAH) (Bao et al., 2013). Cette procédure est une méthode d'analyse multicritères qui représente les souhaits des partenaires en utilisant des valeurs numériques et qui permet de réaliser des comparaisons simples dans l'idée de donner des pointages afin de trouver la meilleure option, basée sur des preuves mathématiques (Bekhtari, 2015). Le PAH, en combinaison avec l'analyse du cycle de vie (ACV) de chaque scénario à évaluer, est un outil qui permet aux parties prenantes d'intégrer leur contexte local dans l'identification des problèmes et de développer des options de gestion appropriées et durables (Bao et al., 2013).

La sélection de scénarios et la prise de décisions pour les systèmes d'assainissement peuvent intégrer un ou plusieurs volets de la chaîne de traitement. Par exemple, dans le cas de la valorisation des biosolides, le choix de l'option à privilégier a été toujours influencé par les coûts associés aux transformations de la matière, par les réglementations nationales et locales ainsi que par les considérations d'acceptation du public. Les considérations environnementales des biosolides sont souvent évaluées à partir des polluants contenus dans les matières à valoriser, plutôt que par les émissions qu'elles peuvent séquestrer ou éviter (Brown et al., 2010). Si une ACV est intégrée à l'évaluation des solutions envisagées, des considérations objectives et scientifiques seront intégrées dans la prise de décisions (Water Research Foundation, 2013).

Une autre approche utilisée dans la prise de décision pour la sélection de projets d'amélioration des infrastructures urbaines est l'intégration des considérations liées à l'empreinte carbone dans l'analyse économique des scénarios. Ainsi, les considérations environnementales sont introduites comme des externalités (Field et Olewiler, 2015). L'inclusion des coûts d'émission de GES comme composante économique peut conduire à la sélection de différents scénarios quand l'analyse est appliquée aux projets d'approvisionnement ou d'assainissement de l'eau, ce qui peut être reflété dans une diminution du taux de rendement des projets (Wu et al., 2015), un taux souvent utilisé pour l'analyse financière des projets.

L'utilisation des coûts environnementaux rencontre certaines contraintes pour leur utilisation lors de la prise de décisions, notamment à cause du manque des données précises pour la quantification des émissions de GES et pour la définition des limites d'application des scénarios à évaluer (Wu et al., 2015).

6.4 Pistes de financement

La détermination des coûts associés à la collection et au traitement des eaux usées est un exercice courant afin d'établir les budgets et affectations qui permettent de maintenir les infrastructures en assainissement. En réalité, le coût du traitement dépend de toutes sortes de variables, des conditions géographiques de la ville desservie jusqu'à des indices économiques affectant les prix au moment de la construction. Les coûts opérationnels sont souvent exprimés en termes de volume traité ou par habitant et ils sont représentés par des équations intégrant le débit moyen d'opération et d'autres variables d'opération (Romero, 2005a).

Les coûts opérationnels et administratifs des ouvrages d'assainissement sont une bonne indication pour estimer les coûts reliés à leurs projets d'amélioration (EPA, 2012). En général, les projets de réduction des émissions de GES impliquent directement la planification et l'allocation d'un budget associé groupant la réalisation des activités de quantification, de mise en marche et de vérification des émissions. Bien que les initiatives de réduction des émissions de GES ne soient pas nécessairement visées dans les plans d'immobilisations municipales, les décideurs se voient dans le besoin de trouver des moyens de financement pour obtenir les ressources nécessaires qui leur permettra de mener à bien leurs projets. C'est là que la planification du projet et sa détermination de sa portée prennent de l'ampleur.

La réduction des émissions de GES est identifiée comme étant une initiative qui encourage le développement durable. Ainsi, les projets qui cadrent dans cette perspective peuvent bénéficier du financement géré par des organisations gouvernementales et privées. Qui plus est, si plusieurs secteurs de l'économie sont touchés, une panoplie de possibilités peut être explorée. C'est le cas de la gestion durable des biosolides qui a des effets importants dans le secteur municipal et le secteur agricole (Brown et al., 2010).

La réduction des émissions de GES compte aussi comme étant une activité d'amélioration des procédés de traitement. Au niveau provincial, deux grands programmes de financement sont placés par le MAMOT afin d'encourager les municipalités à entreprendre des projets d'amélioration et de mise à niveau des ouvrages. Le premier, le Programme d'infrastructures municipales d'eau (PRIMEAU) cible l'aide financière pour la réalisation des travaux de construction, de réfection ou d'agrandissement d'infrastructures d'eau, afin d'améliorer la qualité de l'eau potable et de l'environnement (MAMOT, 2014b). Le PRIMEAU comprend deux volets de participation, soit le soutien à la réalisation des activités de conception et de planification des projets (volet 1), ainsi que le soutien aux activités de construction et de mise en opération (volet 2). Pour les travaux reliés à la mise aux normes d'infrastructures d'interception et de traitement des eaux usées, l'aide financière est établie jusqu'à 85 % des coûts maximaux admissibles (MAMOT, 2014b).

Le deuxième programme d'aide financière du MAMOT favorisant la réalisation de projets d'infrastructure s'appelle Fonds pour l'eau potable et le traitement des eaux usées (FEPTU). Ce programme, né après la signature de l'entente de financement bilatérale Canada-Québec en juillet 2016, est conçu sous deux volets d'aide financière : le volet 1, réservé pour le renouvellement des conduites d'eau, et le volet 2, destiné aux activités de maintien d'actifs et de mise aux normes des infrastructures d'eau. L'aide financière du FEPTU peut aller jusqu'à 50 % des coûts admissibles (MAMOT, 2016). Toutefois, les petites municipalités bénéficient d'un taux ajusté atteignant un maximum de 95 % (Portal Québec, 2016). Le FEPTU a approuvé plus de 180 projets d'amélioration des infrastructures dans le territoire québécois (Infrastructure Canada, 2016). Par contre, la réception des demandes a été suspendue par le ministère (MAMOT, s.d.). Il faut préciser que certains travaux ne sont pas admissibles aux fonds de financement, tels que les travaux effectués en régie ou les activités d'entretien régulier ou d'exploitation courante des ouvrages (MAMOT, 2016).

Un autre mécanisme d'aide financière auquel les municipalités peuvent faire appel est le Fonds municipal vert (FMV) parrainé par le gouvernement canadien par le biais de la Fédération canadienne des municipalités (FCM). Entre 2015 et 2016, la FCM a approuvé près de 58 millions de dollars en prêts, subventions et études et projets durables, axés sur les matières résiduelles, l'eau potable, les émissions de GES et l'efficacité énergétique. Presque 25 % des investissements réalisés sont faits sur le territoire québécois (FCM, 2016).

En outre, les municipalités et leurs gestionnaires peuvent faire appel aux programmes des organisations sectorielles afin d'améliorer la gestion de leurs processus de gestion des eaux usées. À titre d'exemple, le Programme d'excellence PEX StaRRE de Réseau environnement vise l'amélioration et le suivi continu de la qualité des eaux usées et des biosolides produits par les municipalités. Ainsi, les municipalités s'engagent à suivre des plans d'action précis sur l'optimisation de leurs procédés, gérés par l'implantation des indicateurs de performance reliés aux paramètres couramment déclarés dans le SOMAEU. Actuellement, près de 10 usines d'assainissement québécoises ont implanté le programme PEX StaRRE afin d'améliorer le contrôle de leurs procédés et de leurs pratiques administratives (Réseau environnement, 2016).

6.5 Projets GES – justification et additionnalité

L'additionnalité est la propriété d'une activité d'attirer des bénéfices supplémentaires par rapport aux conditions de sa base de référence (Guillenwater, 2002). Dans le cas des réductions des émissions de GES, une activité ou un projet démontre de l'additionnalité quand une autorité spécialiste reconnaît que le projet est distinct de sa base de référence et qu'il évite l'émission de GES supplémentaires tout au long de la durée de son implémentation (F. Lafortune, notes du cours ENV 815, 1 juin 2016).

Les projets GES doivent démontrer de l'additionnalité s'ils sont destinés à faire partie d'un volet des crédits compensatoires (CrC). Les crédits compensatoires sont obtenus par la réduction ou l'absorption d'émissions de GES provenant d'activités réalisées de façon volontaire, c'est-à-dire, non réglementées (F. Lafortune, notes du cours ENV 815, 1 juin 2016). Dans le cas du secteur d'assainissement des eaux usées québécois, il n'y a pas d'obligations de conformité pour assujettir sa participation au marché du carbone, modelé par le *Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre*. Cependant, les projets de réduction des GES dans le domaine de l'assainissement des eaux pourraient participer sur une base volontaire, à la séquestration des émissions pour d'autres secteurs d'activités régulés (MDDELCC, 2017j).

Au niveau mondial, la participation des projets de GES des secteurs de l'eau n'est pas si encouragée, malgré que des réductions importantes des émissions de GES pourraient en découler par l'inclusion des considérations de consommation énergétique des procédés utilisés dans les grandes métropoles. À titre d'exemple, le tableau 6.1 présente les divers programmes favorisant la participation de projets GES en assainissement des eaux usées dans le marché du carbone du WCI.

Tableau 6.1 Options de projets WCI (tiré de : WCI, 2009, p. 1 et p. 2)

Programme	Protocole/méthodologie approuvé
Alberta offset system	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Quantification Protocol for Anaerobic Treatment Of Wastewater Projects: Version 1.0</i> (mars 2009) • <i>Quantification Protocol for Aerobic Composting Projects: Version 1.1.</i> (décembre 2008)
Clean Development Mechanism (CDM)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>AMS-III.H: Methane Recovery in Wastewater Treatment</i> • <i>AM0025: Avoided emissions from organic waste through alternative waste treatment processes</i>
GE Energy Financial Services & AES (GE-AES)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>GE-AES's Methodology for Waste Water Treatment Plant Capture and Destruction Projects</i>

Le manque d'harmonisation dans la sélection de méthodologies et de protocoles pour la quantification des émissions de GES du secteur de l'eau et de l'assainissement rend difficile la participation du secteur dans les marchés de carbone, ce qui rend moins attrayant la planification des projets visant la réduction des émissions de GES du secteur (Water Research Foundation, 2013).

7. PRÉSENTATION DE L'OUTIL DE GESTION

La recherche réalisée dans le cadre de cet essai permet d'établir une série de constats sur l'état des connaissances des municipalités sur leurs émissions de GES issues des systèmes de traitement des eaux usées. Le cadre légal et organisationnel des projets de réduction des émissions de GES a été aussi étudié, dans le but de construire un outil de gestion encourageant les municipalités, leurs gestionnaires et les organismes intéressés à entreprendre des démarches envers les pratiques de quantification et de réduction des émissions. L'outil de gestion conçu comprend une série d'annexes et de figures, présentées dans le présent chapitre, qui aideront les personnes intéressées au long du cycle de vie du projet de quantification et de réduction des émissions de GES.

7.1 Références de l'outil

Quelques cadres de décision pour la quantification et le rapport des émissions de GES ont été trouvés lors de l'étape de recherche de cet essai. Une analyse rigoureuse a été effectuée afin de les intégrer dans un outil d'aide aux décisions adapté au contexte des municipalités québécoises. Les principaux documents utilisés pour l'élaboration de l'outil présenté sont :

- Le *Guide méthodologique d'évaluation de GES des services de l'eau et de l'assainissement de l'Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement (ASTEE)*, document élaboré en 2013 ;
- L'exemple d'application d'un processus intégré de conception durable pour l'ingénierie (PICDI) aux systèmes municipaux d'assainissement des eaux usées. Cet exemple est développé par Bruno Gagnon en 2012 dans sa thèse de doctorat *Intégration des principes du développement durable à la conception en ingénierie : la conception durable appliquée aux systèmes municipaux d'assainissement des eaux usées* ;
- Le document *Toolbox for Water Utility Energy and Greenhouse Gas Emission Management*, dévoilé par la *Water Research Foundation* en 2013 ;
- Le document *Discussion Paper for a Wastewater Treatment Plant Sector GHG Reporting Protocol*, préparé en 2007 par la firme CH₂MHill pour le *California Wastewater Climate Change Group* et les *Bay Area Clean Water Agencies*.

Les documents nommés ci-dessus présentent des procédures ou des listes de contrôle intéressantes afin d'élaborer des diagrammes des processus ou des fichiers simples pour la planification, l'exécution et le contrôle des projets de réduction des émissions de GES. D'autres éléments, tels que ceux appuyés par le PMI ou par la norme ISO 14064, sont utilisés dans l'élaboration de l'outil.

7.2 Étapes d'un projet de réduction des émissions de GES

Le projet de réduction des émissions de GES issues des eaux usées des municipalités contient diverses phases. Ces dernières englobent un ensemble d'activités liées logiquement, en aboutissant à l'achèvement d'un ou de plusieurs livrables. Les livrables d'une phase doivent être évalués, complétés et approuvés avant que le travail de la phase suivante ne soit amorcé. La figure 7.1 présente le résumé des phases du projet de réduction des émissions de GES avec ses principaux livrables.

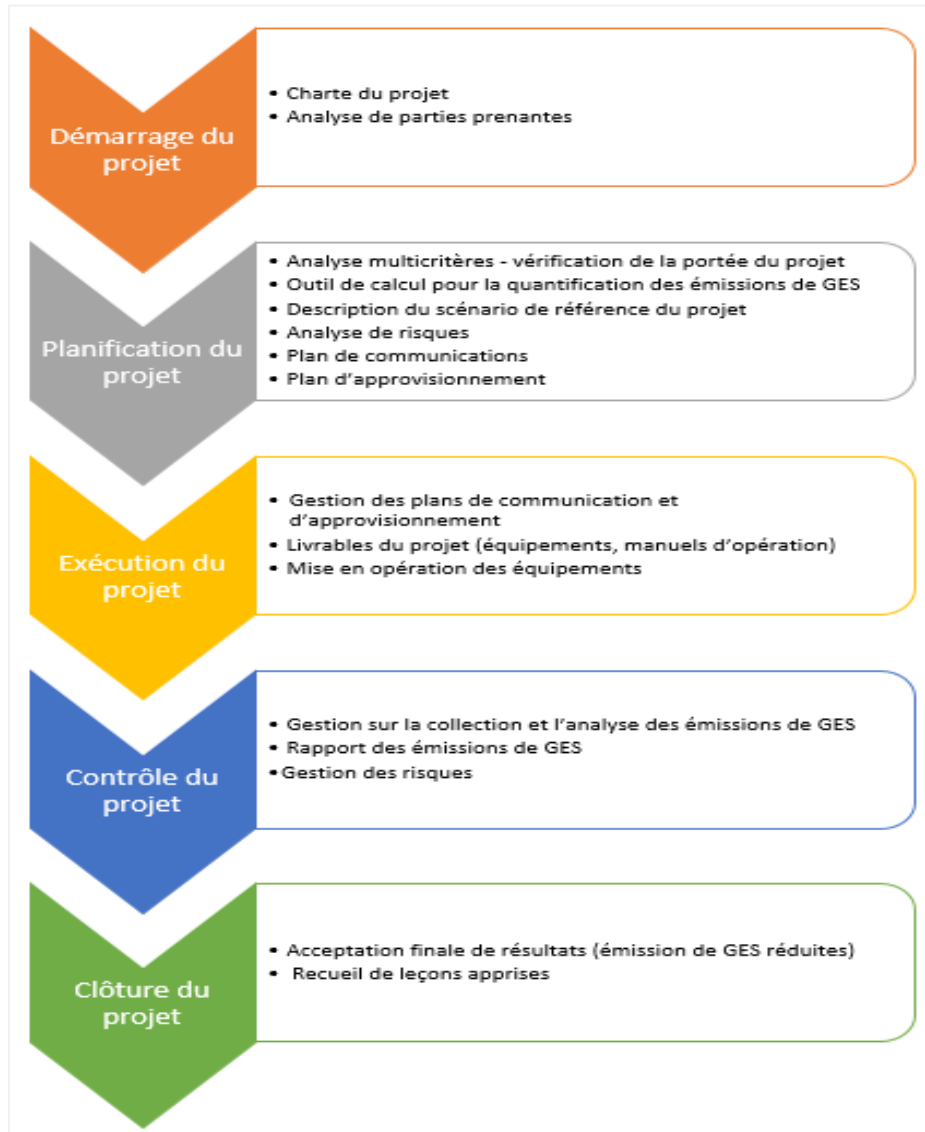


Figure 7.1 Cycle de vie du projet de réduction des émissions de GES (compilation d'après : PMI, 2013, p. 61 et Water Research Foundation, 2013, p. 88)

La description des activités et des livrables envisagés dans chaque phase du projet sont expliqués dans les rubriques suivantes.

7.2.1 Démarrage du projet

La phase de démarrage du projet a pour but la définition de la portée du projet par l'obtention de l'autorisation de démarrage du projet par le client ou le donneur d'ouvrage (PMI, 2013). Dans le cas précis du projet de réduction des émissions de GES, le gestionnaire ou le chargé de l'usine d'épuration agira comme personne responsable ou chargé du projet. Par ailleurs, le conseil d'administration de la municipalité, le représentant du gouvernement, l'autorité en environnement ou l'organisme de vérification peuvent agir à titre de client ou de donneur d'ouvrage ou client.

Une charte du projet et un tableau d'identification des parties prenantes sont proposés comme étant les deux livrables de cette phase du projet : la charte de projet est le document qui autorise formellement l'existence du projet et elle donne autorité au chargé de projet pour affecter des ressources de la municipalité aux activités de réduction des émissions de GES. La charte de projet doit inclure des estimations sommaires de l'échéancier, du budget associé et des atteintes du projet de réduction des émissions. Un modèle de charte de projet adapté est proposé dans l'annexe 4 du présent document.

Pour sa part, la définition des parties prenantes est aussi un aspect important, car elle établit le degré d'influence des partenaires et leur contribution à l'exécution du projet de réduction des émissions de GES. Le chapitre 6.1 et l'annexe 3 du travail décrivent ce livrable.

7.2.2 Planification du projet

La phase de planification du projet permet d'élaborer le contenu du projet, d'affiner les objectifs et de définir la suite des actions nécessaire à l'atteinte des objectifs pour lesquels le projet est entrepris (PMI, 2013). Dans le cas précis du projet de réduction des émissions de GES issues des procédés d'épuration des eaux usées, les municipalités peuvent avoir plusieurs objectifs et intérêts pour entreprendre le projet. Par exemple, la quantification et la vérification des émissions de GES peuvent servir à la conformité de réglementations futures, à la participation dans un marché de carbone, à améliorer un cadre de gestion de matières résiduelles, à implanter des critères en efficacité énergétique, ou, encore, à la création de mesures encourageant le développement durable d'une région.

La planification est une étape importante dans la comptabilité des émissions de GES, elle doit identifier les méthodes et les pratiques de quantification et de rapport des émissions de GES (Water Research Foundation, 2013). Deux livrables principaux sont obtenus dans cette phase du projet : l'outil de calcul pour la quantification des émissions de GES et la description du scénario de référence du projet.

L'outil de calcul des émissions de GES s'obtient à partir de l'élaboration et l'obtention des sous-livrables présentés à la figure 7.2. La définition de la limite d'application du projet et la sélection du protocole sont essentielles pour l'élaboration de l'outil de calcul des émissions de GES. Ainsi, un logigramme pour l'identification du protocole à utiliser est présenté à l'annexe 5 de ce document.

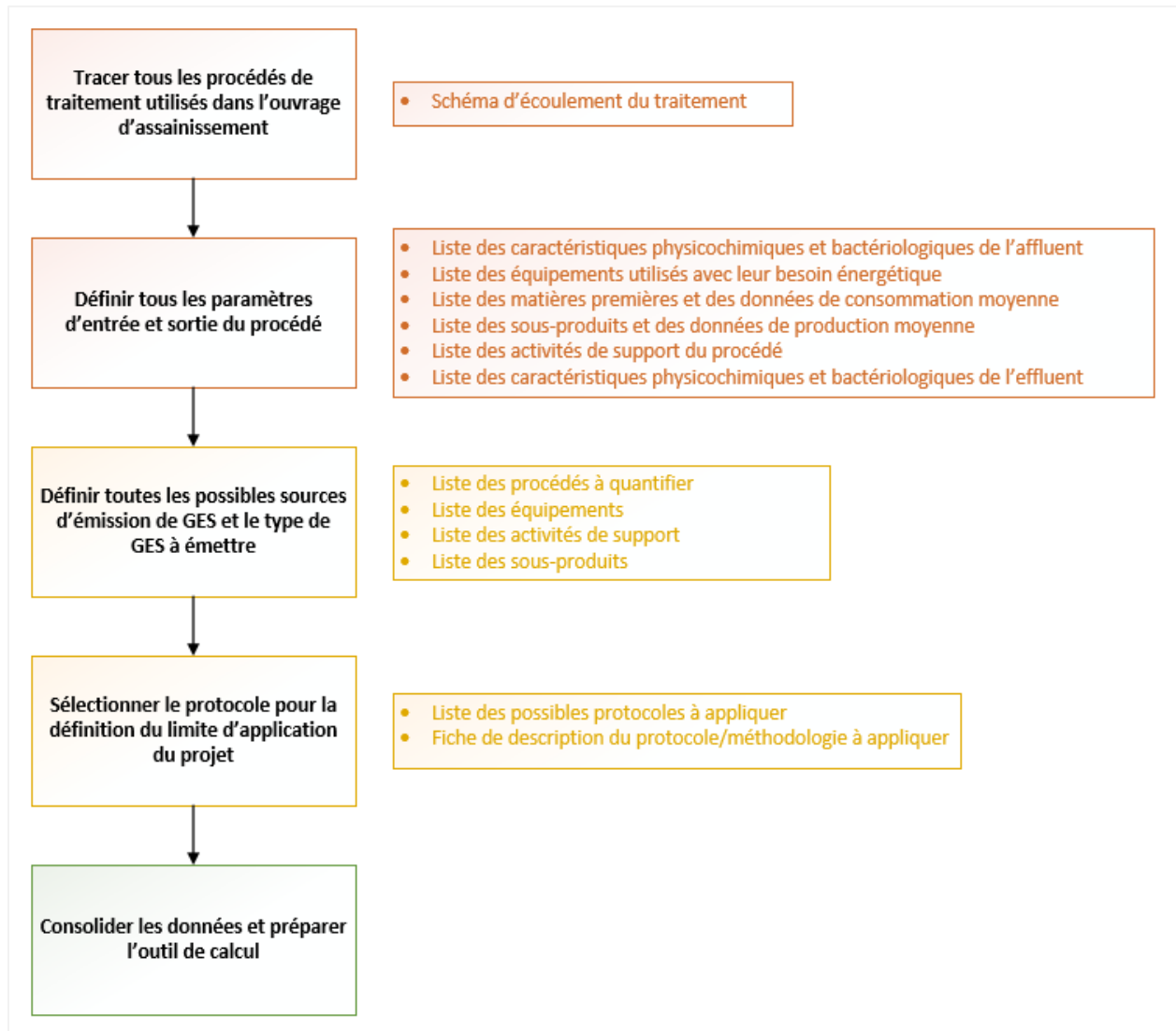


Figure 7.2 Diagramme de processus pour l'élaboration de l'outil de calcul d'émissions de GES (inspiré de : Water Research Foundation, 2013, p. 89)

La description du scénario de référence du projet implique l'analyse d'alternatives en réduction des émissions de GES et la vérification de l'additionnalité, au besoin. Ce livrable est aussi composé des sous-livrables, tels que des tests de barrières ou d'analyses multicritères, qui sont des instruments pour la sélection d'un scénario idéal d'émissions de GES. Une liste non exhaustive de ces éléments est présentée dans le schéma 7.3. De même, un logigramme pour la vérification de l'additionnalité est présenté à l'annexe 6 du présent essai.

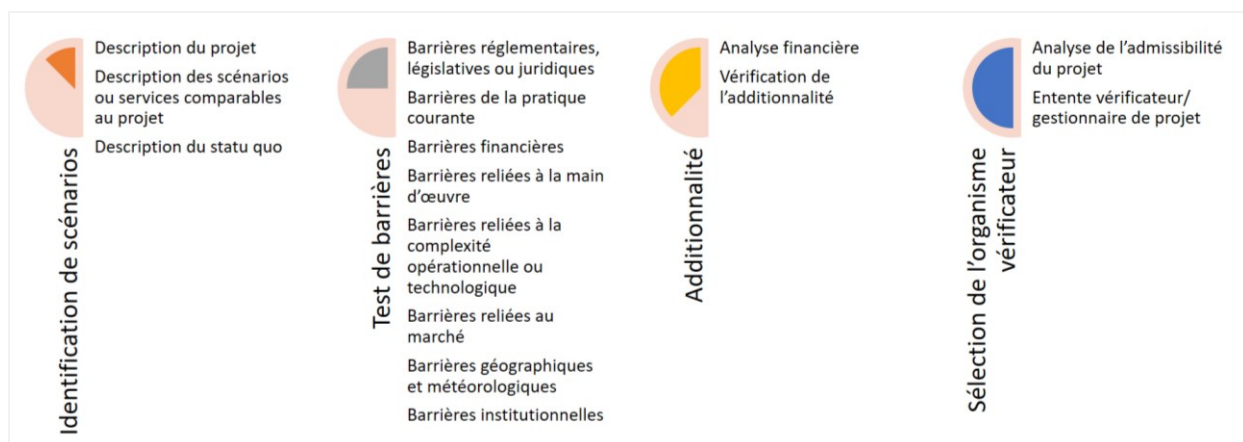


Figure 7.3 Diagramme de processus pour l'identification du scénario de référence du projet de réduction des émissions de GES (inspiré de : F. Lafortune, notes du cours ENV 815, 1 juin 2016)

D'autres livrables comme l'échéancier, le budget et la gestion de risques du projet sont nécessaires à élaborer dans la phase de planification du projet pour une gestion saine de celui-ci.

7.2.3 Exécution du projet

Une fois que l'outil de calcul est prêt pour son utilisation et que le scénario de référence est établi, une série de modifications des procédés et des pratiques courantes du traitement des eaux usées est amorcée. La phase d'exécution du projet réunit les activités physiques, exécutées directement dans l'usine d'épuration, pour accomplir le travail nécessaire transformant le *statu quo* dans le scénario de référence du projet. Une panoplie d'activités, dès l'installation d'équipements de mesurage, jusqu'à de grandes transformations, telles que l'achat et l'installation des équipements de biométhanisation, peuvent être envisagées dans cette phase. Or, l'exécution du projet peut être composée par différentes phases de construction ou d'aménagement de l'usine d'épuration.

Plusieurs livrables peuvent être attendus dans cette phase, en fonction de l'envergure des transformations des procédés de la chaîne d'épuration. La gestion des communications, de l'approvisionnement, de l'engagement des parties prenantes et de l'équipe de projet sont essentiels dans cette partie du cycle de vie du projet (PMI, 2013).

7.2.4 Surveillance et maîtrise du projet

Les changements physiques dans les ouvrages d'assainissement des eaux usées sont accompagnés de la collecte et l'enregistrement de données, de l'analyse de résultats et du contrôle de la qualité des activités de réduction des émissions de GES. En effet, la phase de surveillance et du contrôle du projet permet de suivre, de revoir et

de réguler l'avancement et la performance du projet, ainsi que d'identifier et d'entreprendre les modifications qui s'avèrent nécessaires (PMI. 2013).

L'élaboration des rapports des émissions de GES et l'intervention de l'organisme vérificateur font partie de cette étape du projet. Un diagramme de processus pour la collection, l'analyse et le rapport des émissions de GES est présenté à l'annexe 7 du présent essai.

7.2.5 Clôture du projet

Un projet de réduction des émissions de GES doit aussi tenir en compte des activités qui servent à clore formellement le projet. L'acceptation finale des résultats par le client ou donneur d'ouvrage, les bilans et rapports des émissions de GES vérifiés par les organismes intéressés, les manuels de procédures et les plans opérationnels de l'usine d'épuration servent d'exemples de livrables de cette phase.

7.3 Autres considérations et recommandations

L'élaboration de l'outil d'aide à la décision pour entreprendre des mesures en vue de la réduction des émissions de GES issues des eaux usées municipales suscite l'identification d'autres sujets connexes, mais peu traités dans le cadre de cette recherche. La grande partie des municipalités démarre des projets de contrôle et de gestion des émissions de GES sous différentes approches, soit comme une série d'initiatives encadrées par des programmes d'adaptation aux changements climatiques, soit par l'exécution des programmes d'efficacité énergétique sur l'ensemble de leurs infrastructures, soit par la mise en application de programmes de maintien et renouvellement d'actifs, ou encore, par l'identification de l'empreinte carbone d'une région. Peu importe quel type de programme ou quel plan directeur les municipalités développent, la réduction des émissions de GES des infrastructures exploitées sera accompagnée d'autres considérations s'insérant dans une approche de développement durable.

Les rubriques suivantes peuvent doter aux gestionnaires des infrastructures ou aux chargés de projets GES d'autres considérations à intégrer dans leurs projets.

- **Activités en dehors de la limite d'application du projet.** Les efforts faits par les municipalités envers la réduction de la consommation d'eau potable par une gestion intégrée des eaux peuvent avoir un impact favorable sur la réduction des émissions de GES dans le secteur de l'assainissement. La réduction du volume d'eau à traiter par la réduction de la consommation des citoyens, des commerces et des industries a un effet positif sur la portée des projets GES.

En outre, certains investissements et mesures prises dans les réseaux d'égout peuvent résulter en une diminution des émissions dans les usines de traitement. La réduction de pertes des aqueducs, l'élimination de déversements non désirés dans les milieux récepteurs, le raccordement adéquat des résidences dans les systèmes, la mise à niveau des réseaux d'égout séparés et la bonne gestion des eaux de pluie et de ruissellement contribuent efficacement à la réduction des affluents des usines d'épuration, ce qui implique une production mineure des émissions de GES dans la limite d'application du projet.

- **Adoption et application de nouvelles réglementations.** La revue des règlements de rejet et leur adaptation au contexte du projet sont primordiales pour l'efficacité des mesures prises dans les limites d'application du projet. Un contrôle assidu des rejets des secteurs industriels et commerciaux peut être promu par l'exigence des plans d'échantillonnage plus serrés, par l'exigence des traitements des eaux industrielles plus performants, ou encore, par le bannissement de certains produits déversés aux égouts, surtout ceux qui impliquent trop de travail pour leur enlèvement.
- **Activités complémentaires.** Les gestionnaires des usines d'épuration des eaux municipales peuvent promouvoir d'autres activités complémentaires, dans le but d'améliorer leurs processus de gestion des eaux usées : la formation des partenaires sur les pratiques responsables de réduction des émissions de GES, la sensibilisation des acteurs concernant les impacts de l'épuration des eaux sur les changements climatiques et l'élaboration des plans d'échantillonnage reflétant l'envergure des projets, entre autres, peuvent accroître l'intérêt des parties prenantes du projet, renforçant ainsi leur engagement.
- **Fiabilité des données dans l'estimation et la quantification des émissions.** La réduction d'émissions de GES d'un ouvrage d'assainissement implique la comparaison de différents scénarios, de différentes technologies ou de différents procédés, afin de trouver l'option la plus réalisable. La crédibilité des résultats lors de la quantification des émissions réside dans la sélection rigoureuse des paramètres à évaluer et dans la gestion des données. Les gestionnaires doivent s'engager à garantir les ressources nécessaires qui permettront de faire la quantification des émissions et leur rapport, en minimisant l'incertitude des données et des résultats.

CONCLUSION

La « Création d'un outil d'aide aux décisions visant la réduction des émissions de GES issus du traitement des eaux usées des municipalités » a été amorcée dans cet essai dans le but de permettre aux municipalités québécoises d'identifier, d'analyser et de mettre en marche des actions précises pour l'appropriation de leurs émissions de GES.

Le secteur de l'assainissement des eaux usées municipales est un secteur qui a toujours été soumis à des réglementations rigoureuses afin de garantir la qualité des milieux hydriques. En ce qui concerne l'apport du secteur à la pollution atmosphérique et à l'émission de GES, l'industrie des eaux usées présente des lacunes en ce qui a trait aux connaissances qui sont par contre de plus en plus couvertes par des recherches et des analyses de cas.

La mise en marche d'un cadre réglementaire s'avère nécessaire au niveau mondial. En effet, la comptabilisation et la réduction des émissions de GES varient selon les réglementations des régions, les méthodologies ou les protocoles utilisés, ainsi que par les conditions de fonctionnement des traitements. Les méthodes d'estimation de GES et les facteurs d'émission utilisés dans le monde sont adaptés aux besoins, du fait que la variabilité des rapports limite les possibilités d'harmonisation globale.

En ce qui concerne les émissions directes des GES issus des traitements des eaux usées, les émissions issues des processus biologiques et chimiques demandent encore plus de recherches, afin d'affiner les méthodes de calcul et les facteurs d'émission couramment utilisés. La recherche réalisée dans le cadre du présent essai permet de constater que les émissions de GES issues de la consommation énergétique et de l'activité anthropique prennent de l'ampleur dans l'opération des usines de traitement des eaux usées. Or, les exploitants des usines mécanisées se préoccupent de plus en plus à mettre en marche des projets favorisant la réutilisation énergétique, à implanter de meilleures pratiques en gestion des matières premières et des sous-produits, ainsi qu'à encourager des activités ayant comme objectif la valorisation agricole des boues et des composts.

Peu de références sur les émissions de GES issues des traitements des eaux usées des ouvrages québécois sont disponibles au public, soit par la non-exigence de déclaration dans les systèmes de suivi et de performance (ROMEAOU et SOITEAOU), soit par la méconnaissance du sujet dans le domaine des eaux usées. Les responsables des ouvrages d'assainissement contactés dans le cadre de cette recherche reconnaissent que l'opération de leurs installations, de petite ou moyenne taille, crée autant de nuisances dans l'air que dans les milieux hydriques récepteurs. Qui plus est, ils se sont montrés intéressés à en apprendre plus sur les effets de leurs ouvrages et son impact au niveau atmosphérique, bien que les connaissances sur le plan hydrique soient bien maîtrisées.

Toutefois, la plupart des personnes contactées, dont des opérateurs d'ouvrages et gestionnaires de stations d'épuration, ont exprimé que des ressources supplémentaires devraient être mises en place par le gouvernement afin d'intégrer la gestion des émissions atmosphériques et l'évaluation de GES dans leurs programmes de performance : des besoins en formation, en nouveaux équipements et en développement de programmes de contrôle des émissions sont évidents.

D'ailleurs, certains responsables des ouvrages admettent qu'étant donné l'engagement du secteur municipal québécois dans la réduction des émissions de GES, l'exigence d'évaluer et de rapporter les émissions de GES pourrait se présenter à l'avenir sous la forme d'une nouvelle position ministérielle, comme ce fut le cas avec la réduction du phosphore dans les rejets des eaux usées.

Certaines municipalités ont déjà fait un premier pas vers un cadre de gestion « globale » qui inclut l'évaluation des impacts et des mesures à prendre pour réduire leurs émissions de GES. C'est le cas des grandes municipalités pour lesquelles la haute consommation d'électricité ou de matières premières engendre des débats depuis longtemps. Les municipalités de moyenne et grande taille comptent davantage de données d'opération que celles qui sont exigées par les systèmes de suivi gouvernementaux. De surcroît, elles ont déjà créé des projets en vue d'améliorer leurs procédés de disposition des boues et résidus, ainsi que des mesures d'efficacité énergétique : plusieurs cas de succès sont documentés, mais un système standardisé pour l'évaluation de ces mesures devrait être proposé par les autorités environnementales afin de guider les autres organisations municipales qui n'ont pas encore entrepris une telle démarche.

Bien que le gouvernement n'ait pas encore communiqué son désir d'ajouter des exigences en matière de gestion de GES dans ses programmes de performance des ouvrages d'assainissement municipal, il est fort probable que de telles mesures soient implantées à court terme, puisque des approches réglementaires sont déjà mises en place ailleurs avec succès. Il ne reste qu'aux municipalités à se préparer à l'implantation de ces mesures par de bonnes pratiques de documentation et de collection de données sur leurs procédés des eaux et sur la gestion de boues. Cela assurera un bon départ vers un nombre grandissant de villes et de villages qui porteront une attention particulière à leur performance sur le plan atmosphérique.

RÉFÉRENCES

- Actu-Environnement. (2010). Traitement des boues en station d'épuration. *Actu-Environnement, section Les traitements de boues d'épuration*. Repéré à <https://www.actu-environnement.com/ae/dossiers/traitement-des-boues/traitement-boues-epuration.php4>
- Agence Métropolitaine de Transport (AMT). 2016. Méthodologie de gestion de projets standardisée GPS – Gabarits (Version 2.0). Montréal, Québec. AMT.
- Ashley, R. et Cashman, A. (2006). Incidences du changement sur la demande à long terme d'infrastructures dans le secteur de l'eau. Dans OCDE, *Les infrastructures à l'horizon 2030 : télécommunications, transports terrestres, eau et électricité* (chapitre 5, p. 281-405). Repéré à <https://www.oecd.org/fr/prospective/infrastructuresen2030/38060514.pdf>
- Association québécoise pour la maîtrise de l'énergie (AQME). (2007). Les HCFC disparaîtront plus vite que prévu ! La Maîtrise de l'énergie, 13-15.
- Association québécoise pour la maîtrise de l'énergie (AQME). (2017). Le coût global : l'importance de l'analyse du cycle de vie. AQME, section Efficacité énergétique et GES – Les infrastructures. Repéré à <http://www.mamunicipaliteefficace.ca/149-efficacite-energetique-ges-le-cout-global-analyse-du-cycle-de-vie.html>
- Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement (ASTEE). (2013). Guide méthodologique d'évaluation de GES des services de l'eau et de l'assainissement. (ASTEE), *section Productions*. Repéré à http://www.astee.org/site/wp-content/uploads/2014/06/Guide_GES_fr_VF_2013.pdf
- Bakhshi, A. A. et deMonsabert, S. M. (2009). A GIS Methodology for Estimating the Carbon Footprint in Municipal Water and Wastewater in Fairfax County, Virginia. *Energy Engineering*, 106(5), 7-24. Repéré à <http://dx.doi.org/10.1080/01998590909594541>
- Bao, P., Aramaki, T. et Hanaki, K. (2013). Assessment of stakeholders' preferences towards sustainable sanitation scenarios. *Water and Environment Journal*, 27(1), 58-70. Repéré à <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1747-6593.2012.00327.x/full>
- Bollon, J., Filali, A., Fayolle, Y. et Guillot, S. (2013). Protocoles de mesure des émissions de N₂O dans les procédés de traitement des ERUs. (L'Office national de l'eau et des milieux aquatiques - ONEMA), *section Services de l'eau et d'assainissement*. Repéré à http://www.onema.fr/sites/default/files/pdf/2013_045.pdf
- Bekhtari, M. (2015). Les méthodes multicritères pour analyser les aptitudes des terres agricoles : le cas du blé tendre en Languedoc-Rousillon analysé avec la méthode AHP. *Centre de documentation méditerranéen du CIHEAM-IAMM, section Mémoires*. Repéré à http://www.iamm.ciheam.org/ress_doc/opac_css/index.php?lvl=notice_display&id=36134

- Bouchard, M. (2017). *Rapport de consommation énergétique et d'émissions de gaz à effet de serre - Secteur institutionnel. Partie 1 : composants et mise au point de l'inventaire* (Rapport de Transition énergétique Québec). Repéré à <http://www.transitionenergetique.gouv.qc.ca/fileadmin/medias/pdf/institutions/TEQ-Rapport-consommation-energetique-GES-institutionnel-Partie-1.pdf>
- Brissette, F. (2008). *Génie de l'environnement : notes du cours CTN-626*. Montréal, Québec : École de Technologie Supérieure - ÉTS.
- Brown, S., Beecher, N. et Carpenter, A. (2010). Calculator Tool for Determining Greenhouse Gas Emissions for Biosolids Processing and End Use. *Environmental Science & Technology*, 44(24), 9509-9515. Repéré à <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es101210k>
- Cadavid-Rodriguez, L. et Horan, N. (2012). Reducing the environmental footprint of wastewater screenings through anaerobic digestion with resource recovery. *Water and Environment Journal*, 26(3), 301-307. Repéré à <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1747-6593.2011.00289.x/abstract>
- Champagne, E.-P. (2017, 24 mars). Une nouvelle loi sur l'environnement votée à Québec. *La Presse.ca*. Repéré à <http://www.lapresse.ca/environnement/politique-verte/201703/24/01-5081890-une-nouvelle-loi-sur-lenvironnement-votee-a-quebec.php>
- CH2MHill. (2007). Discussion Paper for a Wastewater Treatment Plant Sector GHG Reporting Protocol. *Southern California Alliance of Publicly Owned Treatment Works (SCAP), section Resources*. Repéré à <http://scap1.org/Air%20Reference%20Library/070903%20Final%20WWTP%20Emissions%20Discussion%20Paper.pdf>
- Ciambrone, D. (1997). *Environmental Life Cycle Analysis*. Boca Raton, Florida, États-Unis : Lewis Publishers.
- Clean Development Mechanism (CDM). (2009a). AMS-III.I. Avoidance of methane production in wastewater treatment through replacement of anaerobic systems by aerobic systems. CDM, *section méthodologies*. Repéré à <https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/Z5A2LR9Q7XS906TDS4XDC8MKORZ63R>
- Clean Development Mechanism (CDM). (2009b). AM0080. Mitigation of greenhouse gases emissions with treatment of wastewater in aerobic wastewater treatment plants. CDM, *section méthodologies*. Repéré à <https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/6DITU9V0SFOR7EUYEBBVRHCAO2RD3Q>
- Clean Development Mechanism (CDM). (2010). AMS-III.AO. Methane recovery through controlled anaerobic digestion. CDM, *section méthodologies*. Repéré à <https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/F5U41CTG7ENWK9RSSL5BV1LUPDG76W>
- Clean Development Mechanism (CDM). (2015). AMS-III.H. Methane recovery in wastewater treatment. CDM, *section méthodologies*. Repéré à <https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/5JGU2EUK716KG3UAE2HBVCK16K199K>

- Clean Development Mechanism (CDM). (2016). ACM0014. Treatment of wastewater. CDM, *section methodologies*. Repéré à <https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/16BCFQA83AIQG7JF8QGVZOQJUG9FAG>
- Comeau, Y., Gehr, R., Brown, H. et Meunier, C. (2005). Contribution des boues d'alun d'usines de traitement d'eau potable à la déphosphatation chimique des eaux résiduaires au Québec. *Vecteur Environnement*, 38(2), 53-57.
- Communauté métropolitaine de Montréal (CMM). (2007). Valorisation des boues d'épuration municipales. Valorisation agricole et valorisation énergétique. *CMM, section documentation*. Repéré à http://cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/pmgmr_doc/fiches/7d4eacc6b8451340eae8fdd8171cf655.pdf
- Conference of the parties (COP21). (2016). Entrée en vigueur de l'Accord de Paris. (COP21), *section actualités*. Repéré à <http://www.cop21.gouv.fr/entree-en-vigueur-de-laccord-de-paris/>
- Conrardy, J.-B., Olivier, J. et Vaxelaire, J. (2013). Électro-déshydratation des boues résiduaires urbaines : relations entre grandeurs électriques, cinétiques et consommations énergétiques. *Société Française de Génie des Procédés*, 104(1), 1-8. Repéré à <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01294479/document>
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*. Repéré à http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_mwwe/cda_wide_strategy_mwwe_final_f.pdf
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). (2012). *Guide pour la valorisation des biosolides municipaux, des boues municipales et des boues de fosses septiques traitées*. Repéré à http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_waste/fr_biosolids/pn_1474_biosolids_guidance_fr_1.0.pdf
- Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François (COGESAF). (2015). *Caractérisation des ouvrages d'assainissement des eaux usées du bassin versant du Grand lac Saint-François*. (Rapport OMAE-GLSF) Sherbrooke, Québec.
- Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ). (1997). Valorisation agricole du compost de boues de fosses septiques. *Écosphère, section Secteur municipal - Recyclage des résidus industriels et municipaux*. Repéré à http://www.ecosphere.qc.ca/wp-content/uploads/2015/02/valorisation_septiques.pdf
- Conseil régional de l'environnement de la Montérégie. (2011). *Projet de traitement des boues des eaux usées et des fosses septiques par biométhanisation sur le site de la Régie d'assainissement des eaux de la Vallée-du-Richelieu – RAEVR*. (CREM-PROGES-1102) Belœil, Québec.
- Convention-cadre sur les changements climatiques. (2015). *Adoption de l'Accord de Paris*. Repéré à <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/fre/l09r01f.pdf>
- Desjardins, M.-A., Alibert, B., Riera, H., Houweling, D. et Comeau, Y. (2011). Conception d'étangs aérés « complètement mélangés ». Comparaison des modèles d'ordre 1 et d'ordre mixte. *Vecteur Environnement*, 34-42.

- Dubeau, D. (2013). Un nouveau procédé de traitement des boues : l'oxydation par voie humide. *Veolia Eau, section VNews - Partenariats*. Repéré à <http://v-news.fr/partenariats/item/42-un-nouveau-procede-de-traitement-des-boues-l-oxydation-par-voie-humide>
- Environnement et Changement climatique Canada. (2010). L'eau travaille pour nous ! *Gouvernement du Canada, section Publications*. Repéré à <http://www.ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=fr&n=00eee0e6-l>
- Environnement et Changement climatique Canada. (2015). National Inventory Report 1990–2014: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada. *Gouvernement du Canada, section Climate*. Repéré à <https://ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=En&n=662F9C56-1>
- Environnement et Changement climatique Canada. (2016a). Guide technique pour la déclaration des émissions de gaz à effet de serre. *Gouvernement du Canada, section Climate*. Repéré à <https://www.ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=Fr&n=47B640C5-1>
- Environnement et Changement climatique Canada. (2016b). Identification of Wastewater Treatment System Configuration and Process Characteristics. *Gouvernement de Canada, section Pollution and waste*. Repéré à <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=En&n=57FBBE31-1>
- Environmental Protection Agency (EPA). (2007). *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks (1995-2005)*. Repéré à <https://www.epa.gov/ghgemissions/inventory-us-greenhouse-gas-emissions-and-sinks>
- Environmental Protection Agency (EPA). (2012). *Planning for Sustainability: A Handbook for Water and Wastewater Utilities*. (Rapport EPA-832-R-12-001). Repéré à <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-01/documents/planning-for-sustainability-a-handbook-for-water-and-wastewater-utilities.pdf>
- Fédération canadienne de municipalités (FCM). (2016). Viser plus haut. Rapport annuel 2015-2016. *FCM, section Fonds municipal vert*. Repéré à https://fcm.ca/Documents/corporate-resources/annual-report/Raising_the_bar_Annual_Report_2015%E2%80%932016_FR.pdf
- Field, B. et Olewiler, N. (2015). *Environmental Economics* (4^e éd.). Whitby, Ontario : McGraw-Hill Ryerson.
- Frijns, J. (2011). Towards a common carbon footprint assessment methodology for the water sector. *Water and Environment Journal*, 26(1), 63-69. Repéré à <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1747-6593.2011.00264.x/abstract>
- Gaz Métro. (2015). Les promesses du gaz naturel renouvelable. *Gaz Métro, section énergie*. Repéré à : <https://www.gazmetro.com/blogue/energie/les-promesses-du-gaz-naturel-renouvelable/>
- Global Water Research Coalition (GWRC). (2011). *N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems*. (Rapport technique 2011 30). Repéré à http://www.waterrf.org/resources/Lists/SpecialReports/Attachments/2/GWRC_N2OCH4Emissions_TechnicalReport.pdf

- Godmaire, H. et Demers, A. (2009). Eaux Usées et Fleuve Saint-Laurent : problèmes et solutions. *Eau Secours !, section Dossiers thématiques*. Repéré à http://eausecours.org/esdossiers/eaux_usees-brochure.pdf
- Gouvernement du Canada. (2017). *Soumission de la contribution déterminée au niveau national du Canada pour 2017 à la Convention-cadre des nations unies sur les changements climatiques*. Repéré à <http://www4.unfccc.int/ndcregistry/PublishedDocuments/Canada%20First/Premi%C3%A8re%20CDN%20du%20Canada%20-%20Soumission%20r%C3%A9vis%C3%A9e%202017-05-11.pdf>
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2006). Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. GIEC, *Chapitre 6 – Traitement et rejet des eaux usées*. Repéré à http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf
- Guillenwater, M. (2002). What is Additionality? Part 1: A long-standing problem. *GHG Management Institute, section uploads*. Repéré à http://ghginstitute.org/wp-content/uploads/2015/04/AdditionalityPaper_Part-1ver3FINAL.pdf
- Guiot, S., Frigon, J.-C., Roy, C., Samson, G. et Nguyem, V. K. (2016). Régie de l'assainissement des eaux du bassin La Prairie. Impact d'une étape d'hydrolyse en amont de la biométhanisation des boues secondaires. *Vecteur Environnement*, 49(4), 30-37.
- Hébert, M. (2004). Valorisation des boues municipales comme matières fertilisantes au Québec. *Vecteur Environnement*, 37(5), 38-41.
- Hébert, M. (2012). Boues municipales. Politiques de recyclage et évaluation des émissions de GES. *MDDELCC, section boues municipales*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/articles/boues-municipales-pol.pdf>
- Henry, G. et Heinke, G. W. (1996). *Environmental science and engineering* (2^e éd.). Upper Saddle River, NJ : Prentice Hall.
- Hydro-Québec. (2017). L'hydroélectricité québécoise, source d'avenir. Hydro-Québec, section Notre énergie. Repéré à <http://www.hydroquebec.com/a-propos/notre-energie/hydroelectricite-quebecoise-source-avenir/>
- Infrastructure Canada. (2016). Phase 1 : liste des projets au Québec. *Infrastructure Canada, section Programmes du plan Investir dans le Canada - investissement de la phase 1*. Repéré à <http://www.infrastructure.gc.ca/pt-sp/projects-list-liste-projets-qc-fra.html>
- Jacob, P. (2014). Distribution de l'énergie. Réseaux de distribution. *Éduscol, section Les sites disciplinaires – sciences et techniques industrielles*. Repéré à <http://eduscol.education.fr/sti/sites/eduscol.education.fr.sti/files/ressources/pedagogiques/3863/3863-reseaux-de-distribution-eleve.pdf>
- Landry, B. (1997). *Génie et environnement*. Sainte-Foy, Québec : Les éditions Le Griffon d'argile.

- Mathieu, P. (2010). Gestion des boues municipales. Saint-Hyacinthe choisit la biométhanisation. *Vecteur Environnement*, 36-37.
- Memento degremont. (s.d.). La destruction de la matière organique par voie humide (OVH). *SUEZ, section Traitement des boues déshydratées*. Repéré à <https://www.suezwaterhandbook.fr/procedes-et-technologies/traitement-des-boues-deshydratees/la-destruction-de-la-matiere-organique-par-voie-humide-ovh>
- Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT). (2005). *Liste des stations d'épuration*. Direction générale des infrastructures. Repéré à http://www.mamot.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/liste_station.pdf
- Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT). (2014a). *Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2013*. Repéré à <http://www.protegerlenord.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/omaeu/2013.pdf>
- Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT). (2014b). *Guide sur le Programme d'infrastructures municipales d'eau (PRIMEAU)*. Repéré à http://www.mamot.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/infrastructures/programmes_aide_financiere/P_RIMEAU/guide_primeau.pdf
- Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT). (2016). *Guide sur le programme Fonds pour l'eau potable et le traitement des eaux usées (FEPTEU)*. Repéré à http://www.mamot.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/infrastructures/programmes_aide_financiere/FEPTEU/guide_FEPTEU.pdf
- Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMOT). (s.d.). Fonds pour l'eau potable et le traitement des eaux usées (FEPTEU). MAMOT, section Programmes d'aide financière. Repéré à <http://www.mamot.gouv.qc.ca/infrastructures/programmes-daide-financiere/fonds-pour-leau-potable-et-le-traitement-des-eaux-usees-fepteu/>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (1999). *La gestion de l'eau au Québec*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/consultation/gestion-eau.pdf>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2012a). *Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques*. Repéré à http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/plan_action/pacc2020.pdf
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2012b). *Guide d'inventaire des émissions de GES d'un organisme municipal*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/climat-municipalites/guide-inventaire-GES.pdf>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2012c). Lagunage : étangs non aérés facultatifs. Dans P-P. Dumoulin, D. Paradis et R.

Tétreault, *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique*. Québec, Québec : auteur.

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2012d). Stations mécanisées : boues activées. Dans P-P. Dumoulin, D. Paradis et R. Tétreault, *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique*. Québec, Québec : auteur.

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015a). *Cible de réduction d'émissions de gaz à effet de serre du Québec pour 2030*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/consultations/cible2030/consultationpost2020.pdf>

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015b). Désinfection des eaux usées traitées. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/desinfection.htm#2-problematique>

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015c). *Guide technique sur le traitement des eaux usées des résidences isolées*. Repéré à http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/residences_isolees/guide_interpretation/

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015d). *Vers une gestion optimale des fosses septiques au Québec. État de situation sur la gestion de boues de fosses septiques*. Repéré à http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/residences_isolees/gestion-optimale-fosses-septiques.pdf

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016a). *Inventaire québécois des gaz à effet de serre en 2013 et leur évolution depuis 1990*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/ges/2013/Inventaire1990-2013.pdf>

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016b). *Engagement Québec*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/engagement-quebec.asp>

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016c). *Programme Climat Municipalités*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/climat-municipalites/>

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016d). *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/index.htm>

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017a). Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/reglement2013.htm>

- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017b). Suivi d'exploitation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (OMAEU) - Station d'épuration et ouvrages de surverse. Repéré à http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/Programme_Suivi_OMAE.pdf
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017c). Une nouvelle Loi sur la qualité de l'environnement pour faire avancer le Québec de façon responsable au bénéfice de tous, section LQE. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/lqe/autorisations/index.htm#documentation>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017d). *Dispositions légales en vigueur à compter de la sanction de la loi modifiant la loi sur la qualité de l'environnement afin de moderniser le régime d'autorisation environnementale et modifiant d'autres dispositions législatives notamment pour réformer la gouvernance du fonds vert.* Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/lqe/autorisations/fiches/dispositions-legales-municipal.pdf>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017e). *Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage.* Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/biomethanisation/liste-projets.htm>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017f). Installations septiques. Dans P-P. Dumoulin, D. Paradis et R. Tétreault, *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique*. Québec, Québec : auteur.
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017g). *Suivi des ouvrages individuels de traitement des eaux usées SOITEAU.* Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/SOITEAU/index.htm>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017h). Le marché du carbone, un outil pour la croissance économique verte ! Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/marche-carbone.asp>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017i). *Références techniques pour la première attestation d'assainissement - Attestation d'assainissement municipale.* Repéré à http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/References_techniques.pdf
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017j). *Marché du carbone - Crédits compensatoires.* Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/carbone/credits-compensatoires/index.htm>
- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (s. d.a). *Une nouvelle loi pour faire avancer le Québec de façon responsable au bénéfice de tous.* Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/lqe/autorisations/feuille-info.pdf>

- Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (s. d.b). Registres publics. *MDDELCC, section Autorisations environnementales*. Repéré à <http://www.registres.mddelcc.gouv.qc.ca/includes/registre5b.asp>
- MRC de La Haute-Yamaska. (2016). Plan de gestion des matières résiduelles 2016-2020. *MRC de La Haute-Yamaska, section Documentation – Publications*. Repéré à http://www.haute-yamaska.ca/documents/Modification_PGMR/PGMR-en-vigueur.pdf
- Mulcahy, R. (2015). *Préparation à l'examen PMP* (8^e éd.). Minnetonka, MN : RMC publications Inc.
- Olivier, M. (2015). *Chimie de l'environnement* (8^e éd.). Longueuil, Québec : Lab Éditions.
- Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). (2013). *Panorama de l'environnement 2013 : les indicateurs de l'OCDE*. Paris, France. Repéré à <http://www.oecd-ilibrary.org/docserver/download/9713052e.pdf?expires=1502061083&id=id&accname=guest&checksum=8B8B755C20AC0030CFDA2D3BA1916A66>
- Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). (2014). *Removal/emission predictions of wastewater treatment for exposure assessment and PRTRS - Summary and compilation of responses from 2012 OECD survey*. (Rapport ENV/JM/MONO(2014)6). Repéré à [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/JM/MONO\(2014\)16&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/JM/MONO(2014)16&doclanguage=en)
- Organisation internationale de normalisation (ISO). (2006). *Gaz à effet de serre - Partie 1 : spécifications et lignes directrices, au niveau des organismes, pour la quantification et la déclaration des émissions et des suppressions des gaz à effet de serre*. Norme internationale ISO 14064-1, Genève, Suisse : auteur.
- Paris, D. et Foltête-Paris, B. (2009). Environnement.com. Paris, France : CLE International.
- Penven, D. (2015, 17 décembre). Sainte-Catherine : travaux de 42 M \$ à la station d'épuration des eaux usées. *Le Reflet*. Repéré à <http://www.lereflet.qc.ca/actualites/2015/12/17/sainte-catherine--travaux-de-42-m---a-la-station-depuration-des-.html>
- Perron, V. et Hébert, M. (2007a). Caractérisation des boues d'épuration municipales. Partie I : paramètres agronomiques. *Vecteur Environnement*, 48-52. Repéré à http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/articles/caract_boues1.pdf
- Perron, V. et Hébert, M. (2007b). Caractérisation des boues d'épuration municipales. Partie II : éléments traces métalliques. *Vecteur Environnement*, 42-46. Repéré à http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/articles/caract_boues2.pdf
- Portal Québec. (2016). Nouveau programme d'infrastructure en eau (FEPTEU) - Les municipalités peuvent dès maintenant présenter leurs demandes d'aide financière. Repéré à <http://www.fil-information.gouv.qc.ca/Pages/Article.aspx?idArticle=2409028598>

- Project Management Institute (PMI). (2013). *Guide to the Project Management Body of Knowledge PMBOK guide*. (5^e éd.). Newtown Square, PA : PMI Inc.
- RÉCYC-QUÉBEC. (2014). *Bilan 2012 de gestion de matières Résiduelles au Québec*. Repéré à <https://www.recyq-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2012.pdf>
- RÉCYC-QUÉBEC. (2017). *Bilan 2015 de gestion de matières Résiduelles au Québec*. Repéré à <https://www.recyq-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2015.pdf>
- Régie d'assainissement des eaux de la Vallée-du-Richelieu (RAEVR). (s. d.). Résumé de nos installations. *RAEVR, section Accueil*. Repéré à <http://www.raevr.org/FR/Mission.awp>
- Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère*, 2017, chapitre Q-2, r. 15
- Règlement sur les entreprises d'aqueduc et d'égout*, 2017, chapitre Q-2, r. 21
- Règlement sur les matières dangereuses*, 2017, c. Q-2, r. 32
- Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMEAU)*, 2017, chapitre Q-2, r. 34.1
- Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles*, 2017, ch. Q-2, r. 19
- Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées*, 2017, chapitre Q-2, r. 22
- Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre*, 2017, chapitre Q-2, r. 46.1
- Réseau environnement. (2016). 50 ans d'avancement environnemental. Fédération québécoise des municipalités (FQM), section gestion de l'eau potable. Repéré à https://www.fqm.ca/wp-content/uploads/2016/10/HH-Gestion_eau_potable.pdf
- Romero, J. (2005a). *Tratamiento de aguas residuales: Teoría y principios de diseño* (3^e éd.). Bogota, Colombie : École colombienne d'ingénierie.
- Romero, J. (2005b). *Lagunas de estabilización de aguas residuales*. Bogota, Colombie : École colombienne d'ingénierie.
- Rudd, T. et Hopkinson, L. M. (1989). Comparison of Disinfection Techniques for Sewage and Sewage Effluents. *Water and Environmental Journal*, 3(6), 612-618. Repéré à <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1747-6593.1989.tb01443.x/full>
- Sahely, H., MacLean, H., Monteith, H. et Bagley, D. (2006). Comparison of on-site and upstream greenhouse gas emissions from Canadian municipal wastewater treatment facilities. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(5), 405-415. Repéré à <http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.1139/s06-009>

- Scheele, E. et Doorn, M. (s. d.). Improvements to the U.S. Wastewater Methane and Nitrous Oxide Emissions Estimates. EPA, section GHG. Repéré à <https://www3.epa.gov/ttnchie1/conference/ei12/green/scheehle.pdf>
- SYLVIS. (2009). *The Biosolids Emissions Assessment Model (BEAM): A Method for Determining Greenhouse Gas Emissions from Canadian Biosolids Management Practices* (Rapport final PN 1432). Repéré à http://www.ccme.ca/files/Resources/waste/biosolids/beam_final_report_1432.pdf
- Shields, A. (2017, 22 mars). Québec verrouille l'accès aux données sur les eaux usées. *Le Devoir.com*. Repéré à <http://www.ledevoir.com/environnement/actualites-sur-l-environnement/494508/eaux-usees>
- Smyth, B., Davison, P. et Brow, P. (2017). Carbon curves for the assessment of embodied carbon in the wastewater industry. *Water and Environment Journal*, 31(1), 4-11. Repéré à <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/wej.12228/full>
- Talleg, G., Rousselot, O., Garnier, J. et Gousailles, M. (2007). Émissions d'oxyde nitreux lors du traitement de l'azote des eaux usées de l'agglomération parisienne : état actuel et prévisions. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 20(1), p. 149-161. Repéré à <https://www.erudit.org/revue/rseau/2007/v20/n1/015742ar.pdf>
- The Climate Registry. (2015). Water-Energy Greenhouse Gas Technical Brief: Key Issues for the Development of the Water-Energy Greenhouse Gas Guidance. *The Climate Registry, section Water-Energy GHG Guidance Initiative*. Repéré à <http://www.theclimateregistry.org/wp-content/uploads/2015/12/Water-Energy-GHG-Technical-Brief-August-2015.pdf>
- The Conference Board of Canada. (2016). Prélèvements d'eau. How Canada Performs, *section Classement provincial et territorial – Environnement*. Repéré à <http://www.conferenceboard.ca/hcp/provincial-fr/environment-fr/water-withdrawals-fr.aspx>
- Ville de Longueuil. (2017). Traitement des eaux usées. *Ville de Longueuil, section Eau*. Repéré à <https://www.longueuil.quebec/fr/eaux-usees>
- Villeneuve, C. et Dessureault, P.-L. (2011). Biosolides Municipaux : quelle est la meilleure option pour le climat ? *Vecteur Environnement*, 8-12. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/articles/biosolides-municipaux-climat.pdf>
- Water Research Foundation. (2013). Toolbox for Water Utility Energy and Greenhouse Gas Emission Management. *Water Research Foundation, section Resources*. Repéré à <http://www.waterrf.org/PublicReportLibrary/4224.pdf>
- Western Climate Initiative (WCI). (2009). Existing Offset Protocols by Project Type and Program (7-31-09). *WCI, section Documents & Resources*. Repéré à <http://www.westernclimateinitiative.org/component/remository/func-startdown/128/>
- World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) et World Resources Institute (WRI). (2004). A Corporate Accounting and Reporting Standard. Repéré à <http://www.ghgprotocol.org/sites/default/files/ghgp/standards/ghg-protocol-revised.pdf>.

World Resources Institute (WRI). (2004). The Greenhouse Gas Protocol. A Corporate Accounting and Reporting Standard. *WRI, section Publications*. Repéré à http://pdf.wri.org/ghg_protocol_2004.pdf

Wu, L., Mao, X. Q. et Zeng, A. (2015). Carbon footprint accounting in support of city water supply infrastructure siting decision making: A case study in Ningbo, China. *Journal of Cleaner Production*, 103(1), 737-746. Repéré à <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615000645>

BIBLIOGRAPHIE

- Actu-Environnement. (2017). Dictionnaire Environnement. Actu-Environnement, section Accueil. Repéré à https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition.php4
- Dionne, B. (2008). *Pour réussir – Guide méthodologique pour les études et la recherche*. (5^e éd.). Montréal, Québec : Beauchemin.
- Englebert, A. (2017). *Le mot juste pour organiser ses idées* (3^e éd.) Louvain-la-Neuve, Belgique : De Boeck supérieur.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2016a). Global Mitigation of Non-CO2 Greenhouse Gases: Wastewater. (EPA), *section Climate change*. Repéré à <https://www.epa.gov/global-mitigation-non-co2-ghg-report/global-mitigation-non-co2-greenhouse-gases-wastewater>
- Environmental Protection Agency (EPA). (2016b). Section Air Emissions Factors and Quantification: WATER9, Version 3.0. (EPA), *section Technology transfert network*. Repéré à https://www3.epa.gov/ttn/chief/software/water/water9_3/index.html
- Gagnon, B. (2012). *Intégration des principes du développement durable à la conception en ingénierie : la conception durable appliquée aux systèmes municipaux d'assainissement des eaux usées* (Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à <http://savoirs.usherbrooke.ca/handle/11143/6625>
- Le monde avec AFP. (2016, 4 novembre). L'Accord de Paris sur le climat entre en vigueur. *Le Monde.fr*. Repéré à http://www.lemonde.fr/cop21/article/2016/11/04/l-accord-de-paris-sur-le-climat-entre-en-vigueur_5025190_4527432.html
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement* LCPE, 1999, c. 33
- Loi sur la qualité de l'environnement* LQE, 2017, c. Q-2
- Office québécoise de la langue française (OQLF). (2012). Le grand dictionnaire terminologique (GDT). OQLF. Repéré à <http://granddictionnaire.com/index.aspx>
- Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement*, 2017, chapitre Q-2, r.9
- RTI International. (2010). Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal, Wastewater Treatment and Ethanol Fermentation. EPA, *section GHG*. Repéré à https://www3.epa.gov/ttnchie1/efpac/ghg/GHG_Biogenic_Report_draft_Dec1410.pdf
- Statistique Canada (STATCAN). (2008). Enquête sur l'eau dans les industries. STATCAN, *section Utilisation industrielle de l'eau – Archivé 2005 – Analyse*. Repéré à <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-401-x/2008001/5003964-fra.htm>

ANNEXE 1 - FACTEURS D'ÉMISSION DES RÉACTIFS UTILISÉS EN TRAITEMENT DES EAUX USÉES

(tiré de : ASTEE, 2016, annexe 5)

Facteurs d'émission en équivalent carbone (CO₂éq) - hors transport

Réactifs et produits chimiques	Formule	Concentration commerciale en masse*	Facteur d'émission (g CO ₂ éq/unité consommée)		Unité	Source	Remarques
			Produit commercial	Produit pur			
Acide chlorhydrique	HCl	30 %	360	1200	kg	ARKEMA	
Acide citrique anhydre	C ₆ H ₈ O ₇	Proportionnel à la concentration de la forme commerciale		1000	kg	Estimation ASTEE	Valeur à confirmer
Acide nitrique	HNO ₃	53 %	1681	3172	kg	Ecoinvent 2.0	Incertitude 50 %
Acide phosphorique	H ₃ PO ₄	85 %	1210	1424	kg	Guide FE ADEME V 6	
Acide sulfurique	H ₂ SO ₄	98 %	145	148	kg	Guide FE ADEME V 6	
Antiscalants	OP(OR) ₂ R			2000	kg	Estimation ASTEE	Phosphonates - A confirmer
Bisulfite de sodium - Cristallisé	NaHSO ₃	99 %	416	420	kg	Ecoinvent 2.0	
Bisulfite de sodium - Solution	NaHSO ₃	39 %	164	420	kg	Estimation ASTEE	
Calcaire terrestre	CaCO ₃	99,50%	2	2	kg	Guide FE ADEME V 5	
Carbonate de sodium	Na ₂ CO ₃	-	nd	1052	kg	Ecoinvent 2.2	Incertitude 34 %
Chaux éteinte	Ca(OH) ₂	95 %	804	846	kg	LHOIST	
Chaux vive	CaO	93 %	1032	1110	kg	LHOIST	
Chlore gazeux liquéfié	Cl ₂	99,50 %	740	744	kg	ARKEMA	
Chlorite de sodium cristallisé	NaClO ₂	80%	118	148	kg	Estimation ASTEE	
Chlorite de sodium en solution	NaClO ₂	31 %	46	148	kg	CIRSEE	Valeurs à confirmer
Chlorure de sodium cristallisé (pastilles)	NaCl	97 %	155	160	kg	Ecoinvent 1.3	
Chlorure ferrique (par attaque du fer)	FeCl ₃	40 %	322	805	kg	PWC ECOBILAN	
Chlorure ferrique (par attaque du minerai de fer)	FeCl ₃	40 %	309	772	kg	Ecoinvent 1.3	Base mix énergétique France
Chlorure ferrique (par attaque du minerai de fer)	FeCl ₃	40 %	360	900	kg	Ecoinvent 1.3	Base mix énergétique Europe
CO ₂ liquide	CO ₂	99,90 %	50	50	kg	L'AIR LIQUIDE	Base mix énergétique France
Eau de javel	NaOCl	50° Cl	372	2884	L	ARKEMA	
Éthanol	C ₂ H ₅ OH	96°	1244	-	L	Ecoinvent 2.0	L'alcool à 100°, appelé alcool absolu est un produit différent

Réactifs et produits chimiques	Formule	Concentration commerciale en masse*	Facteur d'émission (CO ₂ éq/unité consommée)		Unité	Source	Remarques
			Produit commercial	Produit pur			
Hypochlorite de calcium (HTH)	Ca(ClO) ₂ , 2H ₂ O	94 %	950	1011	kg	Calcul ASTEE	
Microsable			11		kg	ACV producteur	
Nitrate : de calcium	Ca(NO ₃) ₂ , 2,5H ₂ O	79 %	506	641	kg	YARA	
Nitrate ferrique	Fe(NO ₃) ₃ , 9H ₂ O	Proportionnel à la concentration de la forme commerciale		3116	kg	Calcul ASTEE	Valeur à confirmer
Oxygène liquide en vrac	O ₂	99,50 %	406	408	kg	Ecoinvent 2.2	27 % d'incertitude
Oxygène en bouteilles	O ₂	99,50 %	316	318	kg	L' AIR LIQUIDE	Base mix énergétique France
Permanganate de potassium	KMnO ₄	99 %	1151	1163	kg	Ecoinvent 2.2	50 % d'incertitude
Peroxyde d'hydrogène	H ₂ O ₂	35 %	469	1340	L	ARKEMA	
Coagulants à base d'aluminium, WAC HB, Aqualenc, PAX XL10	Al _n (OH) _m (SO ₄) _k Cl _{3n-m-2k}	Proportionnel à la concentration de la forme commerciale		460	kg	Estimation ASTEE	Valeurs à confirmer
Polymère (polyacrylamides, ASP34, ASP20...)		99 %	805	813	kg	SNF	
Soude	NaOH	50 %	587	1174	kg	Ademe BC V7	50 % d'incertitude
Sulfate d'alumine, 14 H ₂ O	Al ₂ (SO ₄) ₃	28 %	128	457	kg	Ecoinvent 2.0	

* A l'exception de l'eau de Javel exprimée en degré chlorométrique et l'éthanol en degré alcoolique

Consommables de durée de vie > 1 an	(g CO ₂ éq/unité consommée) combustion	Unité	Source	Remarques
CAG de houille neuf ou CAP	7000	kg	CHEMVIRON - PICA	Extraction non comprise
CAG de houille régénéré	1580	kg	PICA	Extr. non comprise – hypothèse 20 % apport de CAG neuf
CAG neuf de bois ou coco ou CAP	1700	kg	PICA	
CAG régénéré de bois ou coco	650	kg	PICA	Hypothèse 20 % apport de CAG neuf
membranes	nd	kg	-	
Résine anionique	3927	kg PP	Ecoinvent 2.2	50 % d'incertitude
Résine cationique	1395	kg PP	Ecoinvent 2.2	50 % d'incertitude
Résine époxy	6700	kg PP	Ecoinvent 2.2	50 % d'incertitude
Sables	2	kg	Ecoinvent v1.3	

Fin de vie du CAG	FE (g CO ₂ éq/unité consommée)		Source	Remarques
Incinération en cimenterie	-480	kg	Calcul ASTEE	

ANNEXE 2 - RECUEIL DES FACTEURS D'ÉMISSION DU DOMAINE DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

(tiré de : ASTEE, 2013 ; GIEC, 2006 ; GWRC, 2011 ; MDDELCC, 2012b ; SYLVIS, 2009 et Water Research Foundation, 2013)

Type of WWTP	N ₂ O emission (% of N-load)	Sample frequency	Remarks	Reference
Full scale				
Activated sludge (11.000 p.e.)	0.035% ¹	Weekly grab sample (vented chamber) over 15 weeks		Czepiel et al., 1995
Twenty-five activated sludge plants	0 - 14.6% (0.6% average)	Single grab samples per WWTP	N ₂ O emission increased with increasing nitrogen load	Wicht and Beier, 1995
Activated sludge plant (60.000 p.e.)	0.001%	Twice-weekly grab samples over a year	N ₂ O emission increased with nitrite+nitrate concentrations	Sümer, 1995
Activated sludge plant (60.000 p.e.)	0.02%	Once or twice-weekly grab samples during 1.5 years		Sommer et al., 1998
Activated sludge plant (1.000 p.e.)	0.01 - 0.08%	On-line measurements during four aeration cycles (2 h)	N ₂ O emission decreased with proportionally shorter aeration periods	Kimochi et al., 1998
Nitrification - anammox sludge water treatment	2.3% ²	On-line measurements during four days	N ₂ O emission increased with decrease in oxygen concentration (aerated stage) and increase of nitrite concentration (anoxic stage)	Kampschreur et al., 2008b
Nitrification stage (nitrogen removal stage) of activated sludge plant (620.000 p.e.)	4%	Three grab samples during one day		Kampschreur et al., 2008b
Laboratory scale				
Continuous and batch tests denitrifying activated sludge - artificial wastewater	0 - 8%	Grab samples	N ₂ O emission increased with decrease of COD/N and increasing nitrite concentration	Hanaki et al., 1992
Continuous nitrifying activated sludge - artificial wastewater	2.3 - 16%	Daily grab samples	N ₂ O emission increased with decreasing oxygen concentration and SRT	Zheng et al., 1994
Batch test (10 h) denitrifying activated sludge - real wastewater	0 - 6%	On-line measurement	N ₂ O emission increased with increasing oxygen concentration	Schulthess et al., 1994
Continuous oxic-anoxic SBR activated sludge - real high-strength wastewater (> 50 d)	1-35%	Grab samples	N ₂ O emission higher with longer aeration period in one SBR cycle, probably linked to increased nitrite levels	Osada et al., 1995
Batch tests denitrifying activated sludge - real wastewater	1.2%	Grab samples	N ₂ O emission increased with decrease of pH	Thoern and Soerensson, 1996
Continuous oxic-anoxic SBR activated sludge - artificial wastewater (380 days)	5-95%	Grab samples	N ₂ O emission decreased over time - increased N ₂ O emission possibly a start-up phenomenon	van Benthum et al., 1998
Batch tests denitrifying activated sludge - artificial wastewater	0.005 -0.5%	Grab samples	N ₂ O emission increased with decrease of COD/N	Chung and Chung, 2000
Continuous nitrifying and denitrifying activated sludge - real wastewater	0.2-4.5%	Grab samples	N ₂ O emission decreased upon methanol addition for higher COD/N ratio	Park et al., 2000

Type of WWTP	N ₂ O emission (% of N-load)	Sample frequency	Remarks	Reference
Continuous oxic-anoxic SBR activated sludge – artificial high-strength wastewater	0.5 - >20%	On-line measurement	N ₂ O emission increased with decrease of COD/N	Itokawa et al., 2001
Continuous nitrifying activated sludge – artificial wastewater	0.08 – 1.17%	On-line measurement	N ₂ O emission increased with increasing ammonia shock loads and nitrite concentration	Burgess et al., 2002
Continuous activated sludge – real wastewater (50 days)	0.2 – 1.5%	Weekly grab samples	N ₂ O emission increased with decreasing oxygen concentration and decreasing SRT	Noda et al., 2003
Continuous anaerobic-anoxic SBR activated sludge – artificial wastewater	90%	On-line measurement	N ₂ O emission increased with increasing nitrite concentration – N ₂ O might be major product of denitrification by GAO ³	Zeng et al., 2003
Continuous oxic-anoxic SBR activated sludge – artificial wastewater	>50%	On-line measurement	High N ₂ O emission (during oxic stage) was hypothesized to be caused by low diversity of population due to single carbon source	Lemaire et al., 2006
Continuous nitrifying activated sludge – artificial wastewater (30-300 days)	0.2 – 0.5%	Daily grab samples	N ₂ O emission ratio increased with increasing salt concentration	Tsuneda et al., 2005
Continuous denitrifying activated sludge – artificial wastewater (30-300 days)	0.005 – 0.02%	Daily grab samples	N ₂ O emission independent of salt concentration	Tsuneda et al., 2005
Continuous oxic-anoxic activated sludge – artificial wastewater (30-300 days)	0.7 -13%	Daily grab samples	N ₂ O emission increased with increasing salt concentration	Tsuneda et al., 2005
Batch test (5 h) nitrifying activated sludge- real wastewater	0.1 – 0.4% ⁴	On-line measurement	N ₂ O emission is largest at 1.0 mg O ₂ /L and lower above and below this oxygen concentration – emission increases with nitrite concentration	Taltec et al., 2006a
Batch test (1 day) nitrifying biofilter - real wastewater	0.2 – 1% (0.4% average)	On-line measurement	N ₂ O emission ratio increased with decreasing oxygen concentration ⁵	Taltec et al., 2006b
Batch test (1 day) denitrifying biofilter - real wastewater + methanol	% -1.3% (0.2% average)	On-line measurement	N ₂ O emission ratio increased with decreasing methanol addition	Taltec et al., 2006b
Batch test (5 h) nitrifying activated sludge- real wastewater	0.4%	On-line measurement	N ₂ O emission is largest at 0.3 mg O ₂ /L and lower above and below this oxygen concentration	Taltec et al., 2008
Continuous nitrifying SBR activated sludge – artificial wastewater	2.8%	On-line measurement	N ₂ O emission increased with decreasing oxygen and increasing nitrite concentration	Kampschreur et al., 2008a

¹ Based on the assumption of 100 g protein/person/day and 0.16 gN/gprotein (FAO-statistics, see also IPCC (2006)), the value of 3.2 gN₂O/person/year is converted into a ratio. This study is the basis for IPCC calculations.

² Sum of load based N₂O emission of nitrification reactor (1.7%) and anammox reactor (0.6%)

³ GAO Glycogen Accumulating Organisms

⁴ Ratio is expressed per Nammonia converted instead of N-load, because nitrate is present in the wastewater which is not converted here.

⁵ The overall N₂O emission decreased with decreasing oxygen concentration because of the lower ammonia oxidation rate due to oxygen limitation

TABLE 21 COMPARISON OF CH₄ EMISSIONS FROM LCC PUMPING STATIONS

Lift station name	Estimated CH ₄ emissions (kg CH ₄ /year)	Calculation method	Notes / Comments
LCC-1	4,264	Mechanical ventilation rate and concentration in the air discharge header	Enclosed wetwell with positive ventilation
LCC-2	1,884	"breathing cycle" method	Covered wetwell with no ventilation, some CH ₄ could freely escape through openings for the screens
LCC-3	413	"breathing cycle" method	Completely open wetwell

NGERS DEFAULT CORRECTION FACTORS AND IPCC RANGES FOR SOME TREATMENT SYSTEMS

Treatment System	Fwan or Fslan (NGERS)	IPCC Range
Managed Aerobic Treatment	0	0 – 0.1
Unmanaged Aerobic Treatment	0.3	0.2 – 0.4
Anaerobic Digester / Reactor	0.8	0.8 – 1.0
Anaerobic Shallow Lagoon (< 2 m deep)	0.2	0 – 0.3
Anaerobic Deep Lagoon (> 2 m deep)	0.8	0.8 – 1.0

Table 11: Rates of N₂O emissions from different types of combusted biosolids.

Country	Biosolids	g N ₂ O/Mg Biosolids	Weight basis
Japan	Dehydrated	900	Wet weight
	Lime sludge	294	Wet weight
	Cake	1520 - 6400	Dry weight
Germany	Cake	990	Dry weight
Montreal (preliminary data, 2008)	Cake	1 – 5 kg	Dry weight
IPCC default	-	990	Dry weight

En voici quelques exemples pour les travaux neufs (résultats tirés du logiciel de calcul SADE « Carbone6® » certifié par tierce partie) :

Nature Travaux	Hypothèses de calcul	Emissions (kg CO ₂ /m posé ou kg CO ₂ /unité*
DN fonte AEP en technique traditionnelle	180 m, 10 reports de branchements, 2 raccords	146
Branchement AEP en technique traditionnelle	8 m, DN ≤ 40 mm	424*
Entretien réseau AEP DN ≤ 300 mm	Réparation fuite par coupe et 2 raccords mécaniques	355*
Entretien Branchement AEP DN ≤ 40 mm	Réparation fuite par coupe et 2 raccords mécaniques	146*
Assainissement (Eaux usées) DN 200 PVC en technique traditionnelle	250 m avec 10 reprises de branchements Profondeur entre 1,30 m et 2,50 m	381
Assainissement (Eaux pluviales) DN 300 fonte	idem	490

Le tableau présenté ci-dessous regroupe les valeurs issues des différents travaux du CIRSEE-Suez Environnement (France), STOWA (Pays-Bas), WERF (US) et de la WSAA (Australie) récemment publiés dans le dernier rapport du groupe de travail du GWRC 2011, ainsi que des travaux non publiés à ce jour de Veolia Environnement Recherche Innovation (France). Les valeurs concernent deux procédés : boues activées avec réacteur infiniment mélangé et réacteur flux piston.

Procédé	Source	Emission N-N ₂ O (% N-éliminé)	Commentaire
Boues activées – infiniment mélangé	WSAA (Aus)	0.8 / 0.6 / 1.3 / 0.6 / 2.7 (chaque chiffre représente un % de N par étude)	Valeurs très supérieures aux autres équipes de R&D, et pas de comparatif disponible avec des flux piston de WSAA
	WERF (US)	0.09 / 0.07 / 0.03	
	CIRSEE-Suez (Fr)	<0.01 / <0.01	
	VERI-Veolia (Fr)	0.01	
	STOWA (NL)	0.04 / 0.05	
Réacteur à flux piston	WERF (US)	0.9 / 0.7 / 1.7 / 0.22	
	CIRSEE-Suez (Fr)	0.2	
	VERI-Veolia (Fr)	<0.01	

TABLEAU 6.3
VALEURS MCF PAR DEFAUT POUR LES EAUX USEES DOMESTIQUES

Type de traitement et voie ou système d'élimination	Observations	MCF ¹	Gamme
Système non traité			
Rejet en mer, rivière ou dans un lac	Les rivières à forte charge organique peuvent devenir anaérobies.	0,1	0 – 0,2
Égout stagnant	Ouvert et chaud	0,5	0,4 – 0,8
Égout en écoulement (ouvert ou fermé)	Rapide, propre (volumes insignifiants de CH ₄ des stations de pompage, etc.)	0	0
Système traité			
Installation centrale de traitement aérobie	Doit être bien gérée. Une certaine quantité de CH ₄ peut être libérée des décanteurs ou d'autres poches.	0	0 – 0,1
Installation centrale de traitement aérobie	Mal gérée ; saturée	0,3	0,2 – 0,4
Méthaniseur de boues	La récupération du CH ₄ n'est pas envisagée ici.	0,8	0,8 – 1,0
Réacteur anaérobie	La récupération du CH ₄ n'est pas envisagée ici.	0,8	0,8 – 1,0
Étang d'épuration peu profond et anaérobie	Profondeur de moins de 2 mètres ; recourir au jugement d'expert.	0,2	0 – 0,3
Étang d'épuration profond avec conditions anaérobies	Profondeur de plus de 2 mètres	0,8	0,8 – 1,0
Système septique	La moitié de la BOD s'installe dans le réservoir anaérobie.	0,5	0,5
Latrine	Climat sec, nappe phréatique plus profonde que la latrine, famille réduite (3-5 personnes)	0,1	0,05 – 0,15
Latrine	Climat sec, nappe phréatique plus profonde que la latrine, collective (nombreux utilisateurs)	0,5	0,4 – 0,6
Latrine	Climat humide/eau d'entraînement, nappe phréatique moins profonde que la latrine	0,7	0,7 – 1,0
Latrine	Enlèvement régulier de sédiment pour engrais	0,1	0,1

¹ Basé sur le jugement d'expert par les auteurs principaux de cette section.

Table 7: Summary of research reporting N₂O and CH₄ emissions from composting operations.

Reference	Feedstock	System	% Moisture	C:N Ratio	CH ₄ loss	N ₂ O loss
Hao et al., 2004	cattle feedlot manure + straw	windrow	60%	16.1	8.92 kg C/Mg manure 2.5% of initial C	0.077 kg N/Mg manure 0.38% of initial N
	cattle feedlot manure + wood chips	windrow	60%	36.1	8.93 kg C/Mg 1.9% of initial C	0.094 kg N/Mg manure 0.6% of initial N
Hao et al., 2001	cattle manure and straw bedding	static pile	70%	19.3	6.3 kg CH ₄ -C/Mg manure	0.11 kg N ₂ O-N/Mg manure
		windrow	70%	19.3	8.1 kg CH ₄ -C/Mg manure	0.19 kg N ₂ O-N/Mg manure
He et al., 2001	food waste	aerated static pile	65%	-	not measured	4 µL/L for 60 d
Fukumoto et al., 2000	swine manure + sawdust	static pile – no aeration	68%	-	1.9 kg/Mg OM (0.5% of initial C)	46.5 kg N/Mg 4.6% of initial N
Beek-Friis et al., 2001	food waste	aerated static pile	65%	22	not measured	<0.7% of initial N
Hellebrand and Kalk, 2001	cattle, pig manures + straw	windrow	-	-	1.3 kg/m ²	12.8 g/m ²
Sommer and Moller, 2000	pig litter, low straw	static pile	76%	12.8-16.3	191.6 g C 0.2% of initial C	58.6 g N 0.8% of initial N
Hellman et al., 1997	yard waste + MSW	windrow	60%	26.1	252 g C-CH ₄	54 g NH ₃ O
Czepiel et al., 1998	biosolids + wood ash	aerated static pile	75%	-	not measured	0.5 kg N ₂ O/Mg dry feedstock (1.3% of initial N)
	manure + seasoned hay	windrows	not reported	-	not measured	0.125 kg N ₂ O/Mg dry feedstock
Kuroda et al., 1998	swine manure + cardboard	windrow	65%	-	negligible	0.1% of initial N
Lopez-Real and Baptista, 1998	cattle manure + straw	windrow	75%	-	Background	not measured
		aerated static pile	75%	-	Background	-
		static pile	75%	-	48,675 ppm per volume	-
	pig litter, high straw	-	35%	-	below detection	below detection

Table 13: Summary of research reporting N₂O emissions from soils and treated soils.

Author	Title	Year	Summary	Comments
Kim and Dale	Effects of nitrogen fertilizer application on GHG emissions and economics of corn production	2008	Use DAYCENT model to calculate when yield increases and resultant carbon are high enough to compensate for emissions associated with N application- determine an optimum fertilizer rate re GHG. Emissions for corn range from 227 to 518 g CO ₂ /dry kg grain	N ₂ O emissions from soil account from 31-59% of total GHG emissions from crop (88-284 g CO ₂ /kg grain. N fertilizer associated with grain 63-97 g CO ₂ e/kg grain or 17-28% total emissions
Rochette et al.	Nitrous oxide emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil	2008	High clay soils with high organic matter release significantly more N ₂ O than coarser textured soils under no till (Canadian study)	In clay soil, NT doubled N ₂ O emissions in comparison to plow. In loam soil emissions were similar under NT and plow
Jones et al.	Influence of organic and mineral N fertilizer on N ₂ O fluxes from a temperate grassland	2007	300 kg available N applied to a grassland in Scotland for two years as synthetic fertilizer, poultry manure, dairy manure and pelletized biosolids Much higher N ₂ O release from biosolids amended soil as a % of N applied; however, application rates were significantly higher in biosolids so difficult to determine what release would be on agronomic rates	Total N applied per year for dairy 500 kg/ha, poultry, 2,486 kg/ha for poultry and 3,066 kg/ha for biosolids
Stuczynski and McCarty	Assessing the potential for GHG emissions from sewage sludge	2007	Used reclamation rates of biosolids (10% dry weight to an ultisol) range of biosolids tested included anaerobically digested and aerobically stabilized. Kept wet and dark in lab incubation no plants	Saw relationship between C:N ratio and N ₂ O emissions, with emissions decreasing at higher C:N ratios/average emission 0.021% of total N applied
Grant et al.	Modeling the effects of fertilizer application rate on N ₂ O emissions.	2006	IPCC uses a default of 1.25+/-1% of N applied as N ₂ O for organic and synthetic N, majority of differences come from site specific factors including % time soil moisture is >80%, clay content and topography	Modeled N ₂ O flux at two stations in CA, one in Alberta and one in Ontario to see if cooler and dryer reduced N ₂ O and they did. Emissions much higher in sites with higher fertilization.
Ball et al.	Mitigation of GHG emissions from soil under silage production by use of organic manures or slow-release fertilizer	2004	Field trial conducted in Scotland on a poorly drained soil, synthetic N, cattle slurry, pelletized, digested liquid and composted biosolids were all applied to give 150 kg available N per year; not clear if wet or dry application rates are provided	Loss of N ranged from 0.2% for dried pellets to 5.5% for cattle slurry. Dryer materials had generally lower emissions. Total emissions highest from NPK, 26.4 kg N/ha, cattle slurry 15.3, biosolids compost 10.3, liquid 10.3 and pellets 8.0 over 3 years
Calderon et al.	Carbon and nitrogen dynamics during incubation of manured soil	2004	Tested >100 manures on an ultisol. Saw mineralization on manures with C:N < 16:1, about 75% of denitrified N evolved as N ₂ gas, with average losses of N about 5% of added N N ₂ O evolution limited to first 3 weeks of study	
Huang et al.	Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios	2004	Measured N ₂ O emissions from a high clay (51% clay, 45% silt) soil amended with plant material with C:N ratios varying from 116-8 / added at 4 Mg/ha	N ₂ O concentration release from 8:1 amendment was 568 ng/g, for 118:1 amendment was 384 ng/g, 37:1 was 478 ng/g. Some effect of C:N ratio observed
Zaman et al.	Nitrogen mineralization, N ₂ O production and soil microbiological properties as affected by long-term applications of sewage sludge composts.	2004	Incubated soils collected from the field for six weeks, measured N ₂ O every week, compost soils higher than fertilizer with increased emissions in week 3-4. As controlled incubation, not clear on field implications	Applied 240 kg N/ha as biosolids compost since 1978 to andisol silt loam- N ₂ O emissions ranged from 3-8 ug N/kg dry soil
Barton and Atwater	Nitrous oxide emissions and the anthropogenic nitrogen in wastewater and solid waste	2002	Environment Canada uses a factor of 1.6 kg CO ₂ /kg NH ₃ /landfill cover material or 1.6% of total N emitted as N ₂ O, notes limited studies on combustion but gives a factor of 101-1,528 g of N ₂ O/tonne of waste, section on compost emissions limited	
Rochette et al.	Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19 th consecutive year: II Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen	2000	Studied site where pig slurry had been applied for 19 years near Québec. High (120 Mg/ha), low (80 Mg/ha), and 150 kg/ha synthetic N were treatments. N ₂ O emissions totaled 1.65, 1.23 and 0.62% of total N applied for each treatment, in line with IPCC values	Sampled in the pig slurry treatments above the banded application area-cumulative emissions per ha were 0.93 kg/ha control, 1.55 in low application treatment and 4.16 in high application treatment; no measures of total soil C or N given
Scott et al.	Nitrous oxide and CO ₂ emissions from grassland amended with sewage sludge	2000	Up to 1% of total N added evolved as N ₂ O in poorly drained, high rainfall in Scotland, in the range of emissions for mineral fertilizers	100-150 kg N/ha, per 6 months total N loss was 23 kg N/ha in wet soils/sandy clay loam with imperfect drainage/ plot had received 185 dry Mg biosolids ha for three previous years Total N applied = 2,500 kg N/ha/yr with 30% of total considered available
Peterson	Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizer applied to spring barley	1999	Experiment on an ultisol with 77% sand/spring barley in Denmark. Found that digested slurry was similar to fertilizer re N ₂ O emissions. Total emissions over all treatments ranged from 0.14-0.84% of total N added	Results from this study using IPCC guidelines suggest that digestion of slurry prior to land application could reduce N ₂ O emissions by 1.2-2.5%

CH₄

PROCÉDÉ	FACTEUR D'ÉMISSION	RÉFÉRENCE
Traitement des eaux usées (file eau)	$CH_4 \text{ émis} = 0,0002 \times DCO_{\text{éliminée}}$	GWRC, 2010 ASTEE, 2013
Fuites de biogaz (digesteurs et circuits)	$0,6 \cdot (0,005 \text{ m}^3 \text{ de fuite} / \text{m}^3 \text{ de gaz produit}) = 0,6 \cdot (0,5\% \forall_{\text{biogaz}})$ 60% du biogaz = CH ₄	ASTEE, 2013 ADEME, 2010
Rejet dans les eaux superficielles (mer, rivière ou lac)	$0,025 \text{ kg CH}_4 / \text{kg DCO}_{\text{effluent}}$	GIEC, 2006 ASTEE, 2013
Fosses septiques	$0,18 \text{ kg CH}_4 / \text{kg DBO}$	MDDELCC, 2012

Voir Inventaire Canada - Facteurs d'émission pour la consommation énergétique d'électricité, de gaz naturel et d'autres carburants, ainsi que pour les émissions mobiles (véhicules)

N₂O

PROCÉDÉ	FACTEUR D'ÉMISSION	RÉFÉRENCE
Traitement pas conçu pour traiter l'azote (valeur par défaut)	$3,2 \text{ g N}_2\text{O} \cdot \text{personne}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$	GIEC, 2006
Traitement des eaux, selon la population raccordée	$0,094 \text{ kg N}_2\text{O} \cdot \text{personne}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$	MDDELCC, 2012
Pas importe le système de traitement	$0,073\% \text{ t N}_2\text{O} / \text{t NTK abattue}$	ASTEE, 2013
Épandage de boues	$0,02237 \text{ kg N}_2\text{O} / \text{kg N}_{\text{épandu}}$ $0,02237 = 0,0157 + 0,00667$ (directes + indirectes)	GIEC, 2006 (Chap. 4)
Rejet dans les eaux superficielles	$0,5\% \text{ N} - \text{N}_2\text{O} / \text{N}_{\text{total rejeté}} = 0,79\% \text{ kg N}_2\text{O} / \text{kg NTK rejeté}$	GIEC, 2006 ASTEE, 2013

Voir Inventaire Canada - Facteurs d'émission pour la consommation énergétique d'électricité, de gaz naturel et d'autres carburants, ainsi que pour les émissions mobiles (véhicules)

CO₂ BIOGÉNIQUE

PROCÉDÉ	FACTEUR D'ÉMISSION	RÉFÉRENCE
Brûlage du biogaz (combustion)	$1,18 \text{ kg CO}_2 / \text{m}^3 \text{ biogaz brûlé}$ 60% CH ₄ , 40% CO ₂	ASTEE, 2013
Incinération de boues (combustion)	$1,48 \text{ t CO}_2 / \text{t MS incinérée}$	GIEC, 2006 ASTEE, 2013

CO₂

Voir Inventaire Canada - Facteurs d'émission pour la consommation énergétique d'électricité, de gaz naturel et d'autres carburants, ainsi que pour les émissions mobiles (véhicules)

ANNEXE 3 - ANALYSE DE PARTIES PRENANTES - PROJET DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GES

(inspiré de : Mulcahy, 2015, p. 535)

PARTIES PRENANTES		MISSION, OBJECTIFS ou INTÉRÊTS	FORCES ET FAIBLESSES		POUVOIR D'INFLUENCE	STRATÉGIE DE GESTION
1	Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)	Contrôler l'application des lois et des règlements en matière de protection de l'environnement, notamment par la délivrance d'autorisations, la réalisation des inspections et d'enquêtes ainsi que par l'utilisation de recours judiciaires et administratifs.	Source en matière de réglementation pour l'implémentation des pratiques en réduction des émissions de GES	Méconnaissance du territoire et des spécificités du projet	MOYEN	Consulter + informer
		Déterminer, dans le cadre de l'analyse des demandes d'autorisation, des objectifs environnementaux de rejet et des objectifs de débordement (en fonction des caractéristiques du cours d'eau récepteur) et valider les exigences de rejet fixées par le MAMROT.				
		Coordonner la PNE au niveau gouvernemental et en assurer la mise en œuvre. Assurer également le suivi des engagements gouvernementaux de cette politique en matière d'assainissement des eaux usées municipales.				
2	Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMOT)	Appuyer l'administration et le développement des municipalités, des régions et des métropoles, en favorisant une approche durable et intégrée au bénéfice des citoyens.	Connaissances sur les caractéristiques socioéconomiques de la région	Avoir plus d'atteintes sur la portée du projet	MOYEN	Consulter + informer
		Vérifier l'exploitation des infrastructures d'assainissement des eaux usées en veillant leur pérennité.				
		Développer et élaborer des politiques et des orientations se rapportant à la gestion des infrastructures municipales d'assainissement.				

PARTIES PRENANTES		MISSION, OBJECTIFS ou INTÉRÊTS	FORCES ET FAIBLESSES		POUVOIR D'INFLUENCE	STRATÉGIE DE GESTION
3	Municipalités régionales du comté (MRC)	Protéger les intérêts des citoyens de leur municipalité respective. Contribuer efficacement à la mise en marche des projets du développement économique et social de la région.	Liaison entre les différentes municipalités. Connaissance approfondie de la région.	Pouvoir décisionnel indirect sur les projets d'amélioration de la performance des ouvrages d'assainissement des eaux	MOYEN	Consulter + informer + impliquer
		Obtenir une autorisation du MDDELCC pour toute nouvelle infrastructure municipale d'assainissement ou toute modification à une infrastructure existante.				
		Se conformer aux autorisations délivrées par le MDDELCC en matière d'assainissement des eaux usées, incluant entre autres les exigences de rejet, et prendre avec diligence toutes les mesures correctives demandées par le MDDELCC et le MARMOT lorsqu'un écart est constaté par rapport aux autorisations.				
4	Régies d'assainissement des eaux usées	Construire, exploiter et entretenir les ouvrages d'assainissement, des égouts et des surverses.	Motivation et implication d'autres acteurs dans la réalisation du projet	Ressources limitées pour soutenir la mise en marche des projets de réduction des émissions de GES	FORTE	Responsable
		Traiter les eaux usées provenant des municipalités membres, selon le respect des normes environnementales prescrites par le MDDELCC.				
		Conserver la qualité de l'environnement et des milieux hydriques.				
5	Municipalité	Protéger les intérêts des citoyens. Contribuer efficacement à la mise en marche des projets du développement économique et social de la région.	Source principale de ressources pour la formulation des projets de réduction des émissions de GES	Méconnaissance des règles de l'art pour la quantification et vérification des émissions de GES	FORTE	Responsable
		Vieller pour la qualité de vie des citoyens, en s'assurant de fournir des services d'assainissement adéquats à leurs citoyens.				
6	Organismes de bassins versants - OBV	Favoriser la concertation des intervenants régionaux concernés par les enjeux de l'eau sur leur territoire respectif.	Assurer une représentation équilibrée de divers secteurs dans les OBV	Ressources limitées pour soutenir la mise en marche des activités dans leur région	FAIBLE	Informer
		Informer, mobiliser, consulter et sensibiliser la population sur les ressources hydriques de la région.				

PARTIES PRENANTES		MISSION, OBJECTIFS ou INTÉRÊTS	FORCES ET FAIBLESSES		POUVOIR D'INFLUENCE	STRATÉGIE DE GESTION
7	Citoyens des municipalités	Avoir un environnement sain et une qualité de vie adéquate.	Méconnaissance sur le domaine	Priorisation d'autres mesures de mitigation des changements climatiques	MOYEN	Consulter + informer
		Éviter des effets financiers (taxation supplémentaire) dans l'adoption de nouvelles initiatives visant la réduction des émissions de GES.				
8	Riverains	Avoir un environnement sain et une qualité de vie adéquate.	Méconnaissance sur le domaine	Implication et participation limitées sur les projets de réduction de GES	MOYEN	Consulter + informer
		Éviter des inconvénients reliés à l'opération des ouvrages d'assainissement (bruit, achalandage des véhicules lourds, pollution, odeurs, etc.)				
9	Entreprises des secteurs Industriel, Commercial et Institutionnel - ICI	S'assurer que leurs rejets respectent les règlements municipaux de déversement des égouts. Faire de prétraitement, si nécessaire.	Options de partenariats	Privilégier leurs intérêts et pas ceux de l'ensemble de la région	MOYEN	Consulter + informer + impliquer
10	Opérateurs des usines d'assainissement	Garantir la conformité des normes de rejet des ouvrages. Exploiter adéquatement les infrastructures.	Participation active dans l'amélioration du service. Expérience dans la prestation du service dans la région. Ressources matérielles et ressources de personnel	Mandats et ententes initiaux, ceux qui pourraient avoir de l'influence sur la portée des activités du projet	FORTE	Consulter + informer + impliquer
		Connaître les effets de leurs opérations sur l'environnement.				
		Trouver des alternatives pour l'amélioration des processus pour l'amélioration de la performance des ouvrages et la réduction des émissions de GES.				
11	Main d'œuvre - techniciens des ouvrages d'assainissement	Vieller pour l'exploitation adéquate des équipements de traitement des eaux usées. Respecter les plans d'entretien et d'échantillonnage des ouvrages.	Participation active dans l'amélioration du service. Connaissance des équipements et des pratiques in situ	Résistance au changement de leurs habitudes	FORTE	Informer + impliquer
		Suivre des formations sur l'amélioration des pratiques pour l'exploitation des ouvrages d'assainissement.				
12	Consultants	Offrir des services de consultation sur la conception et l'opération des systèmes d'épuration, selon les besoins identifiés et la portée des projets.	Connaissances sur le domaine environnemental	Temps limité pour la consultation	MOYEN	Consulter
		Partager des connaissances sur la quantification et réduction des émissions de GES.				

PARTIES PRENANTES		MISSION, OBJECTIFS ou INTÉRÊTS	FORCES ET FAIBLESSES		POUVOIR D'INFLUENCE	STRATÉGIE DE GESTION
13	Organisme vérificateur	Veiller à l'étendue des activités de réduction des émissions de GES répond au niveau d'assurance requis et aux objectifs de réduction établis dans la portée du projet.	Expérience sur le contrôle et vérification des projets de réduction des émissions de GES	Rôle de surveillance et contrôle, aucune influence décisionnelle sur le projet	FORTE	Consulter + informer
14	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)	Fournir des services spécialisés touchant différents aspects de l'analyse environnementale (analyses de laboratoire, accréditation, études écotoxicologiques et études de terrain).	Suivi et contrôle permanent des émissions de GES dans la province, afin d'accomplir les objectifs fixés par le gouvernement	Méconnaissance sur le contexte et la problématique du projet	FAIBLE	Consulter
		Assurer l'évolution de son expertise en fonction des exigences environnementales actuelles et futures.				
		Participer à la surveillance réglementaire.				
15	Laboratoires spécialisés	Mettre à la disposition des exploitants des ouvrages en assainissement une gamme diversifiée des analyses physicochimiques et microbiologiques de l'eau, assurant le respect des normes en vigueur et aux exigences du MDDELCC.	Connaissance du domaine et des indicateurs de performance des ouvrages	Méconnaissance sur le contexte et la problématique du projet	FAIBLE	Consulter
16	Fournisseur des équipements et de réactifs	Fournir des matériaux de qualité permettant leur traçabilité.	Connaissances sur les caractéristiques des produits	Contribuer à l'empreinte carbone (transport)	MOYEN	Consulter + informer
		Augmenter ses clients potentiels, sa reconnaissance.				
17	Secteur agricole - agriculteurs du secteur	Travailler étroitement avec l'exploitant des ouvrages d'épuration dans la mise en marche des actions visant l'amélioration des pratiques de valorisation des biosolides.	Possibilité de partenariats	Intérêt de valoriser d'autres sous-produits (lisier, fumier)	MOYEN	Informer + impliquer
		Trouver des produits (engrais et amendements) qui facilitent les pratiques environnementales de culture.				
18	Entreprises de recyclage et compostage	Promouvoir des techniques de traitement de boues et de déchets. Fournir un service performant qui satisfera les attentes des municipalités.	Connaissances sur les caractéristiques des eaux usées et des boues	Privilégier leurs intérêts et pas ceux du projet	MOYEN	Informer + impliquer

PARTIES PRENANTES		MISSION, OBJECTIFS ou INTÉRÊTS	FORCES ET FAIBLESSES		POUVOIR D'INFLUENCE	STRATÉGIE DE GESTION
19	Organismes territoriaux	Se renseigner sur les démarches municipales envers la réduction des émissions de GES et sur la performance des ouvrages d'assainissement.	Possibilité de partenariats	Intérêt à l'allocation des ressources municipales dans son secteur	FAIBLE	Informers
		Développer de nouvelles stratégies de promotion des projets. Travailler étroitement avec les collectivités.				
20	Média	Informers et vulgariser aux citoyens et d'autres groupes intéressés sur la mise en place des projets de réduction des émissions de GES.	Gestion efficace de la communication sur le territoire.	Communiquer l'information partielle selon les attentes ou les résultats	FAIBLE	Informers

ANNEXE 4 - CHARTE DE PROJET ADAPTÉ AUX PROJETS DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GES

(inspiré de : Agence Métropolitaine de Transport [AMT], 2016)

<p>1. DESCRIPTION SOMMAIRE DU PROJET</p> <p><i>Fournissez une description générale et concise du projet.</i></p>	
<p>2. MISE EN CONTEXTE</p> <p><i>Fournissez les décisions et les faits majeurs du projet pour donner davantage de contexte. Fournir un historique si requis.</i></p>	
<p>3. BESOINS ET BÉNÉFICES ATTENDUS</p> <p><i>Fournissez un explicatif des besoins qui justifient ce projet. Énoncez les bénéfices attendus.</i></p>	
<p>4. OBJECTIFS DU PROJET</p> <p><i>Spécifiez les objectifs du projet selon la méthode SMART (Spécifique, Mesurable, Atteignable, Réaliste, Temps) débutant par des verbes d'action sous forme de puce.</i></p>	
<p>5. STATU QUO</p> <p><i>Décrivez sommairement l'état actuel des opérations.</i></p>	

6. PORTÉE DU PROJET, EXCLUSIONS, LIVRABLES

Portée du projet

Rapportez la portée décrite au dossier d'approbation du projet, utilisez un verbe d'action et un nom qui décrit le livrable du produit. Mettre à jour au besoin.

Exclusions

Mentionnez les exclusions explicites de la portée du projet, ce qui peut aider à gérer les attentes des parties prenantes.

Livrables du produit pour la phase de planification

Exemples : plans et devis, rapports des émissions de GES, attestations de vérification, exigences fonctionnelles.

7. HYPOTHÈSES ET CONTRAINTES

Rapportez les hypothèses et contraintes, énoncez les hypothèses considérées pour le projet décrites au dossier d'approbation et mettre à jour au besoin.

Hypothèses

Exemples : l'admissibilité aux marchés du carbone, les coûts d'investissement, demandes de financement acceptées, etc.

Contraintes

Énoncez les contraintes qui limitent le projet ou lui imposent des conditions.

Exemples : exécuter les travaux durant le quart de nuit seulement, les périodes limitatives par le MDDELCC pour l'exécution de travaux, la disponibilité d'un nombre limité de ressources, la manque de formation des intervenants, etc.

8. ÉCHÉANCIER DU PROJET

Chemin critique

Identifiez les principales activités ou les principaux livrables du produit qui sont sur le chemin critique du projet.

Processus d'approbation du projet

Estimez les dates d'approbation pour les étapes décisionnelles et les étapes informationnelles en fonction du niveau de gouvernance applicable. Utilisez le format jj/mm/aaaa.

Tâche/Jalon	Approbateur 1	Approbateur 2	Approbateur 3
Tâche 1			
Tâche 2			
Jalon Mise en service			
Jalon Acceptation finale			
Jalon Fermeture			
Principales activités ou principaux livrables du produit		Date de début prévue	Date de fin prévue

9. INTERDÉPENDANCES AVEC D'AUTRES PROJETS EN COURS OU À VENIR

Identifiez s'il y a des liens (prédécesseurs et/ou successeurs) avec d'autres projets (indiquez le numéro de projet et nom du projet) ainsi qu'avec tout autre projet externe ou autres prérequis.

Exemples : bilan municipal des émissions de GES, directives des MRC ou des OBV (plans directeurs d'eau), projets de renouvellement du cadre réglementaire, création des régies, etc.

10. COÛT DU PROJET				
<i>Estimation des coûts du projet.</i>				
Ventilation selon les phases principales du projet et les éléments de frais généraux	Estimation (\$)	Imprécision de l'estimation (%)	Contingence de phase (\$)	Contingence de projet (\$)
		<i>(Marge d'erreur et imprévus)</i>		
Avant-projet préliminaire (APP)	\$			
Avant-projet définitif (APD)				
Démarrage	\$			
Planification	\$	%	\$	
Réalisation	\$	%	\$	
Clôture	\$	%	\$	
Sous-totaux 1	<i>(a)</i> \$		<i>(b)</i> \$	
Gestion de projet <i>(incluant la main-d'œuvre interne)</i>	\$	%		\$
Frais financiers	\$	%		\$
Services juridiques	\$	%		\$
Communications	\$	%		\$
Sous-totaux 2	<i>(c)</i> \$			<i>(d)</i> \$
Réserve pour risques (estimation paramétrique)	<i>(e)</i> \$	correspond à % de (a) + (b)		
Coût du projet <i>(a)+(b)+(c)+(d)+(e)</i>	\$			
Hypothèses de coûts				
<i>Exemple : coûts basés sur les coûts d'un projet similaire complété</i>				
Coûts d'exploitation annuels				\$
11. RISQUES RELIÉS AU PROJET				
<i>Inscrivez les risques forts et critiques ainsi que les mesures de traitement associées. Planifiez le plan de gestion des risques (PGR).</i>				

Insérez en annexe le registre des risques Résultant de l'identification et de l'analyse qualitative des risques du projet.

12. PARTIES PRENANTES – ANALYSE PRÉLIMINAIRE DES PARTIES PRENANTES

Liste des parties prenantes

Client du projet	[nom]
Promoteur	[nom]
Parties prenantes externes organisation	Parties prenantes internes organisation

Gestion des parties prenantes

Identifiez les intérêts des principales parties prenantes qui doivent être gérés dans le but d'atteindre les objectifs du projet.

13. NIVEAU D'EFFORT DE LA MAIN-D'ŒUVRE INTERNE REQUISE POUR LES PHASES PLANIFICATION ET RÉALISATION

Si plus de détails sont requis, utilisez le gabarit Tableau du niveau d'effort de la main-d'œuvre interne.

Insérez l'effort en heures et/ou en pourcentage, selon l'information disponible.

Ressource, expertise, direction/service	Nom	Planification		Réalisation	
		% / mois	hrs / mois	% / mois	hrs / mois
Chargé de projet					
Directeur – usine d'épuration					
Opérateurs des ouvrages d'assainissement					
Service d'approvisionnement					
Communication et affaires publiques					
Service de finances					
Service de génie					
Service de travaux publiques					
Service des Ressources humaines					
Technologie de l'information (TI)					
Autres					

14. INFORMATION ADDITIONNELLE

15. APPROBATION

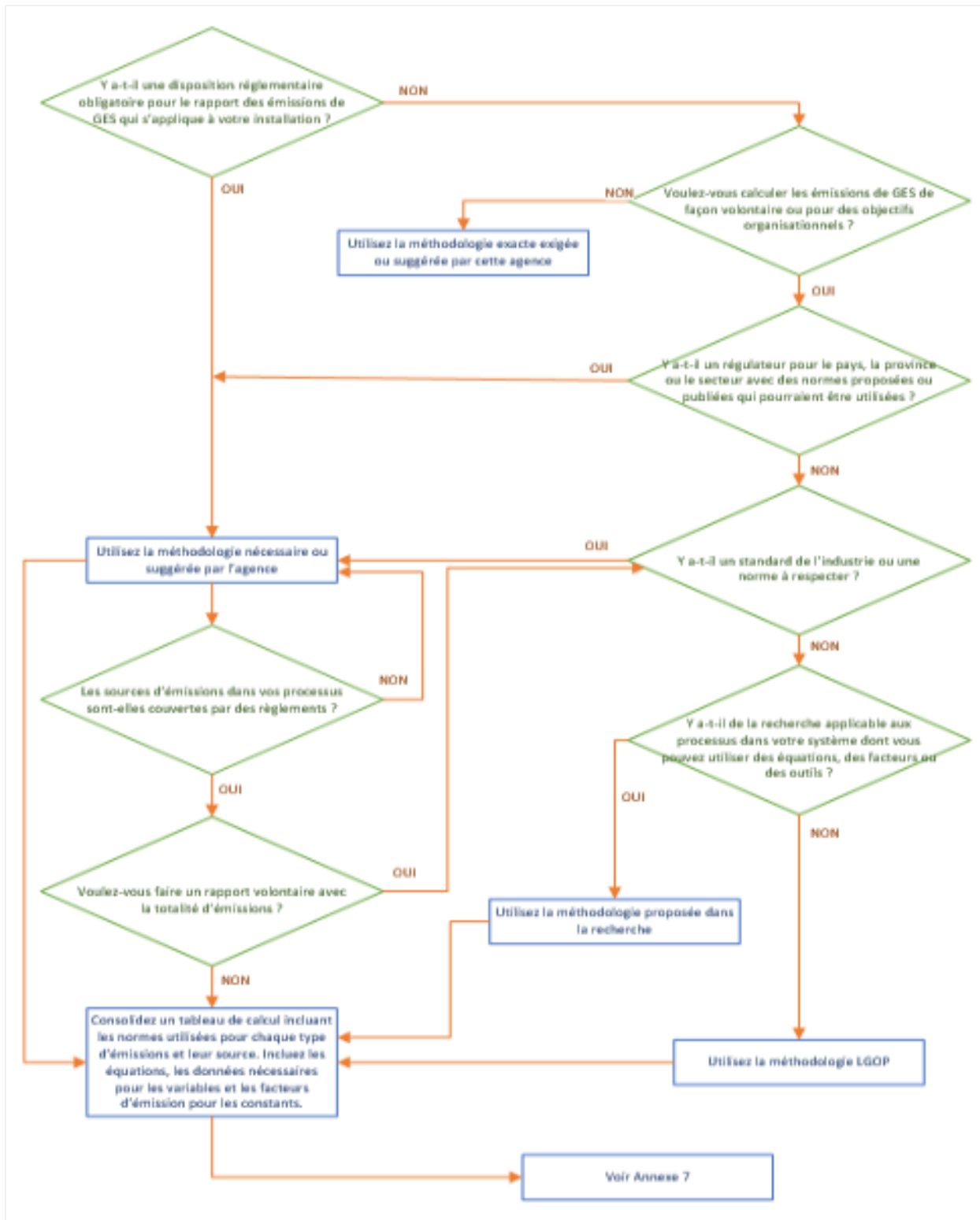
Liste de signataires

Client du projet	[nom]	date
Promoteur	[nom]	date
Directeur/chargé du projet	[nom]	date

No DE VERSION	DATE DE PUBLICATION	PRÉPARÉ PAR	DESCRIPTION DU CHANGEMENT
1.0	[jj/mm/aaaa]	[Nom de l'auteur]	Création du document

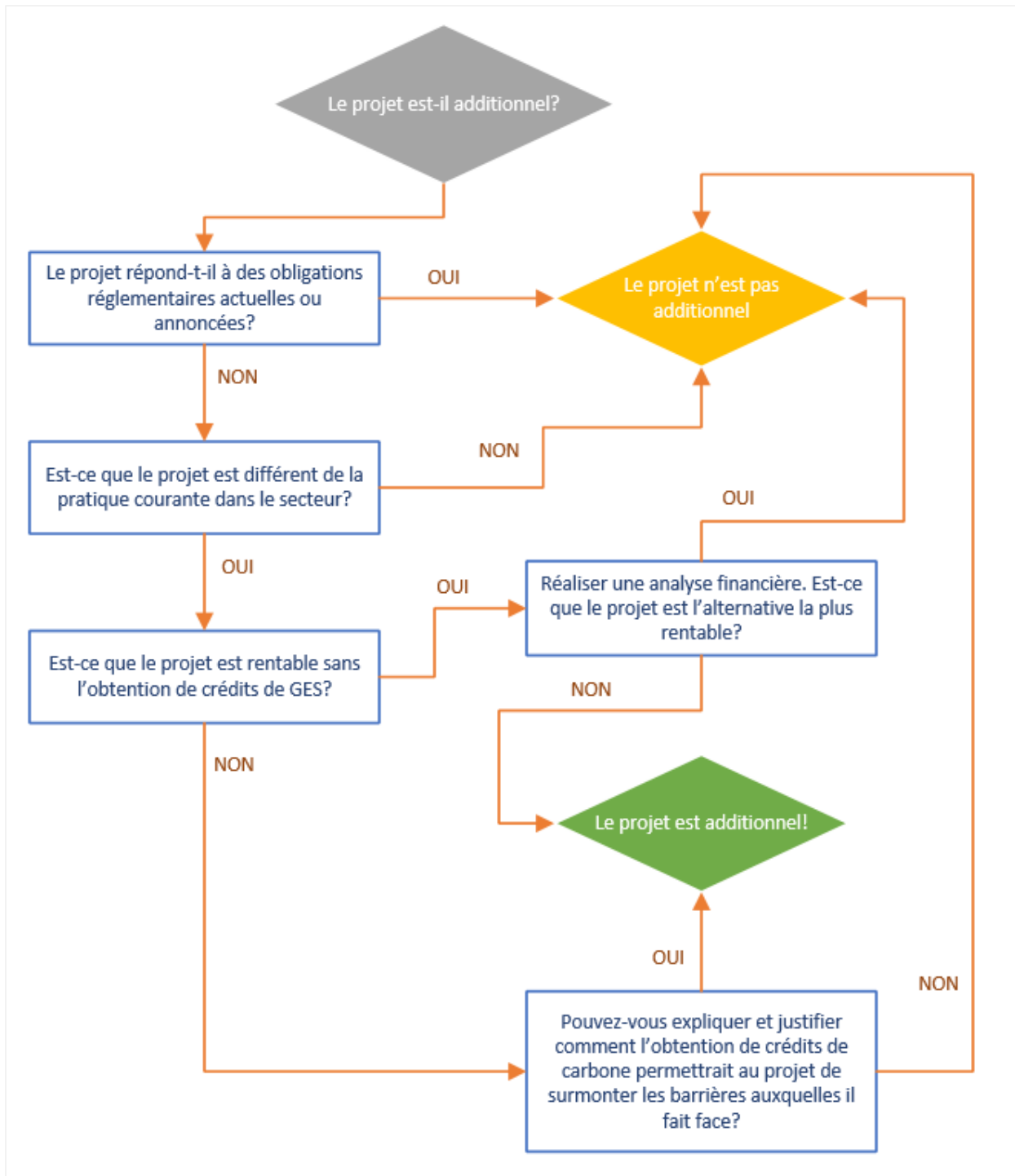
ANNEXE 5 - LOGIGRAMME - IDENTIFICATION DU PROTOCOLE D'ÉVALUATION DES ÉMISSIONS DE GES

(traduction libre de Water Research Foundation, 2013)



ANNEXE 6 - LOGIGRAMME - VÉRIFICATION DE L'ADDITIONNALITÉ DU PROJET

(tiré de F. Lafortune, notes du cours ENV 815, 1 juin 2016)



ANNEXE 7 - LOGIGRAMME - COLLECTION, ANALYSE ET RAPPORT DES ÉMISSIONS DE GES

(traduction libre de Water Research Foundation, 2013)

