Calculatrice de gaz à effet de serre pour la gestion des déchets organiques :

Rapport de méthodologie

Environnement et Changement climatique Canada
Environment and Climate Change Canada

Canada

N° de cat. : En14-493/1-2022F-PDF
ISBN : 978-0-660-44053-8
EC21307

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada
Centre de renseignements à la population
12e étage, édifice Fontaine
200, boulevard Sacré-Cœur
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-938-3860
Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

Photo : © Environnement et Changement climatique Canada

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par
le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2022

Also available in English

Table des matières

1. Introduction ... 1
   1.1. Processus d'élaboration ... 1
   1.2. Approche méthodologique ... 2
   1.3. Structure du rapport ... 2
2. Conception de la Calculatrice ... 3
   2.1. Types de déchets organiques ... 3
   2.2. Paramètres de gestion des déchets ... 5
   2.3. Méthode de calcul des émissions de GES ... 6
   2.4. Facteurs d'émission couramment utilisés ... 8
      2.4.1. Intensité des émissions de GES des sources d'énergie canadiennes ... 8
      2.4.2. Émissions de GES liées au transport ... 10
3. Digestion anaérobie ... 11
   3.1. Approche méthodologique ... 12
   3.2. Options d'intrants des utilisateurs ... 13
   3.3. Potentiel de production de méthane ... 13
   3.4. Facteurs d'émission et méthodes de calcul ... 15
      3.4.1. Transport ... 15
      3.4.2. Énergie de procédé ... 15
      3.4.3. Émissions fugitives liées aux procédés et à la combustion ... 17
      3.4.4. Biogaz excédentaire pour la production d'énergie ... 17
      3.4.5. Gestion du digestat ... 19
4. Compostage ... 22
   4.1. Approche méthodologique ... 22
   4.2. Options d'intrants des utilisateurs ... 22
   4.3. Facteurs d'émission ... 23
      4.3.1. Transport ... 23
      4.3.2. Méthane fugitif (CH_4) et oxyde nitreux (N_2O) ... 23
      4.3.3. Énergie de procédé sur place ... 24
      4.3.4. Production d'engrais évitée ... 25
5. Incinération ... 28
   5.1. Approche méthodologique ... 28
   5.2. Options d'intrants des utilisateurs ... 28
   5.3. Facteurs d'émission ... 28
      5.3.1. Transport ... 29
      5.3.2. Émissions dues à la combustion (N_2O, CH_4, CO_2) ... 29
      5.3.3. Énergie de procédé (biosolides des eaux usées seulement) ... 30
      5.3.4. Remplacement de l'énergie classique ... 31
6. Site d'enfouissement ... 34
   6.1. Approche méthodologique ... 34
   6.2. Options d'intrants des utilisateurs ... 34
   6.3. Facteurs d'émission et méthodes de calcul ... 35
      6.3.1. Transport ... 36
      6.3.2. Production de méthane dans les sites d'enfouissement ... 36
      6.3.3. Récupération du méthane des sites d'enfouissement ... 37
      6.3.4. Émissions par torchage ... 37
      6.3.5. Émissions fugitives de méthane des sites d'enfouissement ... 38
      6.3.6. Énergie de procédé ... 38

6.3.7. Récupération du méthane d'enfouissement pour la production d'énergie 39
7. Remplacement de l'énergie classique..... 41
7.1. Électricité du réseau électrique 41
7.2. Gaz naturel de pipeline 42
7.3. Utilisation directe du biogaz 42
7.4. Diesel pour véhicules..... 43
8. Références 45
Annexe A : Équations et méthodes de calcul 1
A.1 Digestion anaérobie – Comptabilisation du carbone, de l'azote et du phosphore..... 1
A.1.1 Digestion anaérobie et maturation 1
A.1.2 Émissions de N_2O après l'épandage de digestat sur le sol 4
A.1.3 Production d'engrais évitée..... 5
A.2 Méthane des sites d'enfouissement..... 7

1. Introduction

La compréhension des répercussions des méthodes de gestion des déchets organiques sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) est un aspect important de la prise de décisions à de nombreux égards, allant de l'évaluation des options stratégiques aux échelles municipale, provinciale, territoriale et fédérale à l'évaluation des répercussions de projets particuliers. La Calculatrice de GES pour la gestion des déchets organiques a été élaborée pour appuyer les décideurs.

L'approche historique du Canada en matière de gestion des déchets a entraîné des émissions de GES provenant des sites d'enfouissement qui doivent maintenant être gérées afin d'atteindre les objectifs nationaux de réduction des GES. L'élargissement et l'accélération de l'adoption d'approches améliorées de gestion des déchets organiques ont été désignés comme présentant un potentiel de réduction des émissions de GES à faible coût et contribuent à une économie circulaire.

Des décisions en matière de politiques et de projets sont nécessaires pour éclairer la réduction des émissions de GES actuelles et futures du secteur des déchets. Les émissions de GES découlant d'approches de gestion des déchets organiques dépendent de nombreux éléments techniques, de programmes et de projets, y compris la récupération du méthane dans les sites d'enfouissement, la réduction et le réacheminement des déchets organiques et la récupération d'énergie à partir du biogaz produit à partir de déchets organiques. La Calculatrice permet d'intégrer bon nombre de ces facteurs dans l'analyse des émissions de GES pour d'autres approches de gestion des déchets organiques.

1.1. Processus d'élaboration

La Calculatrice actuelle s'appuie sur une Calculatrice de GES pour la gestion des déchets qui a été produite par Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC) en 2009. Cette Calculatrice comprend les types de déchets organiques et inorganiques, et elle est principalement axée sur l'évaluation des avantages du recyclage lorsqu'il est question des GES.

Une mise à jour de cette Calculatrice a été lancée en 2019 pour mettre l'accent sur les déchets organiques. ECCC a d'abord retenu les services d'ICF pour effectuer un examen de la Calculatrice existante, y compris des entrevues avec les utilisateurs, afin de déterminer les points à améliorer. Le Groupe AET a été engagé pour élaborer une nouvelle conception de l'outil et pour déterminer les méthodes de calcul des facteurs d'émission utilisés dans la calculatrice. ECCC a continué d'améliorer la méthodologie et l'outil tout au long de l'année 2020. Un groupe consultatif technique composé de représentants fédéraux, provinciaux et territoriaux a appuyé l'élaboration de la nouvelle Calculatrice et fourni des commentaires et des suggestions à certains moments pendant l'élaboration. GHD a été engagé pour revoir la méthodologie et l'outil avant la publication en 2022.

La nouvelle Calculatrice élargit la gamme des déchets organiques et tient compte d'autres émissions de GES ou options de compensation. La nouvelle version de la Calculatrice intègre :

- des extrants qui quantifient les émissions directes de GES du projet (de l'installation de gestion des déchets), les émissions indirectes de GES du projet (résultant de la consommation d'énergie de l'installation) ainsi que les émissions et réductions (indirectes) de GES fondées sur le cycle de vie (découlant du remplacement de l'énergie et des engrais conventionnels);
- d'autres catégories de déchets organiques (déchets organiques résiduels dans les déchets solides municipaux, bois, papier, couches, biosolides des eaux usées);

- des facteurs de remplacement de l'électricité propres à la province tirés du *Rapport d'inventaire national (RIN) : Les sources et les puits de gaz à effet de serre*;
- la composition par défaut des déchets solides municipaux (DSM) propres à la province fondée sur une étude nationale sur la caractérisation des déchets (ECCC 2020);
- d'autres options de remplacement de l'énergie (gaz naturel, carburant diesel pour véhicules) fournies pour le captage des gaz d'enfouissement, le biogaz de digestion anaérobie et l'énergie provenant de la combustion;
- des options pour l'utilisateur pour la gestion du digestat (maturation ou épandage direct sur le sol)
- l'ajout de capacités de modélisation pour la codigestion des biosolides des eaux usées avec les déchets alimentaires;
- des capacités accrues de modélisation des sites d'enfouissement, y compris les émissions annuelles de méthane;
- la capacité de modéliser les résultats de gestion des déchets pour 1 à 30 ans de gestion des déchets;
- la capacité de comparer simultanément jusqu'à trois autres scénarios de gestion des déchets aux conditions de référence.

1.2. Approche méthodologique

La Calculatrice de GES utilise les méthodes de quantification et les facteurs d'émission de la calculatrice originale d'ECCC (élaborée par ICF en 2005), du *Rapport d'inventaire national du Canada : Les sources et les puits de gaz à effet de serre* (RIN) (2020), du modèle de réduction des déchets (WARM) de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis (documents de 2020), du Modèle d'évaluation des émissions associées aux biosolides (MEEB) (2012) du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) de documents scientifiques et de rapports accessibles. Le présent rapport de méthodologie donne un aperçu des méthodes et des facteurs d'émission utilisés dans la Calculatrice.

1.3. Structure du rapport

La section 2 décrit les principaux aspects de conception de la Calculatrice, y compris une description des types de déchets organiques, des paramètres de gestion des déchets et de l'approche générale pour quantifier les émissions de GES. Les sections 3 à 6 décrivent les méthodes utilisées pour calculer les émissions de GES ou les émissions de GES évitées pour chaque paramètre de gestion. Chacune de ces sections comprend des renseignements généraux sur les sources des émissions (et des réductions) de GES pour le paramètre de gestion des déchets et une description de la méthodologie et des sources de données utilisées pour chaque type d'émissions de GES inclus dans la Calculatrice. La section 7 décrit la méthode utilisée pour calculer les émissions de GES évitées par l'utilisation d'énergie à base de biogaz ou de déchets pour remplacer les sources d'énergie classiques.

2. Conception de la Calculatrice

Les utilisateurs de la Calculatrice sont en mesure de choisir des options qui décrivent une approche de base de gestion des déchets pour une quantité précise de types de déchets organiques et jusqu'à trois autres approches de gestion des déchets qui traitent les mêmes matières résiduelles. Pour appuyer le calcul de facteurs d'émission précis, la Calculatrice permet aux utilisateurs de déterminer la province ou le territoire d'intérêt (en supposant que les projets ont lieu dans la même province ou le même territoire) ou de choisir une approche moyenne nationale. On peut également entrer la durée du projet pour évaluer l'incidence des autres pratiques au fil du temps ou choisir une année pour déterminer l'incidence sur les émissions associées à une seule quantité de déchets.

La quantité de chaque type de déchets organiques est entrée dans le paramètre de gestion d'intérêt pour les approches de référence et alternatives, et la Calculatrice invite les utilisateurs à ajouter des renseignements propres aux paramètres de gestion où les déchets sont indiqués. La Calculatrice est conçue pour gérer des quantités équivalentes de déchets dans des scénarios de référence et alternatifs, de sorte qu'elle fournit des signaux et des références de quantité pour s'assurer que les intrants des utilisateurs respectent cette exigence.

2.1. Types de déchets organiques

La Calculatrice a été conçue pour modéliser l'incidence sur les GES de plusieurs types distincts de déchets organiques et de types mixtes – y compris les déchets solides municipaux, les déchets de jardin et les matières organiques séparées à la source (Tableau 1).

Tableau 1 : Types de déchets organiques compris dans la Calculatrice

Type de déchet	Description
Catégories de déchets mixtes	
Déchets solides municipaux	D'après les données sur la composition des déchets d'une récente étude d'ECCC (ECCC, 2020a), les utilisateurs peuvent entrer une quantité de déchets solides municipaux (DSM) mixtes et calculer les quantités disponibles de types de déchets organiques distincts qui pourraient être réacheminés vers des paramètres de gestion plus avantageux. Le tableau 2 présente la composition des DSM par province et territoire.
Matières organiques séparées à la source	Les matières organiques séparées à la source (MOSS) comprennent les déchets compostables recueillis séparément des DSM mixtes (p. ex., déchets alimentaires, résidus de jardinage). La Calculatrice permet aux utilisateurs de déterminer le type de programme de séparation à la source des matières organiques (aliments seulement ou résidus de cuisine et de jardinage) et d'attribuer les quantités en fonction des renseignements disponibles sur la composition des MOSS. Le tableau 3 présente la composition des MOSS.
Types de déchets individuels	
Déchets alimentaires	Les sources individuelles de déchets alimentaires comprennent la transformation des aliments, la vente au détail, les établissements et les services alimentaires. Ce flux de déchets comprend tous les déchets alimentaires séparés à la source et n'est pas distingué par le type d'aliments.
Déchets de jardin	La composition de cette catégorie est fondée sur de nombreux audits des « déchets verts » municipaux et figure au tableau 3.

Bois	Résidus d'arbres ou de forêts (branches, billots, souches, racines, écorce, etc.) Produits de bois manufacturés (bois d'œuvre, bardeaux de bois, meubles, contreplaqué, agglomérés de bois, palettes, caisses, etc.)
Papier	Papier mélangé, papier journal, carton, papier souillé
Couches	Couches jetables pour nourrissons et adultes
Déchets animaux	La catégorie des déchets animaux comprend habituellement une portion de litière pour chats en plus des matières fécales d'animaux de compagnie. Seule la partie des matières fécales de la catégorie des déchets animaux est modélisée dans la Calculatrice.
Biosolides des eaux usées	Les biosolides sont créés par le traitement des eaux usées domestiques. Les biosolides à l'état de boue peuvent être entrés dans la Calculatrice s'ils sont convertis en unité de poids à l'aide de l'outil de conversion volume-poids de la Calculatrice. La Calculatrice offre à l'utilisateur la possibilité de spécifier la concentration de solides de la suspension de biosolides.

Tableau 2 : Profils de composition des déchets organiques par défaut propres aux provinces et aux territoires pour les déchets solides municipaux. Valeurs obtenues de l'Étude nationale sur la caractérisation des déchets (ECCC, 2020a).

Province/Territoire	Type de déchets – Contribution au profil des DSM (%)					
	Aliments	Jardin	Papier	Couches	Bois	Déchets animaux
Colombie-Britannique	19,3	3,8	15,5	5,2	14,5	2,2
Alberta	26,4	3,8	19,3	3,6	10,3	1,7
Saskatchewan	24,1	5	17,6	7	14,4	1,8
Manitoba	32,3	0,8	20,8	6,3	6,9	3,0
Ontario	24,2	2,7	17,6	6,8	9,4	3,5
Québec	21,2	11,2	16,4	6,8	6,8	4,4
Nouveau-Brunswick	9,3	0,7	14,7	3,5	16,8	1,9
Île-du-Prince-Édouard	6,3	0	21,2	6,9	3,4	2,5
Nouvelle-Écosse	9,4	1	19,4	7,9	9,7	2,5
Terre-Neuve-et-Labrador	17,5	6,2	18,6	4,8	15,5	2,1
Yukon	19,1	0,4	14,2	4,7	17,1	1,7
Territoire du Nord-Ouest	18,8	2	18,2	3,5	19,8	1,7
Nunavut	22	0	16	2	18	1,7
Moyenne nationale	23	5	17	6	10	3,2

Tableau 3 : Profils de composition des déchets organiques par défaut pour les catégories des matières organiques et des résidus de jardin séparés à la source. Valeurs obtenues de (AET, 2020).

	MOSS : aliments seulement	MOSS : aliments et jardin	Déchets de jardin : printemps	Déchets de jardin : automne	Déchets de jardin : profil annuel moyen
Aliments	80 %	35 %	0 %	0 %	0 %
Gazon/jardin	0 %	10 %	60 %	10 %	35 %
Feuilles	0 %	25 %	20 %	60 %	40 %
Branches	0 %	20 %	20 %	30 %	25 %
Bois	4 %	5 %	0 %	0 %	0 %
Papier	10 %	3 %	0 %	0 %	0 %
Couches	6 %	2 %	0 %	0 %	0 %

2.2. Paramètres de gestion des déchets

La Calculatrice permet de modéliser plusieurs des paramètres de gestion des déchets organiques les plus courants utilisés au Canada, notamment :

- la digestion anaérobie (DA) (systèmes « humides » et « secs »), y compris la codigestion des biosolides des eaux usées avec les déchets alimentaires (avec et sans production d'énergie);
- le compostage;
- la combustion (incinération) (avec et sans production d'énergie]);
- les sites d'enfouissement (avec et sans récupération des gaz d'enfouissement; avec et sans production d'énergie à partir de biogaz).

Un autre paramètre de gestion des déchets disponible dans la Calculatrice est l'option de calculer l'effet de la réduction ou du réacheminement des déchets (pour réutilisation ou recyclage) sur les émissions de GES des sites d'enfouissement. Cette solution peut être utilisée pour estimer la réduction des émissions de méthane dans les sites d'enfouissement qui se produit lorsque des matériaux comme le papier et le bois propre sont détournés pour être recyclés ou l'effet des mesures qui réduisent la production de déchets alimentaires. Les émissions de GES ainsi calculées ne tiennent pas compte de l'incidence de l'utilisation de matériaux recyclés au lieu de matières vierges dans la fabrication de produits ou des émissions évitées associées à la diminution de la production d'un matériau en raison de la diminution de la demande.

La Calculatrice fournit aux utilisateurs des options pour la plupart des paramètres de gestion des déchets (Tableau 4), ce qui adapte l'analyse à un ensemble de conditions particulières.

Tableau 4 : Options des utilisateurs disponibles dans la Calculatrice pour chaque paramètre de gestion

Paramètres de gestion des déchets	Options offertes aux utilisateurs
Digestion anaérobie – voie sèche Digestion anaérobie – voie humide	**Maturation du digestat** (oui/non) **Production d'énergie de biogaz** (réseau électrique/gaz naturel renouvelable [remplacement du gaz naturel classique]/gaz naturel comprimé [remplacement du diesel])
Incinération/Combustion	**Production d'énergie** (réseau électrique/production de vapeur [remplacement des chaudières au gaz naturel]/aucune récupération d'énergie)
Site d'enfouissement	**Récupération des gaz d'enfouissement** (pour la récupération d'énergie/le torchage seulement/aucun) **Efficacité de la collecte des gaz d'enfouissement** (définie par l'utilisateur, avec des suggestions) **Taux d'humidité et de dégradation (k)** (par défaut selon la province) **Production d'énergie à partir des gaz d'enfouissement** (réseau électrique/gaz naturel renouvelable [remplacement du gaz naturel classique]/gaz naturel comprimé [remplacement du diesel])

2.3. Méthode de calcul des émissions de GES

Les émissions de GES suivantes sont quantifiées dans la Calculatrice.

Émissions directes de GES

Il s'agit de GES émis directement par le procédé de traitement primaire et qui comprennent le méthane (CH_4), le dioxyde de carbone (CO_2) et l'oxyde nitreux (N_2O). Ces émissions comprennent le méthane des sites d'enfouissement, les émissions fugitives de l'installation et les émissions liées à la combustion de biogaz ou de déchets. La méthode de calcul de ces émissions est décrite dans les sections 3 à 6.

Émissions indirectes de GES attribuables à la consommation d'énergie

Il s'agit de GES émis à la suite de la consommation d'énergie pour le transport et le traitement des déchets. Elles comprennent les émissions de GES de combustion et de précombustion liées à la source d'énergie. Les besoins énergétiques sur place (« énergie de procédé ») varient selon les options de gestion des déchets, mais peuvent comprendre le diesel consommé par la machinerie lourde pour transporter les déchets à l'intérieur d'une installation de gestion, l'électricité consommée dans le prétraitement des matières premières de déchets organiques, et le biogaz consommé pour répondre aux besoins de chauffage. Les sections 3 à 6 traitent des besoins énergétiques sur place propres à chaque option de gestion. Les émissions de GES liées au transport sont décrites à la section 2.3.1.

Les émissions de GES liées à l'énergie comprennent les émissions directes provenant de la combustion du combustible (p. ex., la combustion du charbon pour produire de l'électricité), ainsi que les émissions de la phase préalable à la combustion du cycle de vie du combustible (p. ex., l'exploitation minière, le traitement, le transport). Les valeurs d'intensité des GES disponibles pour diverses sources d'énergie ont été utilisées pour calculer les facteurs d'émission représentant les émissions de GES de l'énergie de procédé par tonne de déchets gérés (p. ex., tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets).

Émissions de GES évitées associées au remplacement des sources d'énergie classiques

Il s'agit d'émissions de GES qui sont évitées lorsque l'énergie classique est remplacée par le biogaz (provenant de la digestion anaérobie et de l'enfouissement) ou l'énergie thermique produite dans une installation d'incinération. Le biogaz des installations de DA et des sites d'enfouissement peut être capté, traité et utilisé pour remplacer les sources d'énergie classiques (« énergie évitée »). La Calculatrice offre plusieurs options pour le remplacement des sources d'énergie classiques :

1. **Électricité :** Le biogaz est consommé par les moteurs à combustion interne qui produisent de l'électricité, qui peut être utilisée à la place de l'électricité du réseau. L'électricité peut également être produite dans les installations de valorisation énergétique des déchets grâce à l'utilisation de turbines à vapeur. L'incidence sur les GES de l'électricité évitée dans le réseau est fondée sur l'intensité des GES du réseau électrique dans la province ou le territoire où se trouve l'installation de gestion des déchets.
2. **Gaz naturel :** Le biogaz est valorisé en gaz naturel renouvelable (GNR), qui peut être utilisé pour remplacer le gaz naturel classique à base de combustibles fossiles. Le biogaz peut également être utilisé directement par les installations industrielles voisines d'une installation de gestion des déchets pour remplacer le gaz naturel classique. La combustion de DSM génère de la vapeur, qui peut être utilisée à la place de la vapeur des chaudières alimentées au gaz naturel.
3. **Diesel :** Le biogaz est valorisé et comprimé pour produire du gaz naturel comprimé (GNC), qui peut être utilisé à la place du carburant diesel dans les véhicules.

La méthode de calcul des émissions de GES évitées associées à la combustion des déchets est décrite à la section 5 et avec l'utilisation de la DA et du biogaz des sites d'enfouissement à la section 7.

Autres émissions de GES évitées

Cela comprend les réductions d'émissions associées à l'utilisation de digestat et de compost pour remplacer la production d'engrais synthétiques (sections 3 et 5), ainsi que les émissions directes de méthane des sites d'enfouissement qui sont évitées lorsque les déchets organiques sont réduits ou réacheminés (section 6). Les émissions évitées associées au remplacement des matières premières par des matières recyclées dans la fabrication de produits ne sont pas prises en compte dans cette Calculatrice.

Des schémas sont fournis dans les sections 0 et 6 du présent rapport qui montrent les émissions directes de GES, les émissions indirectes de GES attribuables à la consommation d'énergie et les émissions évitées de GES qui sont évaluées pour les paramètres de base et de gestion des déchets de remplacement.

La Calculatrice ne quantifie pas l'incidence des pratiques de gestion des déchets organiques sur les puits de GES, y compris la quantification du stockage du carbone dans le sol résultant de l'épandage de digestat et de compost ou du stockage du carbone dans les sites d'enfouissement. Aucun de ces éléments n'est actuellement pris en compte dans le Rapport d'inventaire national du Canada : Les sources et les puits de gaz à effet de serre. Bien que l'application du compost et du digestat aux sols soit reconnue comme un avantage important pour la santé des sols et la démonstration d'une approche d'économie circulaire pour la gestion des déchets, l'élaboration de facteurs d'émission propres au Canada pour quantifier l'ampleur de cet avantage potentiel du stockage du carbone dans le sol dépassait la portée de cette étude.

2.4. Facteurs d'émission couramment utilisés

Chaque option de gestion des déchets est associée à des émissions et à des réductions de GES précises; toutefois, les méthodes de quantification des GES liées à l'énergie et au transport sont communes à plusieurs options de gestion et sont décrites en détail ci-dessous.

2.4.1. Intensité des émissions de GES des sources d'énergie canadiennes

Le calcul des émissions de GES liées à l'énergie et des émissions de GES évitées utilise des facteurs d'émission qui établissent un lien entre les émissions de GES et une unité de combustible ou d'énergie consommée ou évitée. L'intensité des GES (la quantité de GES émise par unité d'énergie) de diverses sources d'énergie est décrite ci-dessous.

Facteurs d'émission pour l'électricité

Les facteurs d'émission (g d'éq. CO_2/kWh) représentant l'intensité des GES du réseau électrique ont été obtenus à partir du RIN du Canada pour l'année civile 2019 (l'année la plus récente pour laquelle des données complètes sont disponibles) pour chaque province et territoire, ainsi que la moyenne nationale canadienne (ECCC, 2021d, p. 60 à 73).

En plus des émissions de GES associées à la combustion de combustibles fossiles pour produire de l'électricité, les émissions de GES sont également rejetées avant la combustion (la phase de « précombustion » comprend le minage, le traitement, le transport, etc.). Les émissions de GES associées à la phase de précombustion des combustibles fossiles utilisés pour produire de l'électricité ont été calculées pour chaque province et territoire à l'aide des sources de données suivantes :

- la quantité d'électricité produite par la combustion du gaz naturel, du charbon et des produits pétroliers raffinés (PPR) (Statistique Canada, 2019, p. 25 à 40);
- les émissions de GES associées à la production d'électricité à partir de gaz naturel, de charbon et de PPR (ECCC 2021d, p. 60 à 73).

Comme les données les plus récentes disponibles pour cette analyse étaient pour l'année 2017, le rapport des émissions de précombustion sur les émissions de combustion a été calculé et appliqué aux facteurs d'émission de combustion de 2018 afin d'obtenir les facteurs d'émission de précombustion pour cette année. Les facteurs d'émission de combustion et de précombustion de 2018 associés au réseau électrique sont résumés au Tableau 5.

Tableau 5 : Émissions totales de GES associées au réseau électrique (2019)

Province/Territoire	Facteur d'émission de combustion (1) (g éq. CO_2/kWh)	Facteur d'émission de précombustion (g éq. CO_2/kWh)	Facteur d'émission total de GES (g éq. CO_2/kWh)
Canada	120	12	132
Colombie-Britannique	19,7	3,6	23,3
Alberta	670	58	728
Saskatchewan	710	65	775
Manitoba	1,3	0,22	1,52
Ontario	30	5,0	35,0
Québec	1,5	0,32	1,82
Nouveau-Brunswick	270	45	315
Île-du-Prince-Édouard	270	3,5	274
Nouvelle-Écosse	760	80	840
Terre-Neuve-et-Labrador	28	6,6	34,6
Yukon	113	21	134
Territoires du Nord-Ouest	200	47	247
Nunavut	890	214	1 104

Remarques :

(1) ECCC, 2021b, p. 60 à 73

(2) Les émissions issues de la précombustion (g d'éq. CO_2/kWh) ont été calculées à partir des données sur la production d'électricité de 2017 (ECCC, 2021b, p. 60 à 73) et des données préliminaires sur l'énergie de 2017 (Statistique Canada, 2019, p. 25 à 40). Le rapport des émissions issues de la précombustion sur les émissions de combustion a été calculé et appliqué aux facteurs d'émission de combustion de 2019 pour calculer les facteurs d'émission de précombustion de 2019.

Facteurs d'émission pour le gaz naturel

Le facteur d'émission pour la combustion du gaz naturel a été obtenu à partir du RIN du Canada pour l'année civile 2019 comme la moyenne nationale canadienne de 1,895 kg d'éq. CO_2/m^3 (moyenne des valeurs dans ECCC, 2021c, p. 211, tableau A6.1-1).

La phase de précombustion du gaz naturel génère des émissions de GES équivalant à environ 30 % des émissions de GES de la phase de combustion (calculées à partir de EarthShift, 2020, p. 4, tableau 1). Le facteur d'émission total de GES pour le gaz naturel appliqué dans la Calculatrice est donc :

Facteur d'émission total de GES (kg d'éq. CO_2/m^3 de GN)
= Facteur d'émission de GES pour la combustion + facteur d'émission de GES pour la précombustion
= 1,895 kg d'équivalent CO_2/m^3 de GN + (1,895 kg d'éq. CO_2/m^3 de GN × 30 %)
= 2,464 kg d'éq. CO_2/m^3 de GN.

Facteurs d'émission pour le carburant diesel

Le facteur d'émission pour la combustion du carburant diesel a été obtenu à partir du RIN du Canada pour l'année civile 2017, soit 2,709 kg d'éq. CO_2/L de diesel (en supposant des véhicules lourds à diesel avec moteurs dotés de dispositifs à efficacité modérée) (ECCC, 2021c, p. 217).

La phase de précombustion du carburant diesel génère environ 35 % des émissions de GES de la phase de combustion (calculé à partir de EarthShift, 2020, p. 4, tableau 1). Le facteur d'émission de GES total pour le diesel appliqué dans la Calculatrice correspond à :

Facteur d'émission total de GES (kg d'éq. CO_2/L de diesel)
= Facteur d'émission de GES pour la combustion + facteur d'émission de GES pour la précombustion
= 2,709 kg d'éq. CO_2/L de diesel + (2,709 éq. CO_2/L de diesel × 35 %)
= 3,663 kg d'éq. CO_2/L de diesel

2.4.2. Émissions de GES liées au transport

Des GES sont émis par la combustion de combustibles fossiles pendant la collecte et le transport des déchets des sites sources aux installations de gestion et par le transport des produits de gestion des déchets (p. ex., compost, digestat) jusqu'à l'utilisation finale (p. ex., épandage sur le sol).

On a supposé que le rendement énergétique moyen d'un véhicule de transport de déchets à moteur diesel était de 0,0358 L de diesel par tonne de déchets transportés sur plus d'un kilomètre (0,0358 L/tonne-km) (EarthShift, 2020, p. 119). On a supposé que l'intensité en carbone du carburant des véhicules diesel était de 3,663 kg d'éq. CO2/L de diesel (calculé ci-dessus). Le facteur d'émission associé au transport de tous les types de déchets a été calculé comme suit :

Facteur d'émission pour le transport = efficacité énergétique (L/tonne-km) x facteur d'émission de GES pour le diesel (kg d'éq. CO_2/L)
= 0,0358 L/tonne-km x 3,663 kg d'éq. CO_2/L
= 0,131 kg d'éq. CO_2/tonne-km

Les utilisateurs de la Calculatrice ont la possibilité d'entrer leur propre distance de déplacement pour calculer les émissions totales pour chaque scénario.

3. Digestion anaérobie

La digestion anaérobie (DA) est une forme de traitement des déchets organiques où les microorganismes décomposent les matières organiques en l'absence d'oxygène dans des réacteurs ou des cuves spécialement conçus (ECCC, 2013, p. 4-1 à 4-14). Les deux sous-produits (extrants) de la digestion des déchets organiques sont le *biogaz* et le *digestat*. Le biogaz se compose principalement de méthane (environ 60 %) et de dioxyde de carbone (environ 40 %), et peut être utilisé comme source d'énergie pour produire de l'électricité ou du gaz naturel renouvelable (GNR) de qualité pipeline. Le digestat est un matériau liquide ou semi-solide riche en nutriments qui reste à la fin du procédé de digestion et qui est composté ou directement épandu sur le sol comme engrais.

Près de 130 installations de DA sont en exploitation au pays (y compris des digesteurs municipaux, commerciaux et agricoles), principalement en Colombie-Britannique, en Alberta, en Ontario et au Québec (Association canadienne du biogaz [ACB], 2020). La technologie de DA est utilisée pour traiter les biosolides des eaux usées dans plus de la moitié des grandes usines de traitement des eaux usées au Canada où le biogaz produit est brûlé à la torche ou utilisé pour produire de l'électricité ou du GNR. La codigestion des biosolides des eaux usées avec les déchets alimentaires est une approche émergente qui peut augmenter considérablement le potentiel de production de biogaz par rapport à la digestion des biosolides des eaux usées seulement.

Deux types généraux de technologies (« humides » et « sèches ») sont utilisés pour la digestion des déchets organiques. Il existe des systèmes de prétraitement qui permettent aux systèmes de DA secs et humides de traiter une vaste gamme de matières premières (ECCC, 2013, p. 6-1).

Les systèmes de **DA par voie humide** sont conçus pour traiter les matières dissoutes ou en suspension dans l'eau dans une cuve de réacteur agitée (ECCC, 2013, p. 4-2). Les intrants d'un système de DA par voie humide sont habituellement sous forme de boue et les matières premières ont une teneur maximale en solides de 20 %. Les digesteurs à une étape, où tous les processus de digestion se déroulent dans un seul réservoir, sont habituellement utilisés pour traiter les déchets organiques municipaux. Les digesteurs anaérobies qui traitent les biosolides des eaux usées sont habituellement des systèmes à deux étapes, où l'hydrolyse et la méthanogénèse se font dans des réservoirs distincts (Kelleher Environmental, 2013, p. 34). Le digestat des systèmes de DA par voie humide est asséché à une teneur en humidité d'environ 30 à 50 % avant d'être composté ou utilisé directement comme amendement de sol (ECCC, 2013, p. 4-11; Biocycle, 2015).

Les systèmes **de DA par voie sèche** ne nécessitent pas l'ajout d'eau et sont donc idéalement adaptés au traitement des déchets organiques contenant plus de 20 % de matières solides, y compris les résidus de jardin et de nombreux déchets alimentaires. Le digestat des systèmes de DA par voie sèche a tendance à avoir une plus faible teneur en humidité et peut être composté ou épandu sur le sol immédiatement après l'enlèvement du digesteur.

Le tableau suivant décrit les types de déchets modélisés dans les systèmes de DA par voie humide et sèche de la Calculatrice.

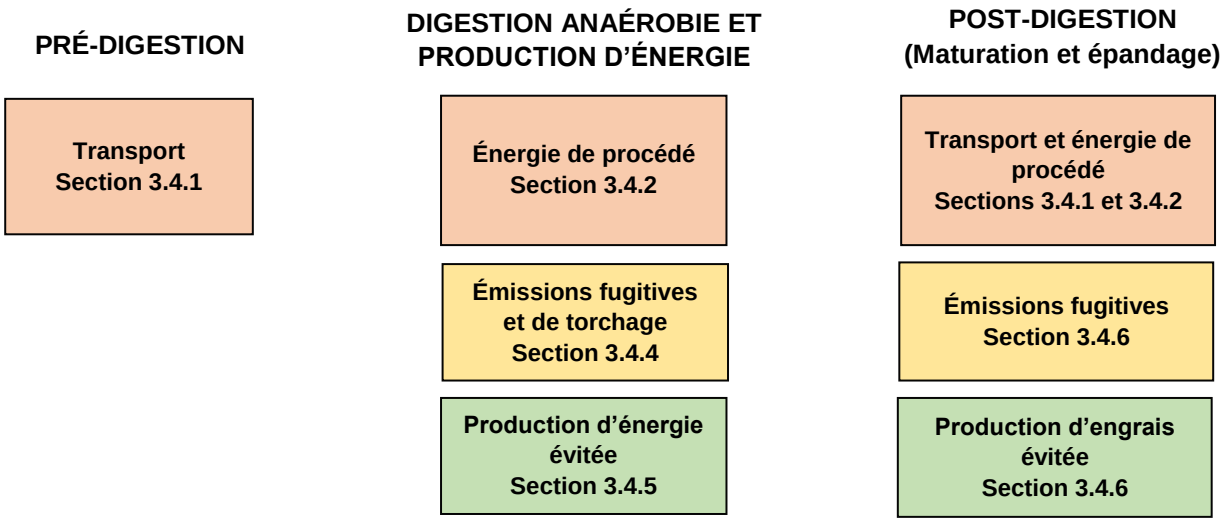
Tableau 6 : Types de déchets modélisés dans les systèmes de DA par voie humide et sèche dans la Calculatrice

Matière	DA par voie humide	DA par voie sèche
Déchets alimentaires	✓	✓
Déchets de jardin		✓
Papier (non recyclable)	✓	✓
Couches	✓	✓
Déchets animaux	✓	✓
MOSS : aliments seulement		✓
MOSS : aliments et jardin		✓
Biosolides des eaux usées	✓	

3.1. Approche méthodologique

Les sources de GES et les réductions pertinentes pour la digestion anaérobie des déchets organiques sont présentées à la Figure 1. Les mêmes sources et réductions de GES s'appliquent aux systèmes de DA par voie humide et sèche. La section 3.4 présente une description de la façon dont chaque source ou réduction de GES contribue à l'ensemble des facteurs d'émission de GES découlant de la digestion des déchets organiques.

Figure 1 : Les sources et les réductions de GES pertinentes à la digestion anaérobie sont indiquées. Les boîtes jaunes indiquent les émissions directes de GES de l'installation, les boîtes orange indiquent les émissions liées à l'énergie (y compris les émissions de GES liées à la combustion et à la précombustion), et les boîtes vertes indiquent les émissions de GES évitées liées à la production d'énergie et de matériaux.



3.2. Options d’intrants des utilisateurs

Pour améliorer l’estimation des émissions de GES provenant de la digestion anaérobie des déchets organiques et permettre la comparaison entre les solutions qui utilisent différentes méthodes de DA ou d’utilisation du biogaz et de gestion du digestat, la Calculatrice exige que les utilisateurs choisissent parmi les options suivantes :

Type de procédé de DA : Les utilisateurs doivent indiquer le type de procédé de DA (humide ou sec) pour chaque déchet.

Utilisation du biogaz sur place : Les utilisateurs peuvent choisir si le biogaz produit est brûlé pour fournir de l’électricité sur place et de la chaleur au digesteur au moyen d’un système de production combinée de chaleur et d’électricité.

Gestion/utilisation du biogaz excédentaire : Les utilisateurs peuvent choisir la méthode de gestion ou d’utilisation du biogaz excédentaire qui n’est pas utilisé pour les besoins énergétiques sur place. Les options suivantes sont disponibles :

1. Le biogaz excédentaire est torché (disponible pour les biosolides des eaux usées seulement);
2. Le biogaz excédentaire est utilisé pour produire de l’électricité, qui est vendue au réseau;
3. Le biogaz excédentaire est valorisé en gaz naturel renouvelable (GNR) de qualité pipeline;
4. Le biogaz excédentaire est valorisé et comprimé sur place en gaz naturel comprimé (GNC), qui est utilisé pour remplacer le diesel;
5. Le biogaz excédentaire est utilisé comme combustible dans les chaudières spécialement conçues, réservées ou polycombustibles.

Gestion des digestats : La Calculatrice permet aux utilisateurs d’indiquer si le digestat est traité ou non avant l’épandage.

Distance de transport : Les utilisateurs de la Calculatrice peuvent entrer leurs propres distances entre le point de collecte des déchets et l’installation de DA, et entre l’installation de DA et l’élimination finale du digestat.

3.3. Potentiel de production de méthane

Le potentiel de production de méthane est un rapport essentiel pour calculer les facteurs d’émission de la DA – plus précisément pour quantifier la production d’énergie et les émissions de procédés. Les types de déchets organiques ont divers potentiels de production de méthane; par conséquent, la quantité de méthane générée dans le procédé de DA dépend du type de déchets organiques digéré. Les potentiels de production de méthane propres à une matière (résumés au Tableau 7) ont été obtenus à partir de l’outil WARM de l’EPA (EPA des É.-U., 2019), du California Air Resources Board (CARB, 2012, p. 22) et du MEEB du CCME (SYLVIS, 2009b). Pour les catégories de matières mixtes, les moyennes pondérées ont été calculées en fonction de la proportion relative de chaque type de matière.

Tableau 7 : Potentiel de production de méthane pour divers types de déchets organiques

Matière	Potentiel de production de CH_4 (m^3 CH_4/tonne de déchets humides)	Référence/remarques
Déchets alimentaires	92	EPA des É.-U., 2019, p. 3-3, pièce 3-2(1)
Papier	91	CARB, 2012, p. 22, tableau III-1(2)
Déchets de jardin	43	EPA des É.-U., 2019, p. 3-3, pièce 3-2(3)
Couches	13	On suppose que 5 % en poids sont des matières fécales et 7 % en poids sont du papier (Kelleher Environmental, 2013, p. 15); on a calculé une moyenne pondérée en utilisant le potentiel de production de méthane pour les biosolides (pour représenter les matières fécales) et le papier (pour représenter la cellulose).
Déchets animaux	10	On suppose que 30 % en poids des déchets animaux sont des matières fécales (Kelleher Environmental, 2013, p. 16); on a calculé une moyenne pondérée en utilisant le potentiel de production de méthane pour les biosolides (pour représenter les matières fécales).
Bois	45	EPA des É.-U., 2019, p. 3-3, pièce 3-2(4)
MOSS : aliments seulement	86	Moyenne pondérée selon la composition(5)
MOSS : aliments et jardin	55	Moyenne pondérée selon la composition(6)
Biosolides des eaux usées	8	SYLVIS, 2009a, p. 136 (7)

Remarques :

(1) Conversion de m^3/tonne sèche en m^3/tonne humide en supposant une teneur en humidité de 72,2 % et un rendement final de CH_4 de 90 % (valeurs extraites de la référence susmentionnée).

(2) Conversion Nm^3/tonne humide en Sm^3/tonne humide en supposant un rendement final de CH_4 de 50 % (valeur présumée pour les « broussailles »).

(3) Conversion m^3/tonne sèche en m^3/tonne humide en supposant une teneur en humidité de 72,7 %* et un rendement final de CH_4 de 50 % à 90 %* (valeurs extraites de la référence susmentionnée). (*Moyenne pondérée pour l'« herbe », les « feuilles » et les « branches »; la composition des « déchets de jardin » a été extraite de l'EPA des É.-U., 2019, p. 4-2, note de bas de page sous la pièce 4-1.)

(4) On présume la valeur pour les « branches ». Conversion de m^3/tonne sèche en m^3/tonne humide en supposant une teneur en humidité de 15,9 % et un rendement final de CH_4 de 50 % (valeurs extraites de la référence susmentionnée).

(5) On présume que « MOSS : aliments seulement » se compose de : 80 % de nourriture, 10 % de papier, 6 % de couches, 4 % de bois (AET, communication personnelle).

(6) On présume que « MOSS : aliments et déchets de jardin » se compose de : 55 % de résidus de jardin, 35 % de nourriture, 5 % de bois, 3 % de papier, 2 % de couches (AET, communication personnelle).

(7) Conversion de 0,9 m^3/kg-SV détruit en m^3/tonne en supposant une teneur initiale en solides de 4 % et une teneur en méthane/biogaz de 60 %.

- Lorsque le potentiel de CH_4 de référence a été fourni en kg/tonne de déchets, ces valeurs ont été converties en volumes en utilisant une masse volumique de méthane de 0,6556 kg/m^3 (selon la loi des gaz parfaits à une température de 25 °C et une pression de 1 atm).

On suppose que le potentiel de production de méthane des catégories de déchets utilisées dans la Calculatrice représente la production de méthane de ces matières dans toutes les formes de digestion anaérobie – soit sous forme de flux de déchets digérés individuellement (p. ex., un digesteur qui traite uniquement les déchets alimentaires), ou codigérés avec d'autres matières (p. ex., un digesteur qui traite les déchets alimentaires et les biosolides des eaux usées ou le fumier).

3.4. Facteurs d'émission et méthodes de calcul

3.4.1. Transport

La collecte et le transport des déchets de l'emplacement source à une installation de DA, et d'une installation de DA à un emplacement final pour l'application du digestat, contribuent aux émissions de GES pour ce paramètre de gestion. La Calculatrice présume d'un transport par véhicule diesel et applique un facteur d'émission de transport ou 1,31 X 10^{-4} tonnes d'éq. CO_2/tonne-km, tel que décrit à la section 2.4. Les utilisateurs de la Calculatrice ont la possibilité d'entrer leurs propres distances entre l'emplacement source des déchets et l'installation de DA, et entre l'installation de DA et l'emplacement final de l'application de digestat

3.4.2. Énergie de procédé

L'énergie sous forme d'électricité et de diesel est consommée sur place et hors site lors de plusieurs étapes du procédé de DA :

- **Prétraitement :** De l'électricité est consommée lors du prétraitement des déchets organiques (broyage, tri et mélange) avant leur acheminement au réacteur du digesteur. Les systèmes de DA par voie humide utilisent environ six fois plus d'électricité pour le prétraitement que les systèmes de DA par voie sèche (EPA des É.-U., 2019, p. 3-4).
- **Transfert des déchets et chargement des digesteurs** : Du diesel est consommé par la machinerie lourde pour transporter les déchets à l'intérieur de l'installation de DA. Les systèmes de DA par voie sèche utilisent environ six fois plus de diesel pour le transport des matières que les systèmes de DA par voie humide (EPA des É.-U., 2019, p. 3-4).
- **Déshydratation :** De l'électricité est consommée lors du processus de déshydratation dans les systèmes de DA par voie humide.
- **Maturation :** Lorsque le digestat subit une maturation avant l'épandage, de l'énergie est consommée de la façon suivante :
    - du diesel est utilisé pour le mélange mécanique du digestat;
    - de l'électricité est utilisée pour le tamisage mécanique du digestat.

Tableau 8 : Facteurs de demande d'énergie utilisés pour calculer les facteurs d'émission d'énergie de procédé pour la DA

Intrants liés à l'exploitation de l'installation	Unités	DA par voie humide (aliments/ MOSS)[1]	DA par voie humide (biosolides)[2]	DA par voie sèche[1]	Maturation (aliments/ MOSS)[1]	Maturation (biosolides)[2]
Demande d'électricité de l'installation	kWh/tonne	70[4]	0,0065	20	-	-
Consommation d'électricité pour la déshydratation	kWh/tonne	75	25,4	0	-	-
Utilisation de carburant diesel par l'installation (digesteur)	L/tonne	1	-	6,5	-	-
Utilisation du gaz naturel par l'installation (digesteur)	m^3/tonne	-	4,6	-	-	-
Utilisation de carburant diesel par l'installation (maturation)	L/tonne	-	-	-	1	4,3
Utilisation d'électricité pour le tamisage (maturation)	kWh/tonne	-	-	-	1	58,9

Remarques :

(1) Valeurs tirées de EPA des États-Unis, 2019, p. 3-4 et 3-6; converties de kWh/tonne courte en kWh/tonne en utilisant un facteur de conversion de 1,1023 tonne courte/tonne. On suppose que l'installation exploite un digesteur mésophile à un étage.

(2) Valeurs tirées de SYLVIS, 2009a, p. 136 à 137, 140 et 146. Les valeurs présentées au Tableau 8 comprennent les besoins en énergie pour le chauffage et le mélange des biosolides, la déshydratation par centrifugeuse et le compostage en pile statique aérée ou en cuve (moyenne).

(4) « Demande d'électricité de l'installation » pour DA par voie humide a été obtenue à partir du groupe GHD (communication personnelle, 14 mars 2022).

La quantité de diesel utilisée par tonne de déchets traités génère des émissions de GES et est calculée comme suit :

Émissions de GES provenant de l'utilisation de diesel par tonne de déchets (kg d'éq. CO_2/tonne de déchets) = Quantité de diesel utilisée (selon le tableau 7) (L/tonne de déchets) × intensité de GES du diesel (3,663 kg d'éq. CO_2/L de diesel)

Les utilisateurs peuvent choisir si le biogaz produit est brûlé pour fournir de l'électricité sur place et de la chaleur au digesteur au moyen d'un système de production combinée de chaleur et d'électricité. Si les besoins en énergie sur place sont satisfaits par la combustion de biogaz pour produire de l'électricité, les émissions de GES associées à la demande d'électricité de procédé sont prises en compte à la section 3.4.3. Les émissions du procédé de maturation ne mettent pas à contribution l'électricité produite

Émissions de GES provenant de la consommation d'électricité par tonne de déchets (kg d'éq. CO_2/tonne de déchets)
= Quantité d'électricité utilisée (tableau 7) (kWh/tonne de déchets) × intensité de GES de l'électricité (varie par province et territoire, voir section 2.3.1) (kg d'éq. CO_2/kWh)

sur place, de sorte que les émissions de GES par tonne de déchets traités sont calculées en utilisant les valeurs de l'intensité des GES de l'électricité (par province et territoire) comme suit :

3.4.3. Émissions fugitives liées aux procédés et à la combustion

Le méthane produit pendant la DA est émis lors de diverses étapes des processus de digestion et de production d'énergie (le cas échéant). D'autres GES, dont le CO_2 et le N_2O, sont produits pendant la combustion et le torchage du biogaz :

- Environ 2,1 % du méthane produit pendant le procédé de DA (par voie humide et sèche) est perdu sous forme d'émissions fugitives pendant le prétraitement et l'exploitation du réacteur (RIN, 2021, p. 176; EPA des É.-U., 2019, p. 3-4);
- Des émissions de 0,05 kg de CH_4/tonne de biogaz et de 0,005 kg de N_2O/tonne de biogaz proviennent de la combustion de biogaz dans un moteur combiné à chaleur et à énergie (les émissions de CO_2 associées à la combustion de biogaz sont considérées comme biogènes et ne sont pas incluses [RIN, 2020, tableau A6.6-2]);
- Lors de la valorisation du biogaz pour produire du GNR, un temps d'arrêt pour l'entretien de 5% est supposé pendant lequel le biogaz est brûlé (Groupe GHD, communication personnelle, 14 mars 2022);
- La valorisation du biogaz pour produire du GNR entraîne des émissions fugitives de 2 % de méthane traité (Argonne, 2011, p. 15);
- La compression du GNR pour produire du GNC entraîne des émissions fugitives de 3,18 g d'éq. CO_2/MJ de gaz comprimé; et
- L'efficacité du torchage est d'environ 99,7 %, le 0,3 % restant du méthane torché étant émis (RIN, 2021, p. 168).

Ces facteurs d'émission sont appliqués dans la Calculatrice aux quantités de biogaz produites (pour les émissions fugitives) ou aux quantités de biogaz utilisées ou torchées (selon l'utilisation finale de biogaz définie par l'utilisateur) et sont déclarés comme des émissions de procédé.

3.4.4. Biogaz excédentaire pour la production d'énergie

Le biogaz produit pendant la DA est composé d'environ 60 % de méthane par volume (EPA des É.-U., 2019, p. 3-1) et peut être brûlé pour produire de la chaleur et de l'électricité ou transformé en gaz naturel renouvelable (GNR) de qualité pipeline ou en gaz naturel comprimé (GNC) aux fins d'utilisation dans les véhicules. La section 7 décrit l'incidence sur les GES du remplacement des sources d'énergie classiques par de l'énergie dérivée du biogaz. La section suivante décrit l'approche utilisée dans la Calculatrice pour déterminer la quantité de biogaz (méthane) disponible pour produire de l'énergie ou du carburant consommé hors site.

Production d'électricité pour utilisation sur place

Le biogaz du digesteur est habituellement brûlé dans un moteur à combustion interne à production combinée de chaleur et d'électricité pour produire de l'électricité et de la chaleur. On suppose que les digesteurs à voie humide et sèche inclus dans la Calculatrice utilisent minimalement le biogaz produit pour chauffer le réacteur et produire de l'électricité pour alimenter le digesteur. On suppose que la chaleur excédentaire se dissipe dans l'environnement.

Conversion de la quantité de biogaz en électricité

Pour la conversion du biogaz (méthane) en énergie électrique, on a calculé un potentiel de production d'électricité pour le biogaz (méthane) (kWh généré/m^3 de CH_4 utilisé) :

Potentiel de production d'électricité à partir du biogaz (méthane) (kWh/m3 de biogaz [méthane])

= Taux d'utilisation de carburant (kWh/m³) × perte parasitique d'efficacité (%)

= 2,95 kWh/m3 de biogaz (méthane)

Où :

$$\text{Taux d'utilisation de carburant} = \frac{1{,}012\,\frac{\text{BTU}}{\text{pi}^3}\ (\textit{pouvoir calorifique brut du biogaz [méthane]}) \times 35{,}31\frac{\text{pi}^3}{\text{m}^3}}{11{,}250\frac{\text{BTU}}{\text{kWh}}\ (\textit{rendement thermique du biogaz (méthane)})} = 3{,}18\ \text{kWh/m}^3\ \text{de biogaz (méthane)}$$

Perte parasitique d'efficacité = 93 % (EPA des É.-U., 2016, p. 36 à 38). (La perte parasitique d'efficacité représente l'énergie consommée par le matériel nécessaire pour produire de l'électricité à partir du biogaz [p. ex., matériel utilisé pour la déshydratation, la filtration et la compression]).

Utilisation d'énergie sur place

Compte tenu de la demande d'électricité sur place pour les procédés de digestion humide et sèche (Tableau 8), du potentiel de production d'électricité du biogaz et de la prise en compte des émanations de méthane (la portion de méthane qui passe par l'unité de production combinée de chaleur et d'électricité sans être brûlée), la quantité de méthane utilisée pour la demande d'électricité sur place est calculée comme suit :

Biogaz (méthane) utilisé pour la demande d'électricité sur place (m³/tonne de déchets)

= [Demande d'électricité sur place (kWh/tonne de déchets) ÷ potentiel de production d'électricité à partir du biogaz (méthane) (kWh/m³ de méthane)] × [1-émanations de méthane (%)]

Où :
la demande d'électricité sur place est présentée au Tableau 8,
le potentiel de production d'électricité à partir du biogaz (méthane) = 2,95 kWh/m³ de méthane (calculé ci-dessus),
les émanations de méthane = 1,89 % (Agence internationale de l'énergie [AIE], 2017, p. 32).

Le Tableau 9 résume la demande totale d'électricité sur place et la quantité de biogaz nécessaire pour répondre aux besoins énergétiques sur place.

Tableau 9 : Demande d'électricité sur place et biogaz (méthane) utilisé pour répondre à la demande par tonne de déchets

Procédé de DA	Demande totale d'électricité sur place (kWh/tonne de déchets)	Biogaz (méthane) utilisé pour la demande d'électricité sur place (m³/tonne de déchets)
DA par voie humide	145	43
DA par voie sèche	20	7
DA sur les biosolides des eaux usées	2	1

Disponibilité du biogaz pour la consommation d'énergie hors site

Le biogaz excédentaire est la quantité de biogaz qui reste une fois que la demande sur place d'énergie générée par le biogaz a été satisfaite. Il s'agit de la différence entre le méthane net produit et le méthane utilisé pour répondre à la demande d'électricité sur place :

Surplus Biogas Methane [m³ CH_4/tonne waste]	=	Net Methane Generated [m³ CH_4/tonne waste]	-	Methane Used to Satisfy Process Electricity Demand [m³ CH_4/tonne waste]

Le Tableau 10 présente un résumé du méthane excédentaire généré par tonne de déchets pour les systèmes de DA à voie humide et sèche.

Tableau 10 : Méthane net et excédentaire par tonne de déchets

Matière	Méthane net – disponible pour la production d'énergie (m³ CH_4/tonne de déchets[1])	Méthane excédentaire – disponible pour la production d'énergie pour utilisation hors site (m³ CH_4/tonne de déchets[2])	
		DA par voie humide	DA par voie sèche
Déchets alimentaires	89	49	85
Papier	88	48	85
Déchets de jardin	41	NA	36
Couches	13	0	6
Déchets animaux	10	0	3
Bois	43	2	38
MOSS : aliments seulement	82	NA	79
MOSS : aliments et jardin	59	NA	54
Biosolides des eaux usées	8.0	7.7	NA

Remarques :

(1) « Méthane net » représente la quantité de méthane perdue sous forme d'émissions fugitives à partir du digesteur aussi que les émanations de méthane qui passe par l'unité de production combinée de chaleur et d'électricité.

(2) Une valeur de « 0 » indique que la digestion anaérobie d'un matériau ne génère pas de méthane au-delà de la demande d'électricité du procédé.

Les quantités calculées de méthane excédentaire pour les scénarios de DA de référence et alternatifs sont utilisées pour calculer les émissions de GES qui sont évitées par le remplacement de l'énergie classique – électricité, gaz naturel et diesel dans le cas des biogaz de DA. La section 7 présente la méthodologie utilisée pour convertir la quantité excédentaire de méthane en émissions de GES évitées.

3.4.5. Gestion du digestat

Le digestat peut être appliqué directement sur les terres agricoles sous forme liquide sans déshydratation, ou il peut être déshydraté et appliqué sur les terres sous une forme plus solide ou composté (« la maturation ») avant l'épandage ou pour d'autres utilisations finales. S'il est déshydraté, la quantité de digestat produite par une installation de DA est habituellement d'environ 30 % à 40 % du tonnage entrant à l'installation de DA (Kelleher Environmental, 2013, p. 42). La maturation est un procédé par lequel le digestat est traité par voie aérobie (c.-à-d. composté) avant l'épandage sur le sol.

Émissions fugitives

Les émissions fugitives résultent de la décomposition continue du digestat pendant la maturation et les processus biogéochimiques dans le sol après l'épandage sur le sol, et comprennent :

- les émissions de N_2O pendant la maturation (estimées à 1 % de toutes les pertes d'azote pendant le procédé de maturation aérobie);
- les émissions de CH_4 pendant la maturation (estimées à 1,3 % de toutes les pertes de carbone pendant le procédé de maturation aérobie);
- les émissions de N_2O suivant l'épandage sur le sol de digestats traités et non traités en raison des processus biogéochimiques dans le sol (EPA des É.-U., 2019, p. 3-6).

Les facteurs d'émission ont été établis en calculant les bilans d'azote et de carbone pour les étapes de digestion et de post-digestion et en appliquant des hypothèses de perte conformes aux modèles WARM et MEEB (voir l'annexe A.1.1). Les facteurs d'émission de GES post-digestion sont présentés au Tableau 11.

Tableau 11 : Facteurs d'émission de GES fugitifs post-digestion

Type de matière	Avec maturation	Sans maturation (épandage direct sur le sol)
	(tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets)	
Déchets alimentaires	0,074	0,064
Résidus de jardin	0,086	0,046
Papier	0,097	0,000
Couches	0,021	0,012
Déchets animaux	0,012	0,013
Bois	0,132	0,041
MOSS : aliments seulement	0,075	0,053
MOSS : aliments et jardin	0,083	0,050
Biosolides des eaux usées	0,011	0,010

Production d'engrais évitée

La Calculatrice applique un facteur de réduction des GES pour l'utilisation évitée d'engrais synthétiques lorsque le digestat est appliqué sur les terres agricoles. Cela repose sur l'hypothèse selon laquelle la DA a tendance à traiter principalement des déchets alimentaires à forte teneur en azote et en phosphore, ce qui donne des digestats riches en éléments nutritifs qui peuvent remplacer ceux contenus dans les engrais synthétiques. Les facteurs de réduction des émissions propres à chaque matière représentant la production d'engrais évitée ont été calculés pour toutes les matières organiques en suivant la teneur en azote et en phosphore aux étapes de la digestion et de la post-digestion (voir l'annexe A.1.1). Pour toutes les catégories, les pertes d'azote ont été prises en compte pendant la digestion (perte de 8 %; EPA des É.-U., 2019, p. 3-4 à 3-5, pièce 3-4) et la maturation (perte de 38,5 %; EPA des É.-U., 2019, p. 3-6, pièce 3-8). Aucune perte de phosphore n'a été comptabilisée à ces étapes. Les teneurs initiales et finales en azote (N) et en phosphore (P) sont présentées au Tableau 12.

Tableau 12 : Teneur initiale et finale en azote total et en phosphore total par 1 000 tonnes de déchets initiaux humides

Catégorie de déchet	Teneur initiale (tonnes de N ou P)		Teneur finale du digestat (tonnes de N ou P)			
			Azote		Phosphore	
	Azote	Phosphore	Avec maturation	Sans maturation	Avec maturation	Sans maturation
Déchets alimentaires	10,6	1,42	5,98	9,72	1,42	1,42
Papier	0	0	0	0	0	0
Déchets de jardin	7,7	1,88	4,36	7,08	1,88	1,88
Couches	2,00	0,75	1,13	1,84	0,75	0,75
Déchets animaux	2,10	0,75	1,19	1,93	0,75	0,75
Bois	6,73	1,68	3,81	6,19	1,68	1,68
MOSS : aliments seulement	8,84	1,25	5,00	8,13	1,25	1,25
MOSS : aliments et jardin	8,31	1,63	3,63	5,90	1,16	1,16
Biosolides des eaux usées	1,60	0,60	0,91	1,47	0,60	0,60

Les facteurs de réduction des GES suivants, fondés sur les valeurs tirées des documents sur le WARM de l'EPA (EPA des É.-U., 2019, p. 3-8, pièce 3-11), ont été utilisés pour déterminer le facteur de réduction des émissions pour chaque type de déchets :

- Facteur de réduction de l'azote : 3,6 tonnes d'éq. CO_2/tonne d'azote;
- Facteur de réduction du phosphore : 1,8 tonne d'éq. CO_2/tonne de phosphore.

Les facteurs de réduction des émissions d'azote et de phosphore ont été additionnés et sont présentés au Tableau 13 ci-dessous pour la gestion du digestat avec et sans maturation (voir l'annexe A.1.3 pour les calculs).

Tableau 13 : Facteurs de réduction des émissions propres aux matières représentant l'utilisation évitée d'engrais par l'application de digestat

Catégorie de déchet	Facteur de réduction des émissions (tonnes d'éq. CO_2/tonne)	
	Avec maturation	Sans maturation
Déchets alimentaires	0,024	0,037
Papier	0,000	0,000
Déchets de jardin	0,019	0,029
Couches	0,005	0,008
Déchets animaux	0,006	0,008
Bois	0,017	0,025
MOSS : aliments seulement	0,020	0,031
MOSS : aliments et jardin	0,020	0,030
Biosolides des eaux usées	0,004	0,006

4. Compostage

Selon une étude récente sur le traitement des déchets organiques, 328 installations de compostage au Canada ont été recensées en 2019, allant de petites installations qui traitent moins de 1 000 tonnes par année à de grandes installations de compostage en cuve ayant une capacité de plus de 100 000 tonnes par année (EREF, 2021).

La Calculatrice modélise les installations centrales de compostage qui traitent les déchets organiques au moyen de systèmes d'aération passive ou active. Le compostage en tas consiste à façonner des déchets organiques en rangées de longues piles appelées « andains » et à les aérer périodiquement au moyen d'un retournement manuel ou mécanique des piles. Ce type de compostage ne convient qu'aux résidus de cuisine et de jardin. Le compostage en cuve consiste à placer les déchets organiques dans un récipient (tambour, silo, tranchée revêtue de béton) où les conditions environnementales peuvent être contrôlées. Les matières sont mécaniquement tournées dans la cuve pour introduire l'aération. Une pile statique aérée nécessite le fonctionnement d'un système d'aération mécanique pour pousser ou aspirer l'oxygène dans la pile de compost (ECCC, 2013, section 5).

L'un des avantages du traitement des déchets organiques par compostage est la création d'un amendement du sol qui est utilisé pour des applications comme l'agriculture, l'horticulture, l'aménagement paysager, le jardinage domestique, la lutte contre l'érosion, l'aménagement paysager en bordure de routes, la couverture des sites d'enfouissement et les projets de remise en état des terres. Lorsqu'il est épandu sur des terres agricoles, le compost peut compenser l'utilisation d'engrais synthétiques. Il est également reconnu que l'utilisation du compost améliore la structure du sol et peut séquestrer le carbone sur une longue période. Cependant, aucun facteur de stockage du carbone propre au Canada n'a été déterminé et ne pourrait être utilisé pour estimer la quantité de carbone séquestré dans le sol après l'épandage du compost. Cet avantage n'a donc pas pu être inclus dans la Calculatrice.

4.1. Approche méthodologique

Dans la Calculatrice, le compostage est une option de gestion alternative pour les aliments, le papier, les résidus de jardin, les couches, les déchets animaux, le bois et les biosolides des eaux usées. Les facteurs d'émission ont été utilisés pour calculer les émissions de transport, d'énergie de procédé et les émissions fugitives en fonction de la quantité totale de déchets traités. Une réduction des émissions de GES d'engrais évitées est calculée en fonction de la quantité et du type de déchets traités. Cette réduction s'applique seulement lorsque l'utilisateur indique que le compost final sera épandu dans les champs agricoles.

4.2. Options d'intrants des utilisateurs

Afin d'améliorer l'estimation des émissions de GES provenant du compostage des déchets organiques et de permettre la comparaison entre les scénarios de compostage alternatifs comprenant diverses distances de transport, la Calculatrice exige que les utilisateurs précisent ce qui suit :

Distance de transport : Les utilisateurs de la Calculatrice peuvent entrer leurs propres distances entre le point de collecte des déchets et l'installation de compostage, et entre l'installation de compostage et l'élimination finale du compost.

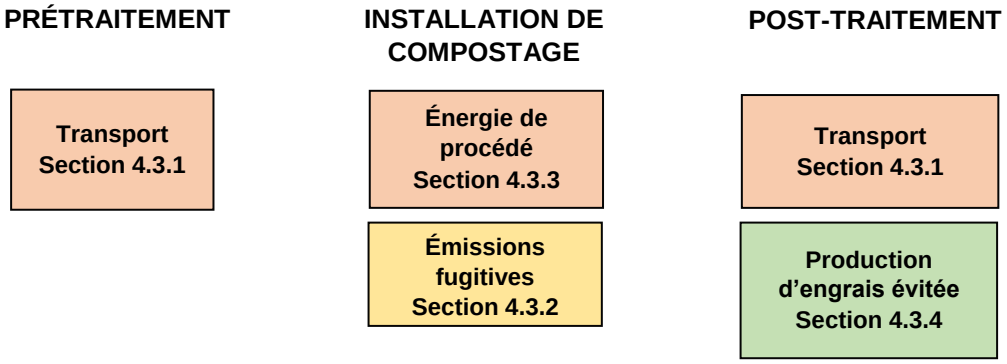
Type d'installation de compostage : La Calculatrice permet aux utilisateurs de déterminer le type de procédé à utiliser à l'installation de compostage, en choisissant entre un compostage en andains ouverts, en cuve ou en piles statiques aérées.

Application aux champs agricoles : Les utilisateurs doivent indiquer si le compost fini sera appliqué aux champs agricoles.

4.3. Facteurs d'émission

Une description de la façon dont chaque source ou réduction de GES contribue à l'ensemble des facteurs d'émission de GES du compostage des déchets organiques est fournie dans les sections 4.3.1 à 0. Il est à noter que les émissions de CO_2 du processus de compostage et après l'épandage du compost sur le sol sont considérées comme des émissions biogéniques (provenant de sources de biomasse d'origine naturelle) et ne sont pas incluses dans les estimations des émissions (ECCC, 2019a, p. 179).

Figure 2 : Sources et réductions de GES pertinentes pour le compostage des déchets organiques. La boîte jaune indique les émissions directes de GES de l'installation, les boîtes orange indiquent les émissions liées à l'énergie (y compris les émissions de GES liées à la combustion et à la précombustion), et la boîte verte indique les émissions de GES évitées liées à la production d'énergie et de matériaux.



4.3.1. Transport

La collecte et le transport des déchets de l'emplacement source à une installation de compostage, et d'une installation de compostage à un emplacement final pour l'application du compost, contribuent aux émissions de GES pour ce paramètre de gestion. La Calculatrice suppose le transport par véhicule diesel et applique un facteur d'émission de transport ou $1{,}31 \times 10^{-4}$ tonnes d'éq. CO_2/tonne-km, tel que décrit à la section 2.4.2. Les utilisateurs ont la possibilité d'entrer leurs propres distances entre l'emplacement source des déchets et l'installation de compostage, et entre l'installation de compostage et l'emplacement final de l'application du compost.

4.3.2. Méthane fugitif (CH_4) et oxyde nitreux (N_2O)

Pendant le processus de compostage, l'activité microbienne décompose les déchets en divers composés, dont le CO_2, le N_2O et le CH_4. La quantité d'émissions de GES produite au cours de ces réactions dépend de nombreux facteurs, notamment l'équilibre des éléments nutritifs et la composition initiale des déchets, les conditions de température et d'humidité du compost et la quantité d'oxygène présente dans la pile (ECCC, 2013, section 3.3). Bien qu'il y ait des variations dans la production et les émissions de CH_4 et de N_2O fugitifs entre les types d'installations de compostage (p. ex., andains par

rapport aux piles statiques aérées; recouvert par rapport à non recouvert) et d'autres facteurs (climat, quantité et composition de la matière première), il n'y a pas suffisamment de facteurs d'émission disponibles pour représenter ces différences. Les facteurs d'émission pour les émissions fugitives de CH_4 et de N_2O utilisés dans la Calculatrice ont été extraits du RIN et représentent la gamme complète des types d'installations de compostage :

- Pour les déchets alimentaires, le papier, les couches, et les déchets animaux :
  - 1,51 g de CH_4 émis/kg de déchets humides traités (3,8 g de CH_4 émis/kg de déchets secs traités)
  - 0,18 g de N_2O émis/kg de déchets humides traités (0,45 g de N_2O émis/kg de déchets secs traités) (ECCC, 2021b, p. 273, Tableau A6.7-4, valeurs pour "Déchets solides municipaux")
- Pour les déchets de jardin et le bois :
  - 1,72 g de CH_4 émis/kg de déchets humides traités (4,3 g de CH_4 émis/kg de déchets secs traités)
  - 0,25 g de N_2O émis/kg de déchets humides traités (0,63 g de N_2O émis/kg de déchets secs traités) (ECCC, 2021b, p. 273, Tableau A6.7-4, valeurs pour "Déchets de la cours extérieure")

Ces valeurs ont été combinées pour obtenir les facteurs d'émission représentants les émissions fugitives totales pendant le compostage de 0,09 et 0,11 tonne d'éq. CO_2/tonne de déchets humides.

Le facteur d'émission pour les biosolides des eaux usées a été calculé à partir des valeurs par défaut extraites du MEEB (SYLVIS, 2009a, p. 148 à 149) :

- Teneur initiale en solides : 25 %;
- Teneur initiale en carbone organique : 39 %;
- Teneur initiale en azote : 4 %;
- 2,5 % de la teneur initiale en carbone est émis sous forme de CH_4;
- 1,5 % de la teneur initiale en azote est émis sous forme de N_2O.

Ces valeurs ont été utilisées pour calculer un facteur d'émission représentant les émissions fugitives totales provenant du compostage de biosolides des eaux usées de 0,15 tonne d'éq. CO_2/tonne de déchets humides.

4.3.3. Énergie de procédé sur place

Des GES sont émis par les installations de compostage en raison de l'utilisation sur place de combustible et d'électricité pour :

- déplacer les déchets et le compost dans l'installation, retourner les piles de compost;
- faire fonctionner le matériel pour agiter ou aérer les piles de compost.

Le Tableau 14 présente les valeurs par défaut de la consommation d'énergie pour l'énergie de procédé sur le site.

Tableau 14 : Valeurs par défaut de l'énergie du processus

Technologie de compostage	Utilisation de carburant diesel (L/tonne de déchets humides)	Consommation d'électricité (kWh/tonne de déchets secs)
Andain	5	S.O.
Pile statique aérée	2,5	180
En cuve	S.O.	291
Broyage de la matière première	3,3	S.O.

Référence : MEEB, 2009, pp. 146-147.

Ces valeurs de consommation d'énergie sont combinées aux facteurs d'émission de GES pour le diesel (moyenne nationale) et l'électricité (propre à la province ou au territoire) (calculés à la section 2.3.1) pour calculer les émissions de GES de l'énergie de procédé pour les déchets organiques totaux compostés comme suit :

La quantité de diesel utilisée par tonne de déchets traités génère des émissions de GES et est calculée comme suit :

Émissions de GES provenant de l'utilisation de diesel par tonne de déchets (kg d'éq. CO_2/tonne de déchets)
= Quantité de diesel utilisée (selon le) (L/tonne de déchets) × intensité de GES du diesel (3,663 kg d'éq. CO_2/L de diesel)

Les émissions des procédés de maturation n'utilisent pas l'électricité produite sur place, de sorte que les émissions de GES par tonne de déchets traités sont calculées en utilisant les valeurs de l'intensité des GES de l'électricité (par province et territoire) comme suit :

Émissions de GES provenant de la consommation d'électricité par tonne de déchets (kg d'éq. CO_2/tonne de déchets)
= Quantité d'électricité utilisée () (kWh/tonne de déchets) × intensité de GES de l'électricité (varie par province et territoire, voir section 2.3.1) (kg d'éq. CO_2/kWh)

4.3.4. Production d'engrais évitée

La Calculatrice estime la quantité de GES évités grâce à l'utilisation de compost plutôt que d'engrais synthétiques dans les applications agricoles. La quantité d'azote et d'engrais phosphorés évités est calculée en fonction de la quantité d'azote et de phosphore présente dans le compost fini (**Tableau 15** ci-dessous). On suppose que le compost produit sans papier ou bois ne contribue pas au remplacement de l'azote ou du phosphore.

Tableau 15 : Teneur en azote et en phosphore du compost fini.

Matière	Teneur en minéraux (% du poids sec)	
	Azote	Phosphore
Déchets de cuisine[1]	2,8 %	0,68 %
Papier[2]	0 %	0 %
Résidus de jardin[3]	1,69 %	0,41 %
Couches[4]	2,46 %	1,5 %
Déchets animaux[5]	1,72 %	1,0 %
Bois[2]	0 %	0 %
MOSS : aliments seulement	1,9 %	0,5 %
Biosolides des eaux usées[6]	2,46 %	1,5 %

Remarques :

1. Moyenne des valeurs pour « Orgaworld - Ottawa », « Orgaworld - London », « AIM Environmental » et « Peel Region », présentées aux pages 4 à 5 du Conseil canadien du compost (2015).
2. En raison de données insuffisantes, on suppose que la teneur en azote et en phosphore du compost dérivé du « papier » et du « bois » est nulle (0).
3. Moyenne des valeurs pour « Miller Compost » et « Try Recycling » présentées aux p. 4 à 5 du Conseil canadien du compost (2015).
4. Les valeurs pour les « couches » sont données en % de matière fécale sèche et ont été calculées à l'aide des hypothèses suivantes :
   - En poids humide, les couches contiennent 5 % de matières fécales sèches et 7 % de pâte de cellulose sèche (Kelleher Environmental, 2013, p. 15);
   - Les matières fécales ont la même teneur en azote et en phosphore que les « biosolides des eaux usées », soit 4 % et 1,5 % en poids sec, respectivement (SYLVIS, 2009a, p. 150);
   - On suppose que la teneur en azote et en phosphore de la partie cellulosique des couches est nulle (0).
5. Les valeurs des « déchets animaux » sont données en % de matière fécale sèche et ont été calculées selon les hypothèses suivantes :
   - Les « déchets animaux » sont composés de 70 % de litière sèche et 30 % de matières fécales humides (Kelleher Environmental, 2013, p. 16);
   - La matière fécale contient 25 % de solides secs (Hill et coll., 2011);
   - La teneur en azote et en phosphore des matières fécales est de 0,70 % et de 0,25 % respectivement, selon la masse humide (Nemiroff et Patterson, 2007).
6. Les valeurs ont été extraites de SYLVIS, 2009a, p. 150. La valeur pour l'azote suppose que 38,5 % de l'azote initialement présent est perdu pendant le compostage (US EPA, 2019, p. 3-6, pièce 3-8). La valeur pour le phosphore suppose qu'aucun phosphore n'est perdu pendant le compostage.

Les facteurs de réduction des émissions de GES représentant les engrais inorganiques évités ont été calculés en utilisant :

- les valeurs du Tableau 15);
- une teneur en matières solides présumée de (pour le compost dérivé de déchets alimentaires et de déchets de jardin; moyenne du Conseil canadien du compost [CCC], 2015) ou 25 % (pour les biosolides humides initiaux);
- un rapport de 2/1 entre la masse de compost fini et la masse de déchets (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation de la Colombie-Britannique [MAACB], 1996); et

- les facteurs de crédits de GES suivants :

Crédit total (tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets initiaux) = crédit d'azote + crédit de phosphore

Crédit d'azote (tonnes d'éq. CO_2/tonne de compost humide fini) =
Teneur en solides (tonnes de solides/tonne de compost humide fini) × teneur en azote (tonnes N/tonne de compost sec) × émissions de GES provenant de la production d'azote (tonnes d'éq. CO_2/tonne N) × 0,5 (tonnes de compost humide fini/tonne de déchets humides initiaux)

Où :
Teneur en solides = 61 % (tonnes solides/tonne de compost humide fini)
Teneur en azote (par type de déchets, selon le Tableau 15)
Émissions de GES provenant de la production d'azote = 4 tonnes d'éq. CO_2/tonne d'azote (SYLVIS, 2009a, p. 150)

et

Crédit de phosphore (tonnes d'éq. CO_2/tonne de compost humide fini) =
Teneur en solides (tonnes de solides/tonne de compost humide fini) × teneur en phosphore (tonnes P/tonne de compost sec) × émissions de GES provenant de la production de P (tonnes d'éq. CO_2/tonne de P) × 0,5 (tonnes de compost humide fini/tonne de déchets humides initiaux)

Où :
Teneur en solides = 61 % (tonnes solides/tonne de compost humide fini)
Teneur en phosphore (par type de déchets, selon le Tableau 15)
Émissions de GES provenant de la production de P = 2 tonnes d'éq. CO_2/tonne de phosphore (SYLVIS, 2009a, p. 150)

Les facteurs de réduction des émissions de GES représentant les engrais évités sont propres à la matière et résumés au Tableau 16.

Tableau 16 : Facteurs de réduction des GES pour l'utilisation évitée d'engrais.

Catégorie de déchet	Facteur d'émission de GES (tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets humides)
	Engrais évité (1)
Déchets alimentaires	-0,038
Papier	0
Déchets de jardin	-0,023
Couches	-0,006
Déchets animaux	-0,005
Bois	0
MOSS : aliments seulement (2)	-0,031
MOSS : aliments et jardin (2)	-0,026
Biosolides des eaux usées	-0,045

Remarques :
(1) Les valeurs négatives indiquent une réduction des émissions.
(2) Les valeurs pour les MOSS sont fondées sur le pourcentage de composition.

5. Incinération

Il existe actuellement six installations d'incinération de déchets municipaux à grande échelle au Canada qui traitent près d'un million de tonnes de DSM par année. Les installations sont situées dans cinq provinces (Colombie-Britannique, Ontario, Québec, Terre-Neuve-Labrador, Île du Prince-Édouard) et la plupart produisent de l'énergie sous forme d'électricité, de chauffage collectif à la vapeur ou de vapeur industrielle. Toutes les installations traitent principalement des DSM mixtes non dangereux. En plus des installations d'incinération de DSM à grande échelle, il existe plusieurs installations d'incinération en Ontario et au Québec qui se consacrent aux biosolides des eaux usées (ECCC, 2021b).

Il existe de nouvelles approches pour produire de l'énergie thermique à partir de déchets, y compris la création de combustibles dérivés des déchets. Les futures mises à jour de cette Calculatrice pourront intégrer de l'information sur l'incidence de ces options sur les GES à mesure que les données deviendront disponibles.

5.1. Approche méthodologique

La Calculatrice modélise l'incinération de DSM mixtes et d'autres types de déchets solides dans un incinérateur de déchets non conditionnés, et de biosolides dans un incinérateur à lit fluidisé, tous deux exploités en continu. Les facteurs d'émission sont appliqués aux quantités de matières résiduelles totales envoyées à l'incinération afin de calculer les émissions liées au transport, aux procédés et à la combustion. Les émissions de GES pour les émissions d'énergie évitées sont calculées en fonction des choix des utilisateurs.

5.2. Options d'intrants des utilisateurs

Afin d'améliorer l'estimation des émissions de GES provenant de l'incinération des déchets organiques et de permettre la comparaison entre les solutions alternatives qui utilisent différentes approches de récupération d'énergie, la Calculatrice exige que les utilisateurs choisissent parmi les options suivantes :

Récupération de chaleur : Les utilisateurs peuvent choisir le type d'énergie classique qui est remplacée par la récupération de chaleur. Les options sont :

1. Aucune récupération de chaleur;
2. La chaleur est récupérée pour produire de l'électricité;
3. La chaleur est récupérée pour produire de la vapeur.

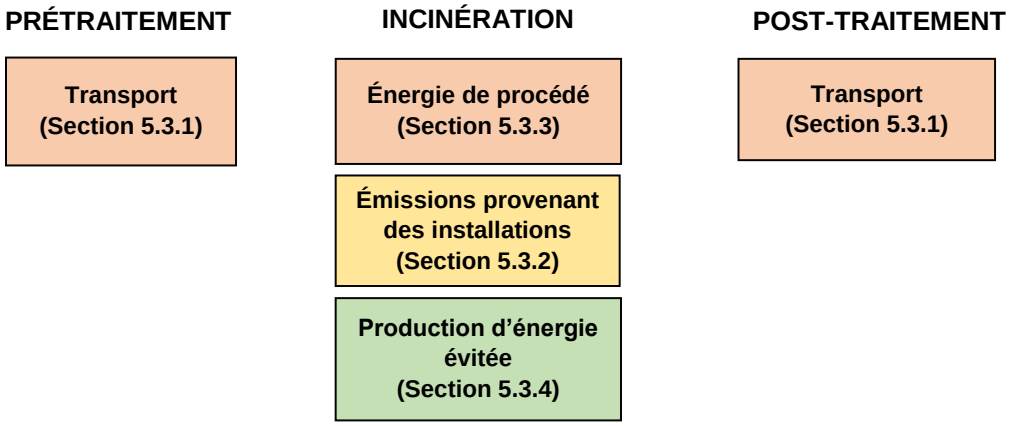
Distance de transport : Les utilisateurs de la Calculatrice peuvent entrer leur propre distance entre le point de collecte des déchets et l'installation d'incinération.

5.3. Facteurs d'émission

Les sources (et les réductions potentielles) de GES pertinentes pour l'incinération des déchets organiques sont présentées à la Figure 3. Une description de la façon dont chaque source ou réduction de GES contribue à l'ensemble des facteurs d'émission de GES liés à l'incinération des déchets organiques est fournie dans les sous-sections suivantes. Il convient de noter que les émissions de CO_2 provenant de l'incinération des déchets organiques sont considérées comme des émissions biogéniques

(provenant de sources d'origine naturelle à base de biomasse) et ne sont pas incluses dans les estimations des émissions (ECCC, 2021b, p. 180).

Figure 3 : Sources et réductions de GES pertinentes pour l'incinération des déchets organiques. Les boîtes jaunes indiquent les émissions directes de GES de l'installation, les boîtes orange indiquent les émissions liées à l'énergie (y compris les émissions de GES liées à la combustion et à la précombustion), et les boîtes vertes indiquent les émissions de GES évitées liées à la production d'énergie et de matériaux.



5.3.1. Transport

La collecte et le transport des déchets de l'emplacement source à une installation d'incinération contribuent aux émissions de GES pour ce paramètre de gestion. La Calculatrice suppose le transport par véhicule diesel et applique un facteur d'émission de transport ou $1{,}31 \times 10^{-4}$ tonnes d'éq. CO_2/tonne-km, tel que décrit à la section 2.4. Les utilisateurs de la Calculatrice ont la possibilité d'entrer leurs propres distances entre l'emplacement source des déchets et l'installation d'incinération.

5.3.2. Émissions dues à la combustion (N_2O, CH_4, CO_2)

Oxyde nitreux

L'oxyde nitreux (N_2O) est émis à des températures de combustion relativement faibles – entre 500 et 950 °C (GIEC, 2006b, p. 5.13). Le N_2O émis pendant la combustion est la plus importante source d'émissions de GES provenant de l'incinération des déchets organiques.

Le facteur d'émission de GES pour les émissions de N_2O provenant de l'incinération des déchets organiques (contenus dans les DSM mixtes) a été obtenu en convertissant le facteur d'émission de N_2O du RIN (ECCC, 2020b, p. 183, tableau A3.6-14) en unités de tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets. La Calculatrice utilise la moyenne des valeurs pour l'incinération continue/semi continue : 0,0149 tonne d'éq. CO_2/tonne de déchets incinérés. De même, le facteur d'émission de N_2O pour l'incinération des biosolides des eaux usées a été établi à 0,295 tonne d'éq. CO_2/tonne de boues d'épuration (990 g de N_2O/tonne de boues d'épuration sèches) (ECCC, 2021b, p. 180, Tableau A3.6-12).

Méthane

Conformément au RIN (ECCC, 2021b, p. 180, tableau A3.6-12), la Calculatrice suppose qu'il n'y a pas d'émissions de CH_4 associées à la combustion des DSM (en supposant un processus d'incinération continu, qui fonctionne à une température suffisamment élevée). Pour la combustion des biosolides des eaux usées, un facteur d'émission de CH_4 de 0,0016 tonne d'éq. CO_2/tonne de biosolides (incinérateurs

à lit fluidisé) ou 0,0032 tonne d'éq. CO_2/tonne de biosolides (incinérateurs à soles multiples) est utilisé dans la Calculatrice (ECCC, 2019, p. 190 ; US EPA, 1995, pp. 2.2-11 et 2.2-39).

Dioxyde de carbone

Les DSM mixtes contiennent du carbone biogénique et du carbone fossile. Les émissions de dioxyde de carbone provenant de la combustion de carbone biogénique ne sont pas incluses, mais la Calculatrice quantifie les émissions de CO_2 provenant du carbone fossile pour les quantités de déchets organiques inclus dans les DSM mixtes incinérés. Les facteurs d'émission de combustion de CO_2 non-biogénique propres au matériau sont résumés dans le Tableau 17.

Tableau 17 : Facteurs d' émissions de CO_2 non-biogénique propres au matériau

Type de déchet	CO_2 d'origine fossile émis (1) (tonne d'éq. CO_2/tonne de déchets humides)
Aliments	0
Papier	0,015
Jardin	0,103
Couches (2)	0,350
Déchets d'animaux (3)	0
Bois	0
Textiles	0,355
Caoutchouc et cuir	0,355
Biosolides des eaux usées (sec)	0

Remarques :

(1) Les valeurs ont été calculées sur la base des données extraites de ECCC, 2021b, p. 179, Tableau A3.6-11 (sauf indication contraire).

(2) La valeur pour « Plastique » a été utilisée pour « Couches », en supposant qu'une couche sèche et usagée contient environ 53 % de plastique en masse et qu'une couche mouillée et usagée contient environ 76 % d'humidité en masse. (Colón et al., 2011).

(3) Les "déchets d'animaux" sont supposés ne contenir aucun carbone fossile.

5.3.3. Énergie de procédé (biosolides des eaux usées seulement)

Plusieurs municipalités de l'Ontario et du Québec exploitent des incinérateurs uniquement pour le traitement des biosolides des eaux usées (mono-incinération). La combustion des biosolides des eaux usées a des besoins énergétiques plus élevés que l'incinération d'autres types de déchets en raison de l'énergie nécessaire à la déshydratation.

La mono-incinération des biosolides nécessite une énergie supplémentaire provenant de la combustion de gaz naturel ou de mazout, surtout si la teneur totale en matières solides des biosolides est inférieure à 65 % (SYLVIS, 2009a, p. 58). Lorsque des technologies de déshydratation classiques sont utilisées (p. ex., centrifugeuses électriques, presses rotatives, filtres à bande presseuse), le contenu total en matières solides est habituellement de 20 à 30 % (SYLVIS, 2009a, p. 58). Même dans le cas des biosolides plus secs, il faut ajouter du combustible pour amener l'incinérateur à la température de fonctionnement, et le combustible requis pour les brûleurs secondaires dans les incinérateurs à plateaux peut représenter de 85 à 90 % des besoins totaux en combustible du système (SYLVIS, 2009a, p. 58). L'énergie électrique supplémentaire sert à actionner les pompes, les ventilateurs, les convoyeurs et les systèmes antipollution. Le MEEB note que les besoins en énergie électrique pour l'incinération des biosolides dans un four à lit fluidisé sont de 200 kWh/tonne sèche de biosolides (SYLVIS, 2009a, p. 161). La Calculatrice suppose que les biosolides sont déshydratés avant incinération dans un four à lit fluidisé.

Le facteur d'émission représentant les émissions de GES associées au gaz naturel utilisé pour l'incinération des biosolides des eaux usées a été établi à 0,268 tonne d'éq. CO_2/tonne de boues humides, calculé comme suit (SYLVIS, 2009a, pp. 159 à 161):

Facteur d'émission de GES pour l'utilisation du gaz naturel pour l'évaporation (kg d'éq. CO_2/tonne de biosolides humides) =
Teneur en humidité (tonne d'eau/tonne de biosolides humides) × (énergie pour évaporer l'eau [GJ/tonne d'eau] × conversion d'unités [BTU/GJ]) ÷ contenu calorifique du GN (BTU/m^3 GN) × facteur d'efficacité × intensité en GES du GN (kg d'éq. CO_2/m^3)
= 268 kg d'éq. CO_2/tonne de biosolides humides @ 75% d'humidité

Où :

Teneur en humidité des biosolides avant l'incinération : 75 % (masse d'eau/masse totale des biosolides humides)
Énergie nécessaire pour retirer l'eau des boues : 4,5 GJ/tonne d'eau (SYLVIS, 2009a, p. 160)
Conversion de GJ en BTU : 947 817 BTU/GJ
Contenu calorifique du gaz naturel : 35 300 BTU/m^3
Intensité des GES du GN = 2,464 kg d'éq. CO_2/m3 de GN (selon la section 2.4.1)

En ce qui concerne la consommation d'électricité, les émissions de GES sont propres à chaque province ou territoire et calculées comme suit :

Facteur d'émission de GES pour la consommation d'électricité pour l'évaporation (éq. CO_2/tonne de biosolides humides)
= Quantité d'électricité utilisée (kWh/tonne sèche de biosolides) × teneur en solides (tonnes de biosolides secs/tonne de biosolides humides) × intensité de GES de l'électricité (varie par province et territoire, voir section 2.3.1) (éq. CO_2/kWh)

Où :

Quantité d'électricité consommée = 243 kWh/tonne sèche de biosolides (moyenne des valeurs pour les incinérateurs à soles multiple et à lit fluidise ; SYLVIS, 2009a, p. 161)
Teneur en solides = 25 % (masse des solides/masse totale des biosolides humides)

5.3.4. Remplacement de l'énergie classique

La plupart des incinérateurs de DSM en exploitation au Canada sont des installations de transformation des déchets en énergie, et on suppose que ces installations ont un bilan énergétique net positif, où les besoins énergétiques de l'installation sont comblés par la récupération d'énergie et les déchets dans les systèmes énergétiques (Energy Information Administration des États-Unis [EIA des É.-U.], 2020).

L'énergie récupérée peut être convertie en chaleur humide qui alimente directement les installations industrielles ou les installations de chauffage centralisé, ou elle peut être transformée en électricité qui est exportée vers le réseau électrique. On suppose que la vapeur produite à des fins de chauffage remplace la consommation de gaz naturel dans une chaudière au gaz, tandis que l'électricité produite remplace l'électricité du réseau. Les calculs pour le remplacement des sources d'énergie classiques par l'énergie récupérée des installations d'incinération sont fournis ci-dessous.

Remplacement de l'électricité du réseau

L'approche utilisée pour calculer l'intensité des émissions de GES du réseau d'électricité, pour chaque province et territoire, se trouve à la section 2.4. La quantité d'électricité du réseau qui peut être remplacée et les réductions de GES connexes dépendent du contenu énergétique de chaque type de déchets. Les réductions des émissions de GES associées à l'incinération des déchets pour produire de l'électricité sont calculées comme suit :

Émissions de GES évitées en remplaçant l'électricité du réseau (tonne d'éq. CO_2/tonne de déchets) = Contenu énergétique des déchets (MBTU/tonne de déchets) × facteur de conversion énergétique (kWh/MBTU) × facteur d'efficacité × intensité de GES de l'électricité (tonne d'éq. CO_2/kWh)

Où :

Le contenu énergétique des déchets (MBTU/tonne de déchets) est fourni dans le Tableau 18 ci-dessous.
Facteur de conversion énergétique = 293 kWh/MBTU
Facteur d'efficacité = 16,2 % (Cette valeur représente l'efficacité de la conversion du contenu énergétique des DMS mixtes en contenu énergétique de l'électricité distribuée, et reflète les pertes de conversion de l'énergie des déchets en vapeur, c.- à- d. besoins énergétiques des procédés, de conversion de l'énergie produite par la vapeur en électricité et de distribution de l'électricité [EPA des É.-U., 2019b, p. 5-8].)
L'intensité des émissions de GES de l'électricité varie par province et territoire, voir section 2.4.1.

Remplacement du gaz naturel dans les chaudières

La chaleur récupérée des déchets d'incinération peut être utilisée pour produire de la vapeur, qui peut être utilisée partout où le gaz naturel est habituellement brûlé pour produire de la vapeur (p. ex., pour le chauffage). La quantité de gaz naturel qui peut être remplacée et les réductions de GES connexes dépendent du contenu énergétique de chaque type de déchets et sont calculées comme suit :

Émissions de GES évitées en remplaçant l'électricité du réseau (tonne d'éq. CO_2/tonne de déchets) = Contenu énergétique des déchets (MBTU/tonne de déchets) × facteur de conversion énergétique (m^3 GN/MBTU) × facteur d'efficacité × intensité de GES du GN (éq. CO_2/m^3 GN)

Où :

Le contenu énergétique des déchets (MBTU/tonne de déchets) est indiqué dans le tableau 20 ci-dessous.
Facteur de conversion énergétique = (1 m^3 GN/35 300 BTU x 10^6 BTU/MBTU) = 28,33 m^3 GN/MBTU
Facteur d'efficacité = 70 % (Johnke, 1999, p. 467, tableau 4)
Intensité des GES du GN = 2,464 kg d'éq. CO_2/m3 de GN (selon la section 2.4.1)

Les émissions de GES évitées associées au remplacement de l'utilisation du gaz naturel pour produire de la vapeur dans les chaudières.

Tableau 18 : Contenu énergétique de chaque type de déchets; émissions de GES évitées grâce à l'énergie récupérée de l'incinération des déchets

Catégorie de déchet	Contenu énergétique(1) (MBTU/tonne de déchets humides)	Émissions de GES évitées (tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets humides)	
		Électricité en réseau (7)	Gaz naturel
Déchets de cuisine(2)	5,22	0,033	0,255
Papier(3)	15,6	0,098	0,762
Déchets de jardin(2)	6,17	0,039	0,302
Couches(2)	11,0	0,069	0,539
Déchets animaux(4)	1,63	0,010	0,080
Bois(2)	18,3	0,115	0,894
Textiles(5)	12,9	0,081	0,632
Caoutchouc et cuir(5)	13,5	0,085	0,661
Biosolides des eaux usées(6)	5,45	0,007	0,057

Remarques sur les valeurs de contenu énergétique :

(1) Les valeurs ont été converties à partir des unités de « MBTU/tonne de déchets humides » (sauf indication contraire).

(2) La valeur a été extraite de WARM (EPA des É.-U., 2019, p. 5-6, pièce 5-2). La valeur de « DSM mixtes » a été utilisée comme substitut pour « couches ». La valeur du « bois de construction de dimensions courantes » a été utilisée comme substitut du « bois ».

(3) La valeur a été extraite de WARM (EPA des É.-U., 2019, p. 5-5, pièce 5-2), comme moyenne pondérée pour les « contenants en carton ondulé » (48 %), les « magazines/objets de la troisième classe » (8 %), les « journaux » (24 %) et la « papeterie de bureau » (20 %).

(4) Calculé en fonction de la valeur des « biosolides des eaux usées » et en supposant que les « déchets animaux » sont combustibles à 30 % (70 % sont de la litière pour chats).

(5) La valeur des « textiles » est la moyenne entre les valeurs de Nunes et coll. (2017) et Damgaard & Barlaz (sans date). La valeur pour le « caoutchouc et les textiles » a été extraite de Damgaard & Barlaz (s.d.). Les valeurs ont été converties à partir d'unités de MJ/kg.

(6) La valeur a été calculée conformément à la documentation du MEEB (SYLVIS, 2009a, p. 160), en supposant une teneur en solides de 25 % (masse des solides/masse totale des boues humides).

(7) L'intensité moyenne des GES du réseau électrique canadien est utilisée à des fins de comparaison. La Calculatrice utilise les données provinciales et territoriales entrées par les utilisateurs pour calculer les réductions de GES.

6. Site d’enfouissement

6.1. Approche méthodologique

Dans le plus récent Rapport d’inventaire national (RIN), le méthane émis par l’enfouissement de déchets solides représentait 83 % des émissions de GES du secteur des déchets du Canada et 3,7 % des émissions totales de GES du Canada (ECCC, 2021b, p. 174). Plus de 100 sites d’enfouissement au Canada exploitent un système de récupération des gaz d’enfouissement qui brûle les gaz recueillis ou les utilise pour la production d’énergie (ECCC, 2021a). ECCC estime que 33 % des gaz d’enfouissement produits dans les sites d’enfouissement canadiens sont récupérés – 47 % de ce méthane récupéré est brûlé à la torche (pour convertir le méthane en CO_2) ou utilisé pour produire de l’électricité (X50 %), du GNR (32 %) ou de la chaleur/vapeur (18 %) (ECCC, 2021a).

Les émissions de méthane des gaz d’enfouissement sont uniques par rapport aux autres options de gestion des déchets organiques, en ce sens que l’impact total des GES des déchets organiques enfouis se produit sur une période de plusieurs décennies suivant le moment réel de l’élimination des déchets. La majeure partie du méthane des gaz d’enfouissement est émise dans les vingt ans suivant l’élimination des déchets, et des quantités décroissantes sont émises par la suite. La Calculatrice fournit les émissions de GES annuelles et cumulatives (totales) associées à l’enfouissement des déchets organiques afin de permettre aux utilisateurs de tenir compte des émissions annuelles ou totales de GES dans leurs analyses.

Les émissions de GES des sites d’enfouissement varient selon des facteurs environnementaux (p. ex., conditions d’humidité), la composition des déchets et les pratiques de gestion des gaz d’enfouissement (p. ex., captage des gaz d’enfouissement). Les émissions de méthane des gaz d’enfouissement dans la Calculatrice sont modélisées à l’aide du même modèle de désintégration de premier ordre (DPO) qui est utilisé pour produire les estimations du RIN.

6.2. Options d’intrants des utilisateurs

Afin de raffiner l’estimation des émissions de GES provenant de l’enfouissement de déchets organiques et de permettre la comparaison entre les différents taux de récupération des gaz d’enfouissement ou les approches d’utilisation du biogaz, la Calculatrice exige que les utilisateurs choisissent parmi les options suivantes :

Récupération des gaz d’enfouissement : Les utilisateurs peuvent choisir le programme de rétablissement des gaz d’enfouissement pour les scénarios de référence et les scénarios alternatifs parmi les options suivantes :

- Aucune récupération des gaz d’enfouissement;
- Récupération des gaz d’enfouissement pour le torchage seulement;
- Récupération des gaz d’enfouissement pour la production d’énergie.

Efficacité de la récupération des gaz d’enfouissement (la proportion de méthane généré qui est récupérée dans un système de récupération des gaz d’enfouissement) : La Calculatrice permet aux utilisateurs de spécifier l’efficacité de la récupération de gaz d’enfouissement, mais suggère les valeurs par défaut suivantes :

- Pas de récupération des gaz d'enfouissement : 0 %
- Récupération des gaz d'enfouissement pour le torchage seulement : 75 %
- Récupération des gaz d'enfouissement pour la production d'énergie : 85 %

Utilisation des gaz d'enfouissement : Les utilisateurs peuvent sélectionner le type d'énergie produit pour les scénarios de référence et les scénarios alternatifs. Voici certaines options :

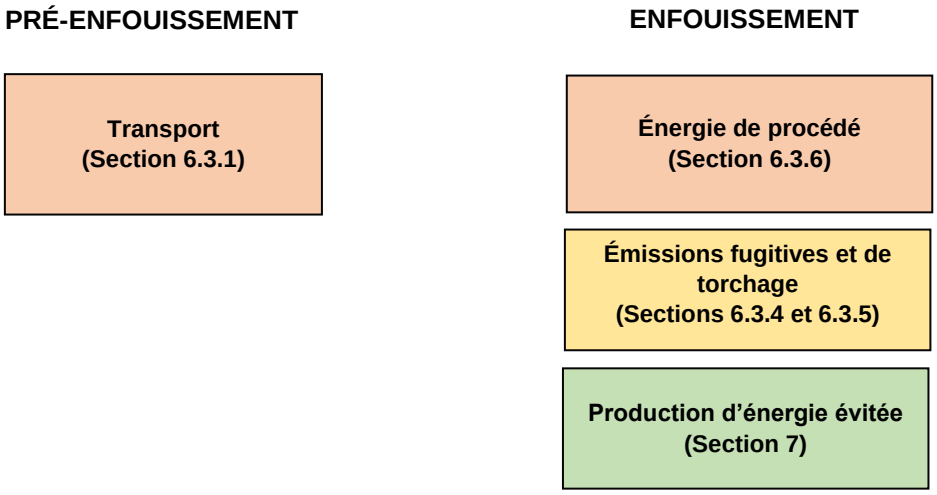
- Aucune (les gaz d'enfouissement sont brûlés à la torche);
- Les gaz d'enfouissement servent à produire de l'électricité qui est vendue au réseau;
- Le gaz naturel liquéfié est valorisé en gaz naturel renouvelable (GNR) de qualité pipeline;
- Les gaz d'enfouissement sont valorisés et comprimés sur place au gaz naturel comprimé (GNC), qui est utilisé pour remplacer le diesel;
- Le gaz d'enfouissement est utilisé comme combustible dans les chaudières spécialement conçues, réservées ou polycombustibles.

Distance de transport : Les utilisateurs de la Calculatrice peuvent entrer leur propre distance entre le point de collecte des déchets et le site d'enfouissement.

6.3. Facteurs d'émission et méthodes de calcul

Les sources de GES et les réductions pertinentes pour l'enfouissement des déchets organiques sont présentées à la Figure 4. Une description de la façon dont chaque source ou réduction de GES contribue à l'ensemble des facteurs d'émission de GES de l'enfouissement des déchets organiques est fournie dans les sections 6.3.1 à 6.3.7.

Figure 4 : Sources et réductions de GES pertinentes pour l'enfouissement des déchets organiques. Les boîtes jaunes indiquent les émissions directes de GES de l'installation, les boîtes orange indiquent les émissions liées à l'énergie (y compris les émissions de GES liées à la combustion et à la précombustion), et les boîtes vertes indiquent les émissions de GES évitées liées à l'énergie.



6.3.1. Transport

La collecte et le transport des déchets de l'emplacement source à un site d'enfouissement contribuent aux émissions de GES pour ce paramètre de gestion. La Calculatrice suppose le transport par véhicule diesel et applique un facteur d'émission de transport ou $1{,}31 \times 10^{-4}$ tonne d'éq. CO_2/tonne-km, tel que décrit à la section 2.4. Les utilisateurs de la Calculatrice peuvent entrer leur propre distance entre le point de collecte des déchets et le site d'enfouissement.

6.3.2. Production de méthane dans les sites d'enfouissement

Le méthane des gaz d'enfouissement représente la majorité des émissions de GES provenant de l'enfouissement des déchets organiques. Après l'élimination des déchets organiques dans un site d'enfouissement, les bactéries anaérobies dégradent les déchets en produisant du méthane et du dioxyde de carbone (CO_2). Les émissions de CO_2 générées par la décomposition des déchets organiques dans les sites d'enfouissement sont considérées comme des émissions biogéniques, car la décomposition est considérée comme faisant partie du cycle naturel du carbone, et ne sont donc pas incluses dans les estimations des émissions (ECCC, 20201b, p. 175). Le méthane est considéré comme une source anthropique (d'origine humaine) d'émissions de GES, car le rejet de méthane ne se produirait pas sans les conditions anaérobies créées par le site d'enfouissement.

Le modèle de dégradation de premier ordre (DPO) suppose que la production de méthane atteint un sommet une fois que les conditions anaérobies sont établies dans le site d'enfouissement (habituellement dans un délai d'un an). Le modèle de DPO suppose également que le taux de production de méthane des gaz d'enfouissement diminue de façon exponentielle avec le temps (désintégration de premier ordre) à mesure que les déchets organiques sont consommés par les bactéries. Les séries d'équations par étapes qui composent le modèle de DPO sont présentées à l'annexe A.2.

Les paramètres par défaut utilisés dans la Calculatrice pour le modèle de DPO ont été obtenus à partir du plus récent Rapport d'inventaire national (RIN) pour assurer la cohérence avec l'approche nationale de déclaration des GES du Canada. Les paramètres par défaut sont présentés au Tableau 19. La production de méthane est fortement touchée par le facteur de taux de dégradation (*k*) utilisé dans le modèle de DPO. Les valeurs *k* par défaut utilisées dans la Calculatrice sont propres à chaque matière et reflètent également la différence entre les conditions d'humidité dans les sites d'enfouissement dans les régions humides et sèches du pays. Les provinces et les territoires sont classés en valeurs *k* sèches et humides en fonction des taux de précipitations. Les régions sèches comprennent l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba, les Territoires du Nord-Ouest et le Yukon; les régions humides comprennent le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador, l'Île-du-Prince-Édouard et le Québec. La Colombie-Britannique, l'Ontario et le Nunavut ont des régions humides et sèches à l'intérieur de leurs limites. Entre les types de déchets, les valeurs k plus élevées reflètent les différents taux de dégradation des matériaux, les matières comme les aliments, les couches et les biosolides des eaux usées se dégradant plus rapidement que les autres types de déchets. Pour la catégorie des DSM mixtes, des valeurs provinciales et territoriales par défaut pour les déchets en vrac (par province et territoire) sont utilisées et varient selon la composition des déchets.

Tableau 19 : Paramètres du modèle de DPO propres au matériel.

	COD Fraction de carbone organique dégradable	COD_F fraction de COD susceptible de se décomposer	*k* Taux de dégradation
DSM mixtes	Moyenne pondérée calculée en fonction du profil provincial/territorial de caractérisation des déchets	0,5	Valeurs provinciales/territoriales par défaut pour les déchets en vrac
Déchets alimentaires	0,15	0,7	0,06 (sec), 0,185 (humide)
Papier	0,4	0,5	0,04 (sec), 0,06 (humide)
Résidus de jardin	0,2	0,7	0,05 (sec), 0,1 (humide)
Couches	0,24	0,5	0,06 (sec), 0,185 (humide)
Bois	0,43	0,1	0,02 (sec), 0,03 (humide)
Textile	0,24	0,5	0,04 (sec), 0,06 (humide)
Caoutchouc et cuir	0,39	0,1	0,01 (sec et humide)
Biosolides des eaux usées	0,74	0,5	0,06 (sec), 0,185 (humide)

Remarques :
Toutes les valeurs ont été extraites du Rapport d'inventaire national du Canada (ECCC, 2021b, pp. 167 à 168).

6.3.3. Récupération du méthane des sites d'enfouissement

Bien que la majorité des sites d'enfouissement au Canada n'aient pas de système de récupération des gaz d'enfouissement en place, l'inventaire des gaz d'enfouissement d'ECCC indique qu'environ 90 % des sites d'enfouissement ayant une capacité supérieure à 100 000 tonnes utilisent des systèmes de récupération des gaz d'enfouissement (ECCC, 2021a). Dans la Calculatrice, une efficacité de récupération des gaz d'enfouissement de 75 % est utilisée par défaut pour les sites d'enfouissement sans récupération d'énergie (torchage seulement) et une efficacité de récupération des gaz d'enfouissement de 85 % est utilisée pour les scénarios de récupération d'énergie. Ces gains d'efficacité par défaut en matière de récupération des gaz d'enfouissement tiennent compte du fait que, lorsque la production d'énergie est un objectif de l'exploitation du système de récupération des gaz d'enfouissement, les propriétaires de sites d'enfouissement sont plus susceptibles d'avoir ajouté des infrastructures pour maximiser les taux de captage du gaz. La Calculatrice applique un taux d'efficacité de capture de gaz d'enfouissement unique à toutes les années d'une analyse de modélisation.

6.3.4. Émissions par torchage

Lorsque les gaz d'enfouissement sont brûlés par torchage, une petite partie du méthane est émise sans être convertie en CO_2. Constituée d'hypothèses dans le RIN, la Calculatrice utilise une efficacité de torchage de 99,7 % pour calculer les émissions de méthane qui s'échappent de la torche de gaz d'enfouissement.

$$\text{Méthane émis par torchage}_t = [\sum CH_4 \text{ généré} \cdot (R_T)] \cdot (1 - f)$$

Où :

CH_4 émis par torchage$_T$	=	CH_4 émis par torchage des gaz d'enfouissement à l'année *T*	(tonnes)
R_T	=	Efficacité de récupération du CH_4 à l'année *T (précisée par l'utilisateur)*	(fraction)
f	=	Efficacité du torchage (valeur par défaut : 0,997)	(fraction)

6.3.5. Émissions fugitives de méthane des sites d'enfouissement

Les émissions fugitives de méthane par la couverture du site d'enfouissement sont proportionnelles à la quantité de méthane générée calculée dans le modèle de DPO et tiennent également compte de la quantité de méthane récupéré et d'un taux d'oxydation par défaut. Les émissions fugitives sont calculées comme suit :

$$\text{Émissions fugitives de méthane}_T = [\sum CH_4 \text{ généré}_T \cdot (1 - R_T)] \cdot (1 - OX)$$

Où :

T	=	Année de calcul (de 1 à 100; *T* = 1 pour l'année d'élimination des déchets)	(année)
CH_4 émis$_T$	=	CH_4 émis par les sites d'enfouissement au cours de l'année *T*	(tonnes)
CH_4 généré$_T$	=	CH_4 produit par les déchets organiques enfouis au cours de l'année *T*	(tonnes)
R_T	=	Efficacité de récupération du CH_4 au cours de l'année *T*	(fraction)
OX	=	Facteur d'oxydation (par défaut 0,1)	(fraction)

6.3.6. Énergie de procédé

Les besoins en électricité pour la collecte et le traitement du méthane des gaz d'enfouissement sont présentés dans le Tableau 20 pour cinq scénarios de récupération des gaz d'enfouissement. À tout le moins, des soufflantes sont nécessaires pour chacun des scénarios de récupération des gaz d'enfouissement afin de recueillir les gaz d'enfouissement. Dans le cas des systèmes à usage direct dans lesquels les gaz d'enfouissement sont utilisés directement comme substitut au gaz naturel, les gaz d'enfouissement doivent être déshydratés, pressurisés et transportés à l'utilisateur final, sur place ou à une distance allant jusqu'à 10 km (ECCC, 2013, p. 7-3). La valorisation du méthane des gaz d'enfouissement pour créer un combustible de haute qualité (« biogaz ») dont la valeur de chauffage est comparable à celle du gaz naturel exige l'élimination du dioxyde de carbone, de l'oxygène et de tout composé à l'état de traces qui pourrait être corrosif (ECCC, 2013, p. 7-6). Le biogaz valorisé doit ensuite être pressurisé et acheminé vers un pipeline, répondant aux conditions d'injection précisées par le service local de gaz.

Tableau 20 : Demande d'électricité pour la collecte et le traitement des gaz d'enfouissement pour divers scénarios de récupération.

Matériel/processus	Demande d'électricité [4] (kWh/m³ de gaz d'enfouissement)	
Soufflantes de collecte[1]	0,071	
Déshydratation et transport[2]	0,071	
Valorisation des gaz d'enfouissement et transport[3]	0,318	
Scénario de récupération	**Demande d'électricité**	**Demande totale d'électricité (kWh/m3 de gaz d'enfouissement)**
Collecte et torchage seulement	Soufflantes de collecte	0,071
Production d'électricité	Soufflantes de collecte	0,071
Usage direct	Soufflantes de collecte Déshydratation et transport	0,141
Substitut au gaz naturel ou diesel (sous forme de GNC)	Soufflantes de collecte Valorisation des gaz d'enfouissement et transport	0,388

Remarques :

(1) Valeur extraite de (EPA des É.-U., 2013, p. 26).
(2) Valeur extraite de (EPA des É.-U., 2013, p. 27).
(3) Valeur extraite de (EPA des É.-U., 2013, p. 29).
(4) Les valeurs ont été récupérées en kWh/pi³ et multipliées par 35,3147 pi³/m³ pour obtenir des unités de kWh/m³.

En se fondant sur ces valeurs de la demande d'électricité, on peut calculer les émissions de GES associées à la consommation d'électricité à partir de la quantité de méthane produite (production du modèle de DPO) et de l'intensité des émissions de GES du réseau d'électricité dans la province dans laquelle le site d'enfouissement est situé (décrite à la section 2.3.1). Pour les scénarios où les gaz d'enfouissement sont utilisés pour la production d'électricité, il n'y a pas d'émissions de GES calculées pour l'électricité du réseau. Dans ce cas, la quantité d'électricité du procédé est soustraite du potentiel brut de production d'électricité du gaz d'enfouissement pour calculer l'électricité nette livrée au réseau.

6.3.7. Récupération du méthane d'enfouissement pour la production d'énergie

Dans les sites d'enfouissement produisant suffisamment de méthane, le biogaz récupéré peut être utilisé pour produire de l'énergie sur place ou hors site. La production d'électricité au moyen du biogaz des sites d'enfouissement est l'application la plus courante au Canada. Les marchés émergents du gaz naturel renouvelable et du gaz naturel comprimé motivent les projets de ce genre. De plus, il existe des exemples d'utilisation directe de biogaz dans une installation voisine.

La quantité annuelle de méthane produit par les sites d'enfouissement est calculée à l'aide du modèle de DPO dans la Calculatrice. Lorsque la production d'énergie est sélectionnée par l'utilisateur, la Calculatrice applique une estimation d'efficacité de récupération de 85 % pour calculer une quantité de méthane récupéré dans les sites d'enfouissement.

Biogaz net (méthane) (m³) = production annuelle totale de biogaz (méthane) (m³) × efficacité de récupération (85 %)

À l'exception des scénarios de production d'électricité, la quantité totale de biogaz (méthane) récupéré dans les sites d'enfouissement est utilisée pour calculer une quantité équivalente d'énergie qui est remplacée par l'utilisation de biogaz – soit le gaz naturel ou le diesel. La méthode de calcul des

réductions d’émissions de GES associées au déplacement de l’utilisation de ces sources d’énergie classiques est décrite à la section 7.

7. Remplacement de l'énergie classique

La méthode de calcul des réductions des émissions de GES associées au remplacement des sources d'énergie classiques par du biogaz récupéré des installations de digestion anaérobie est présentée ci-dessous. Les calculs suivants se fondent sur les valeurs fournies au Tableau 5 et les facteurs d'émission de GES pour différents types d'énergie de la section 2.4. Chaque section décrit comment une quantité excédentaire de méthane est convertie en une quantité d'émissions de GES évitées grâce à l'utilisation de combustibles ou d'énergie produits à partir de biogaz. Une petite quantité d'émissions liées aux procédés est également produite lorsque le biogaz est converti en d'autres formes d'énergie. Celles-ci sont décrites à la section 3.4.3 et sont prises en compte dans la catégorie « Émissions fugitives de procédés et émissions de torchage » du résultat de la Calculatrice.

La Calculatrice offre la possibilité de calculer l'incidence sur les GES du remplacement des sources d'énergie classiques par de l'énergie dérivée du biogaz, notamment :

- Électricité évitée : Les moteurs à combustion interne servent à produire de l'électricité en utilisant du biogaz comme combustible. L'électricité produite peut remplacer l'électricité du réseau. L'incidence des émissions de GES du réseau électrique évité est fondée sur l'intensité des émissions de GES électriques de la province où se trouve l'installation de digestion.
- Gaz naturel évité (pipeline) : Le biogaz peut être valorisé en GNR, en remplacement du gaz naturel classique à base de combustibles fossiles.
- Gaz naturel évité (utilisation directe) : Le biogaz peut être consommé directement par les installations industrielles situées à proximité de l'installation de digestion, en remplacement du gaz naturel.
- Diesel évité : Le biogaz peut être valorisé et comprimé au GNC, ce qui peut déplace l'utilisation du carburant diesel dans les véhicules.

La quantité de biogaz disponible pour remplacer les sources d'énergie classiques est calculée en soustrayant la quantité de méthane nécessaire pour répondre à la demande d'énergie sur place du méthane net disponible dans le biogaz produit.

7.1. Électricité du réseau électrique

Les réductions de GES découlant du remplacement du réseau électrique dépendent de la quantité de CH_4 disponible dans les installations de DA et les sites d'enfouissement, ainsi que de l'efficacité des moteurs à combustion interne utilisés pour produire de l'électricité. La quantité de méthane excédentaire est convertie en quantité d'électricité et, en combinaison avec l'intensité en CO_2 du réseau électrique provincial/territorial (Section 2.4, Tableau 5), fournit les réductions de GES découlant du remplacement de l'électricité du réseau :

GES évités en remplaçant l'électricité du réseau (tonnes d'éq. CO_2) = (méthane excédentaire – émanations de méthane) × potentiel de production d'électricité (kWh d'électricité par m^3 de méthane) × intensité de GES du réseau électrique (tonnes d'éq. CO_2/kWh)

Où :
Le méthane excédentaire (m^3) est fourni dans le tableau 8 pour chaque déchet et pour les procédés de DA par voie humide ou sèche
Émanations de méthane = 1,89 % du méthane excédentaire
Potentiel de production d'électricité = 2,96 kWh/m^3 de méthane (calculé à la section 3.4.4)
Intensité des GES du réseau électrique, pour chaque province et territoire (calculée à la section 2.4).

7.2. Gaz naturel de pipeline

Le méthane provenant de la valorisation du biogaz provenant de la DA ou récupéré dans les sites d'enfouissement peut être utilisé à la place du gaz naturel classique. La réduction des GES découlant du remplacement du gaz naturel de pipeline dépend de la quantité de CH_4 disponible dans le cadre du procédé de DA ainsi que de l'efficacité associée à la valorisation du biogaz en gaz naturel renouvelable (GNR). Une étude antérieure qui analysait la faisabilité de l'utilisation du biogaz comme source de carburant pour les véhicules a estimé que l'efficacité de la valorisation était de 94 % (Argonne, 2011, p. 17). Cela signifie que seulement 94 % du méthane contenu dans le biogaz produit peut être utilisé comme gaz naturel renouvelable. De plus, 2 % du CH_4 valorisé est perdu sous forme d'émissions fugitives à la suite du processus de valorisation (Argonne, 2011, p. 15). Les émissions de GES évitées associées à l'utilisation du biogaz (méthane) pour remplacer le gaz naturel de pipeline sont calculées comme suit dans l'outil :

GES évités en remplaçant le gaz naturel (pipeline) (tonnes d'éq. CO_2) =

[Biogaz excédentaire (méthane) (m^3) × (1- émanations de méthane [%]) × efficacité de la valorisation (%) × contenu énergétique du biogaz (méthane) (BTU/m^3 méthane) ÷ contenu énergétique du GN (BTU/m^3 GN] × intensité en GES du GN (tonnes d'éq. CO_2/m^3 GN)

Où :
Le méthane excédentaire [m^3] est fourni dans le tableau 8 pour chaque déchet et pour les procédés de DA par voie humide ou sèche
Émanations de méthane = 2 % [Argonne, 2011, p. 15]
Efficacité de la transformation = 94 % [Argonne, 2011, p. 15]
Contenu énergétique du biogaz (méthane) = 35 738 BTU/m^3 de méthane
Contenu énergétique du gaz naturel = 35 300 BTU/m^3 GN
Intensité des GES du GN = 2,464 kg d'éq. CO_2/m^3 de GN calculé à la section 2.4.

7.3. Utilisation directe du biogaz

À peu près n'importe quelle chaudière commerciale ou industrielle peut être adaptée pour brûler du biogaz, seul ou en combinaison avec du gaz naturel ou du mazout (EPA des É.-U., s.d.). Dans la Calculatrice, on suppose que le biogaz remplace le gaz naturel classique dans une chaudière commerciale. Le méthane contenu dans le biogaz a une valeur énergétique équivalente à celle du gaz naturel classique. Les réductions des émissions de GES associées à l'utilisation directe du biogaz (méthane) sont calculées comme suit :

GES évités en remplaçant le gaz naturel de pipeline (utilisation directe) (tonnes d'éq. CO_2) =

[Biogaz excédentaire (méthane) (m^3) × contenu énergétique du biogaz (méthane) (BTU/m^3 méthane) ÷ contenu énergétique du GN (BTU/m^3 de GN) × intensité de GES du GN (tonnes d'éq. CO_2/m^3 de GN)]

Où :
Le méthane excédentaire (m^3) est fourni dans le tableau 8 pour chaque déchet et pour les procédés de DA par voie humide ou sèche
Contenu énergétique du biogaz (méthane) = 35 738 BTU/m^3 de méthane
Contenu énergétique du gaz naturel = 35 300 BTU/m^3 GN
L'intensité des GES du GN, pour chaque province et territoire, a été calculée à la section 2.4.

7.4. Diesel pour véhicules

Le biogaz peut être utilisé pour produire du gaz naturel comprimé (GNC) afin de remplacer l'utilisation de combustibles fossiles dans les véhicules. Un nombre croissant de municipalités tirent parti du GNC comme source de carburant pour leurs parcs de véhicules (p. ex., véhicules de collecte des déchets, autobus de transport en commun). Dans la Calculatrice, le biogaz est valorisé et comprimé sur place et on suppose qu'il remplace le diesel dans les véhicules.

Afin de déterminer la réduction des émissions de GES associée au remplacement du diesel automobile, la Calculatrice convertit la quantité de GNC produite à partir de biogaz et la quantité équivalente de diesel en fonction du contenu énergétique. Cette valeur est multipliée par l'intensité des GES du diesel pour véhicules (voir la section 2.3.1) afin de quantifier les émissions de GES évitées. La quantité de GNC produite à partir de biogaz dépend de facteurs comme le procédé de transformation du biogaz et l'efficacité de la compression.

Quantité de diesel évitée (L) = quantité de méthane dans le GNC (m^3) produit × contenu énergétique du biogaz (méthane) (BTU/m^3 de méthane) ÷ contenu énergétique du diesel (BTU/L)

Où :
Le méthane excédentaire (m^3) est fourni dans le tableau 8 pour chaque déchet et pour les procédés de DA par voie humide ou sèche
Quantité de méthane dans le GNC produit = biogaz excédentaire (méthane) (m^3) × (1- émanations de méthane pendant le traitement [%]) × Efficacité de la valorisation (%) x Efficacité de la compression (%)
- Émanations de méthane pendant le traitement = 2 % (Argonne, 2011, p. 15)
- Efficacité de la valorisation = 94 % (Argonne, 2011, p. 15)
- Efficacité de la compression = 97 % (Argonne, 2011, p. 15)

Contenu énergétique du biogaz (méthane) = 35 738 BTU/m^3 de méthane
Contenu énergétique du diesel = 36 292 BTU/L

Pour tenir compte des différences entre les émissions de GNC et de combustion de diesel (qui sont prises en compte dans le calcul de l'intensité des GES à la section 2.3.1), on calcule une réduction nette des émissions qui comprend le GNC fugitif qui est émis pendant le ravitaillement et les fuites du tuyau d'échappement en raison d'une combustion incomplète. Le facteur net de réduction des émissions de GES associé au remplacement du diesel des véhicules par du GNC est ensuite déterminé comme suit :

GES évités par le remplacement du diesel pour véhicules = (quantité de diesel évitée [L] × intensité de GES du diesel [tonnes d'éq. CO_2/L de diesel]) – (quantité de méthane utilisée dans le GNC × émanations de méthane pendant le ravitaillement et la combustion [%])

Où :
La quantité de diesel évitée est calculée ci-dessus.
L'intensité des GES du diesel a été calculée dans la section 2.4
Émanations de méthane pendant le ravitaillement et la combustion = 0,55 %
Intensité des GES du diesel = 3,663 kg d'équivalent CO_2/L de diesel

8. **Références**

AET. (2020). *Methodology Report. Organic Waste GHG Calculator.* Rapport préparé pour Environnement et Changement climatique Canada.

[AIE] Agence internationale de l'énergie. (2017). *Methane emissions from biogas plants: Methods for measurement, results and effect on greenhouse gas balance of electricity produced*. Extrait de : https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2018/01/Methane-Emission_web_end_small.pdf

Argonne National Laboratory. (2011). *Waste-to-wheel analysis of anaerobic-digestion-based renewable natural gas pathways with the GREET model*. Rapport préparé pour le département de l'Énergie des États-Unis. https://www.osti.gov/biblio/1036091

[ACB] Association canadienne du biogaz. (2020). *Biogas projects in Canada*. https://biogasassociation.ca/about_biogas/projects_canada

Biocycle. (2015). *Toronto expands anaerobic digestion of source separated organics*. https://www.biocycle.net/toronto-expands-anaerobic-digestion-of-source-separated-organics/

[CARB] California Air Resources Board. (2012). *Proposed low carbon fuel standard (LCFS) pathway for the production of biomethane from high solids anaerobic digestion (HSAD) of organic (food and green) wastes*. https://impactbioenergy.com/wp-content/uploads/2017/01/CA-ARB-standard-evaluation-biomethane.pdf

Colón, J., Ruggieri, L., Sánchez, A., González, A., & Puig, I. (2011). Possibilities of composting disposable diapers with municipal solid wastes. *Waste Management & Research, 29*(3), 249-259. doi: 10.1177/0734242X10364 684. https://www.researchgate.net/publication/43226690_Possibilities_of_composting_disposable_diapers_ with_municipal_solid_wastes

[CCC] Conseil canadien du compost. (2015). *Evaluation of greenbin derived municipal compost to improve soil health on agricultural cropland*. http://www.ontariosoilcrop.org/wp-content/uploads/2016/02/ V12-2015CrpAdv_Gen11_Evaluation-of-Greenbin-Derived-Municipal-Compost-to-Improve-Soil-Health-on-Ag-Land.pdf

Damgaard, A. et Barlaz, M. (s.d.). *Waste to energy*. Présentation donnée à la NC State University. https://people.engr.ncsu.edu/barlaz/Lectures/22wtepart1.pdf

EarthShift. (2020). *Méthodologie pour les filières de combustibles fossiles et les intensités en carbone de base.* Rapport inédit présenté à Environnement et Changement climatique Canada. http://publications.gc.ca/collections/collection_2020/eccc/En4-418-2020-fra.pdf

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. (2009). *Calculatrice de gaz à effet de serre pour la gestion des déchets.* Fichier Excel. https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/gestion-reduction-dechets/solides-municipaux/gaz-effet-serre/calculatrice.html

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. (2013). *Document technique sur la gestion des matières organiques municipales.* https://www.ec.gc.ca/gdd-mw/3E8CF6C7-F214-4BA2-A1A3-163978EE9D6E/13-047-ID-458-PDF_accessible_FRA_R2-reduced%20size.pdf

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. (2019). *Rapport d'inventaire national 1990-2017 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada*, Partie 2. Gatineau, Québec : Division des inventaires et rapports sur les polluants (DIRP).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. (2020a). *Rapport national sur caractérisation des déchets : Composition des déchets solides résiduels municipaux au Canada.* Gatineau, Québec : Division de la réduction et de la gestion des déchets (DRGD)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. (2020b). *Rapport d'inventaire national 1990-2018 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada*, Partie 2. Gatineau, Québec : Division des inventaires et rapports sur les polluants (DIRP).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. (2020c). *Méthode du modèle ACV des combustibles.* Gatineau, Québec. http://publications.gc.ca/collections/collection_2020/eccc/En4-418-2020-fra.pdf

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. (2021a). *Rapport sommaire sur l'inventaire des gaz d'enfouissement*, inédit.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. (2021b). *Rapport d'inventaire national 1990-2019 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada*, Partie 2. Gatineau, Québec : Division des inventaires et rapports sur les polluants (DIRP).

[EIA des É.-U.] Energy Information Administration des États-Unis. (2020). *Biomass explained: Waste-to-energy (municipal solid waste)*. https://www.eia.gov/energyexplained/biomass/waste-to-energy.php

[EPA des É.-U.] Environment Protection Agency des États-Unis. (s.d.) *Adapting boilers to utilize landfill gas: An environmentally and economically beneficial opportunity.* https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-07/documents/boilers.pdf

[EPA des É.-U.] Environment Protection Agency des États-Unis. (1995). *Compilation of air pollutant emission factors*. 5th Edition. Vol. 1, Chapter 2.2, Sewage Sludge Incineration. https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-fifth-edition-volume-i-chapter-2-solid-waste-0

[EPA des É.-U.] Environment Protection Agency des États-Unis. (2016). *Landfill gas energy cost model (LFGcost-Web) user's manual* (version 3.1). https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-08/documents/lfgcost_webv3.3usersmanual_aug2019.pdf

[EPA des É.-U.] Environment Protection Agency des États-Unis. (2019). *Documentation for Greenhouse Gas Emission and Energy Factors Used in the Waste Reduction Model (WARM): Management Practices Chapters*. Révisé en octobre 2019. https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-10/documents/warm_v15_management_practices_updated_10-08-2019.pdf

[EREF] Environmental Research and Education Foundation. (2021). *State of the Practice of Organic Waste Management and Collection in Canada*, inédit.

[GIEC] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. (2006a). Chapitre 4 : Biological treatment of solid waste. Dans S. Eggelston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe (dir.), *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories* (vol. 5). Hayama, Japon : Institute for Global Environmental Strategies (IGES).

[GIEC] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. (2006b). Chapitre 5 : Incineration and open burning of waste. Dans S. Eggelston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe (dir.), *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories* (vol. 5). Hayama, Japon : Institute for Global Environmental Strategies (IGES).

Hill, R.C., Burrows, C.F., Ellison, G.W., Finke, M.D., Huntington, J.L. et Bauer, J.E. (2011). Water content of faeces is higher in the afternoon than in the morning in morning-fed dogs fed diets containing texturised vegetable protein from soya. *British Journal of Nutrition, 106*, S202-S205. doi : 10.1017/S0007114511000833. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22005429/

ICF Consulting. (2005). *Détermination de l'incidence des activités de gestion des déchets sur les émissions de gaz à effet de serre : Bilan 2005*. Préparé pour Environnement et Changement climatique Canada.

Johnke, B. (1999). *Emissions from waste incineration*. Document de synthèse sollicité pour Expert meeting on good practice in inventory preparation: Emissions from waste. IPCC/OECD/IEA National Greenhouse Gas Inventories Programme. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_3_Waste_Incineration.pdf

Kelleher Environmental. (2013). *Pre-feasibility study on anaerobic digestion: Final report*. Rapport préparé pour la région de Durham. https://www.durham.ca/fr/living-here/resources/Documents/GarbageandRecycling/Anaerobic-Digestion-/Technical-Reports/Kelleher_Robins-Durham-AD-Final-29Nov2013-Clean.pdf

[MAACB] Ministère de l'agriculture et de l'alimentation de la Colombie-Britannique. (1996). *Composting factsheet.* Order No. 382.500-2. Abbotsford, BC: Direction de la gestion des ressources, MAACB. https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/agriculture-and-seafood/farm-management/structures-and-mechanization/300-series/382500-2_the_composting_process.pdf

Nemiroff, L. et Patterson, J. (2007). Design, testing and implementation of a large-scale urban dog waste composting program. *Compost Science & Utilization, 15(4)*, 237-242. http://whitelab.biology.dal.ca/ln/PDFs/dog_waste_final.pdf

Nunes, L., Godina, R., Matias, J. et Catalão, J. (2017). Economic and environmental benefits of using textile waste for the production of thermal energy. Journal of Cleaner Production, 171, 1353-1360. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.10.154

Statistique Canada. (2019). *Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada (Préliminaire 2017)*. https://www150.statcan.gc.ca/n1/en/pub/57-003-x/57-003-x2019002-fra.pdf?st=FBeCfHUM

SYLVIS. (2009a). *Le modèle d'évaluation des émissions associées aux biosolides (MEEB) : Une méthode pour déterminer les émissions de gaz à effet de serre issues de la gestion des biosolides au Canada*. https://www.ccme.ca/files/ Resources/waste/biosolids/beam_final_report_1432.pdf

SYLVIS. (2009a). *Modèle d'évaluation des émissions associées aux biosolides (MEEB)*. Version 1.1. Fichier Excel. https://ccme.ca/fr/res/beam_fr_revised_version_1.1.xls

Annexe A : Équations et méthodes de calcul

A.1 Digestion anaérobie – Comptabilisation du carbone, de l'azote et du phosphore

A.1.1 Digestion anaérobie et maturation

Après la digestion anaérobie (DA), le digestat subit une décomposition continue pendant la maturation (le cas échéant) et après l'épandage sur le sol (au moyen de processus biogéochimiques). Cette décomposition est associée à des émissions fugitives qui doivent être prises en compte par la Calculatrice. Afin de calculer les facteurs d'émission de GES fugitifs post-digestion (Section 3.4.5, Tableau 7), le carbone et l'azote ont été suivis tout au long de la digestion et de la post-digestion pour chaque type de matière, en appliquant des hypothèses de perte conformes aux modèles WARM et MEEB. Le texte suivant décrit ce processus pour un type de matière, les déchets alimentaires.

Données d'entrée du digesteur

Les caractéristiques des déchets alimentaires avant la digestion ont été extraites de WARM (EPA des É.-U., 2019, p. 3-3, pièce 3-2) et sont résumées dans le Tableau 21, ci-dessous :

Tableau 21 : Caractéristiques des déchets alimentaires avant la digestion anaérobie

Paramètre (1)		Pourcentage (%)	Masse (2) (en tonnes)
Teneur en eau	(masse d'eau/masse totale)	72,2	722
Teneur en matières solides	(masse des solides/masse totale)	27,8	278
Teneur en carbone	(masse de carbone/masse sèche)	49,5	138
Teneur en azote	(masse d'azote/masse sèche)	3,8	10,6
Teneur en phosphore	(masse de phosphore/masse sèche)	0,51	1,4

Remarques :

(1) Les valeurs en pourcentage ont été extraites de WARM (EPA des É.-U., 2019, p. 3-3, pièce 3-2).

(2) La masse a été déterminée à partir de 1 000 tonnes de déchets alimentaires humides.

Durant la digestion anaérobie

Pendant la DA, les déchets alimentaires se décomposent de façon anaérobie, produisant du biogaz (composé de méthane [CH_4] et de dioxyde de carbone [CO_2]) et décomposant l'azote. Les valeurs publiées pour le potentiel de production de méthane ont été utilisées pour déterminer la quantité de biogaz, de CH_4 et de CO_2 générée pendant la DA. On a supposé que 8 % de l'azote initialement présent était perdu pendant la DA (EPA des É.-U., 2019, p. 3-4 à 3-5, pièce 3-4). Ces changements sont résumés au Tableau 22 ci-dessous.

Tableau 22 : Caractéristiques des déchets alimentaires après digestion anaérobie

Paramètre	Valeur	Unités
Potentiel de production de CH_4(1)	92	m^3 CH_4/tonne de déchets humides
Rendement en CH_4 pendant la DA	92 324	m^3 de CH_4
Masse de C perdue sous forme de CH_4(2)	45 331	kg de C comme CH_4
Masse de C perdue sous forme de CO_2(2)	24 530	kg de C sous forme de CO_2
Total de C perdu pendant la DA	69 861	kg de C sous forme de CH_4 ou CO_2
Carbone restant après la DA	68	tonnes de carbone
Azote perdu pendant la DA(3)	0,845	tonnes d'azote
Azote restant après la DA	9,719	tonnes d'azote
Perte de phosphore pendant la DA(4)	0	tonnes de phosphore
Phosphore restant après la DA	1,418	tonnes de phosphore

Remarques :

(1) Basé sur un potentiel de production de 369 m^3/tonne sèche de CH_4, une teneur en humidité de 72,2 % et un pourcentage maximal de 90 % du potentiel de production de CH_4 (EPA des É.-U., 2019, p. 3-3, figure 3-2), ainsi qu'une masse volumique de CH_4 de 0,6557 kg/m^3 de CH_4.

(2) Voir les détails du calcul ci-dessous.

(3) En supposant que 8 % de l'azote initialement présent est perdu pendant la DA (EPA des É.-U., 2019, p. 3-4 à 3-5, pièce 3-4).

(4) En supposant qu'aucun phosphore n'est perdu pendant la DA.

La masse de carbone (C) perdu sous forme de CH_4 est calculée en fonction de la masse initiale de déchets alimentaires humides (1 000 tonnes), du potentiel de production de CH_4 (92 m^3 de CH_4/tonne de déchets humides), de la masse volumique de CH_4 (0,6557 kg/m^3 de CH_4) et du rapport de masse entre le C et le CH_4 (0,75) :

Masse de C perdu sous forme de CH_4 [kg de C sous forme de CH_4] = Masse initiale de déchets alimentaires humides [tonnes de déchets alimentaires humides] x Potentiel de production de CH_4 [m^3 de CH_4/tonne de déchets humides] x Masse volumique de CH_4 [kg/m^3 de CH_4] x Rapport de masse entre le C et le CH_4 [masse de C/masse de CH_4]

Masse de C perdu sous forme de CH_4 [kg de C sous forme de CH_4] = 1 000 [tonnes de déchets alimentaires humides] x 92 [m^3 de CH_4/tonne de déchets humides] x 0,6557 [kg/m^3 de CH_4] x 0,75 [masse de C/masse de CH_4]

Masse de C perdu sous forme de CH_4 [kg de C sous forme de CH_4] = 45 331 [kg de C sous forme de CH_4]

La masse de carbone (C) perdu sous forme de CO_2 est calculée en fonction du rendement en CH_4 pendant la DA (92 324 m^3 de CH_4), de la fraction de CH_4 et de CO_2 dans le biogaz (65 % et 35 %, respectivement), de la masse volumique de CO_2 (1 808 kg/m^3 de CO2) et du rapport de masse entre le C et le CO_2 (0,27) :

$$\text{Masse de C perdu sous forme de } CO_2 \text{ [kg de C sous forme de } CO_2\text{]} = \frac{\text{Rendement en } CH_4 \text{ pendant la DA [m}^3 \text{ de } CH_4\text{]}}{\text{Fraction de } CH_4 \text{ dans le biogaz [unités de } CH_4\text{/ unités de biogaz]}} \times \text{Fraction de } CO_2 \text{ dans le biogaz [unités de } CO_2\text{/unités de biogaz]} \times \text{Masse volumique de } CO_2 \text{ [kg/m}^3 \text{ de } CO_2\text{]} \times \text{Rapport de masse entre le C et le } CO_2 \text{ [masse de C/masse de } CO_2\text{]}$$

$$\text{Masse de C perdu sous forme de } CO_2 \text{ [kg de C sous forme de } CO_2\text{]} = \frac{92\,324 \text{ [m}^3 \text{ de } CH_4\text{]}}{0{,}65 \text{ [unités de } CH_4\text{/ unités de biogaz]}} \times 0{,}35 \text{ [unités de } CO_2\text{/unités de biogaz]} \times 1{,}808 \text{ [kg/m}^3 \text{ de } CO_2\text{]} \times 0{,}27 \text{ [masse de C/masse de } CO_2\text{]}$$

$$\text{Masse de C perdu sous forme de } CO_2 \text{ [kg de C sous forme de } CO_2\text{]} = 24\,530 \text{ [kg de C sous forme de } CO_2\text{]}$$

Ces deux valeurs sont additionnées pour obtenir le total de C perdu pendant la DA (69 861), qui est nécessaire pour déterminer la quantité de CH_4 émise pendant la maturation.

Pendant la maturation

Pendant la maturation, le digestat continue de subir des changements biochimiques, générant du CH_4 et de l'oxyde nitreux (N_2O). Les valeurs suivantes (EPA des É.-U., 2019, p. 3-6, pièce 3-8) ont été utilisées pour déterminer l'incidence de la maturation sur les GES :

- Azote perdu pendant la maturation : 38,5 %
- Pourcentage d'azote restant sous forme de N_2O : 1 %
- Carbone perdu pendant la maturation : 58 %
- Pourcentage de carbone perdu sous forme de CH_4 : 1,3 %

Ces changements sont résumés au Tableau 23 ci-dessous.

Tableau 23 : Caractéristiques du digestat des déchets alimentaires après maturation

Paramètre	Valeur	Unités
C total perdu pendant la maturation	39,29	tonnes de carbone
CH_4 libéré pendant la maturation(1)	0,68	tonnes de CH_4
Émissions de CH_4(2)	17,05	tonnes d'éq. CO_2
Carbone restant après maturation	28,5	tonnes de carbone
Azote perdu pendant la maturation	3,74	tonnes d'azote
N_2O libéré pendant la maturation(1)	0,06	Tonnes de N_2O
Émissions de N_2O(3)	17,52	tonnes d'éq. CO_2
Azote restant après maturation	6,0	tonnes d'azote
Émissions totales rejetées pendant la maturation	35	tonnes d'éq. CO_2
Perte de phosphore pendant la maturation(4)	0	tonnes de phosphore
Phosphore restant après la maturation	1,418	tonnes de phosphore

Remarques :

(1) Voir les détails du calcul ci-dessous.

(2) En supposant que le potentiel de réchauffement planétaire (PRP) du CH_4 est 28 fois supérieur à celui du CO_2.

(3) En supposant que le potentiel de réchauffement planétaire (PRP) du N_2O est de 265 fois supérieur à celui du CO_2.

(4) En supposant qu'aucun phosphore n'est perdu pendant la maturation.

La masse de CH_4 émise pendant la maturation est calculée en fonction de la masse de carbone perdue pendant la maturation (39 tonnes), du pourcentage de carbone perdu en CH_4 (1,3 %) et du rapport de masse entre le C et le CH_4 (0,75) :

Masse de CH_4 émise pendant la maturation [tonnes de CH_4]	=	Masse de C Perdue pendant la maturation [tonnes de C]	x	Pourcentage de C perdue en CH_4 [1,3%]	x	Rapport de masse entre le C et le CH_4 [masse de C/masse de CH_4]
Masse de CH_4 émise pendant la maturation [tonnes de CH_4]	=	39,29 [tonnes de C]	x	0,013 [1,3%]	x	0,75 [masse de C/masse de CH_4]
Masse de CH_4 émise pendant la maturation [tonnes de CH_4]	=	0,68 [tonnes de CH_4]				

De même, la masse de N_2O émise pendant la maturation est calculée en fonction de la masse d'azote perdue pendant la maturation (3,74 tonnes), du pourcentage d'azote perdu sous forme de N_2O (1 %) et du rapport de masse N sur N_2O (0,64).

A.1.2 Émissions de N_2O après l'épandage de digestat sur le sol

En raison des procédés biogéochimiques, du N_2O supplémentaire est émis après l'épandage du digestat sur le sol. Ces émissions sont calculées à l'aide de la méthode MEEB (SYLVIS, 2009a, p. 168 à 169), y compris la formule suivante :

$$N_2O \text{ émise après l'application du digestat sur les terres [tonnes de } N_2O] = \text{Teneur en N du digestat [masse de N/masse de solides]} \times \text{Rapport de masse entre le } N_2O \text{ et le N [masse de } N_2O\text{/masse de N]} \times \left(\text{Fraction du digestate appliqué sur des sols à texture fine [\%]} \times \text{Fraction de N émise sous forme de } N_2O \text{ pour les sols à texture fine [unites de N sous forme de } N_2O\text{/unites de N]} + \text{Fraction du digestate appliqué sur des sols à texture grossière [\%]} \times \text{Fraction de N émise sous forme de } N_2O \text{ pour les sols à texture grossière [unites de N sous forme de } N_2O\text{/unites de N]} \right)$$

On suppose que 50 % du digestat est appliqué sur des sols à texture fine et 50 % sur des sols à texture grossière. La fraction d'azote (N) émise sous forme de N_2O est de 2,3 % pour les sols à texture fine et de 0,5 % pour les sols à texture grossière (SYLVIS, 2009a, p. 169). Le rapport de masse N_2O-N est de 1,57. Par exemple, les déchets alimentaires qui ont été digérés et qui ont subi une maturation sont associés à 0,131 tonne de N_2O après l'application du digestat sur les terres :

$$N_2O \text{ émise après l'application du digestat sur les terres [tonnes de } N_2O] = \text{Teneur en N du digestat [masse de N/masse de solides]} \times \text{Rapport de masse entre le } N_2O \text{ et le N [masse de } N_2O\text{/masse de N]} \times \left(\text{Fraction du digestate appliqué sur des sols à texture fine [\%]} \times \text{Fraction de N émise sous forme de } N_2O \text{ pour les sols à texture fine [unites de N sous forme de } N_2O\text{/unites de N]} + \text{Fraction du digestate appliqué sur des sols à texture grossière [\%]} \times \text{Fraction de N émise sous forme de } N_2O \text{ pour les sols à texture grossière [unites de N sous forme de } N_2O\text{/unites de N]} \right)$$

$$N_2O \text{ émise après l'application du digestat sur les terres [tonnes de } N_2O] = 5{,}98 \text{ [masse de N/masse de solides]} \times 1{,}57 \text{ [masse de } N_2O\text{/masse de N]} \times \left(0{,}5 \times 0{,}023 \text{ [unites de N sous forme de } N_2O\text{/unites de N]} + 0{,}5 \times 0{,}005 \text{ [unites de N sous forme de } N_2O\text{/unites de N]} \right)$$

$$N_2O \text{ émise après l'application du digestat sur les terres [tonnes de } N_2O] = 0{,}131 \text{ [tonnes de } N_2O]$$

Cette valeur est combinée aux émissions associées à la maturation (CH_4 et N_2O, voir Tableau 23), et la somme est convertie en unités de tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets humides initiaux. La Calculatrice désigne la phase de maturation et d'épandage de la digestion anaérobie comme la « gestion du

digestat ». Par exemple, les déchets alimentaires qui ont été digérés et qui ont subi une maturation, et le digestat appliqué sur le sol, sont associés à 0,074 tonne d'éq. CO_2/tonne de déchets humides initiaux pendant la gestion du digestat :

$$\text{Émissions de GES liées à la gestion du digestat [tonnes d'éq. } CO_2\text{]} = \text{CH}_4 \text{ émise pendant la maturation [tonnes de } CH_4\text{]} \times \text{PRG du } CH_4 \text{ [unités d'éq. } CO_2\text{/ unite de } CH_4\text{]} + \left(\text{N}_2\text{O émise pendant la maturation [tonnes de } N_2O\text{]} + \text{N}_2\text{O émise après l'application du digestat sur les terres [tonnes de } N_2O\text{]}\right) \times \text{PRG du } N_2O \text{ [unités d'éq. } CO_2\text{/ unite de } N_2O\text{]}$$

$$\text{Émissions de GES liées à la gestion du digestat [tonnes d'éq. } CO_2\text{]} = 0{,}682 \text{ [tonnes de } CH_4\text{]} \times 25 \text{ [unités d'éq. } CO_2\text{/ unite de } CH_4\text{]} + \left(0{,}059 \text{ [tonnes de } N_2O\text{]} + 0{,}131 \text{ [tonnes de } N_2O\text{]}\right) \times 298 \text{ [unités d'éq. } CO_2\text{/ unite de } N_2O\text{]}$$

$$\text{Émissions de GES liées à la gestion du digestat [tonnes d'éq. } CO_2\text{/tonne de déchets humides initiaux]} = \frac{73{,}8 \text{ [tonnes d'éq. } CO_2\text{]}}{1\,000 \text{ [tonnes de déchets humides initiaux]}} = 0{,}074 \text{ [tonnes d'éq. } CO_2\text{/tonne de déchets humides initiaux]}$$

Les valeurs propres à la matière sont résumées dans la section 3.4.5, Tableau 7.

A.1.3 Production d'engrais évitée

Les crédits compensatoires d'émissions de GES pour l'azote (N) et le phosphore (P) sont tirés des documents sur le WARM de l'EPA (EPA des É.-U., 2019, p. 3-8, pièce 3-11) :

$$\text{Crédits compensatoires d'émissions de GES pour l'azote [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de N appliqué]} = \text{Nutriment minéral équivalent d'azote [kg de N compensée/kg de N appliqué]} \times \text{Intensité GES des engrais azotés [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de N compensée]}$$

$$\text{Crédits compensatoires d'émissions de GES pour l'azote [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de N appliqué]} = 0{,}4 \text{ [kg de N compensée/kg de N appliqué]} \times 8{,}9 \text{ [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de N compensée]}$$

$$\text{Crédits compensatoires d'émissions de GES pour l'azote [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de N appliqué]} = 3{,}6 \text{ [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de N appliqué]}$$

De même pour le phosphore :

$$\text{Crédits compensatoires d'émissions de GES pour le phosphore [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de P appliqué]} = \text{Nutriment minéral équivalent du phosphore [kg de P compensée/kg de P appliqué]} \times \text{Intensité GES des engrais phophorés [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de P compensée]}$$

$$\text{Crédits compensatoires d'émissions de GES pour le phosphore [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de P appliqué]} = 1 \text{ [kg de P compensée/kg de P appliqué]} \times 1{,}8 \text{ [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de P compensée]}$$

$$\text{Crédits compensatoires d'émissions de GES pour le phosphore [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de P appliqué]} = 1{,}8 \text{ [kg d'éq. } CO_2\text{/kg de P appliqué]}$$

Ces valeurs ont été multipliées par la quantité d'azote et de phosphore restant dans le digestat (ou compost si le digestat a subi une maturation; voir section 3.4.5, Tableau 8) pour déterminer la réduction des émissions de GES associée à la compensation des engrais inorganiques avec les déchets organiques. Par exemple, les déchets alimentaires qui ont été digérés et qui ont subi un processus de maturation sont associés à une réduction des émissions de GES de 0,024 tonne d'éq. CO_2/tonne initiale de déchets alimentaires humides lorsque le compost est utilisé pour remplacer l'engrais inorganique :

Réduction des émissions de GES associée à la compensation des engrais inorganiques [tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets alimentaires humides initiaux]	=	Crédits compensatoires d'émissions de GES pour l'azote [kg d'éq. CO_2/kg de N appliqué]	x	Masse de N dans le digestat [tonnes de N/tonne de déchets alimentaires humides initiaux]	+	Crédits compensatoires d'émissions de GES pour le phosphore [kg d'éq. CO_2/kg de P appliqué]	x	Masse de P dans le digestat [tonnes de P/tonne de déchets alimentaires humides initiaux]
Réduction des émissions de GES associée à la compensation des engrais inorganiques [tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets alimentaires humides initiaux]	=	3,6 [kg d'éq. CO_2/kg de N appliqué]	x	$5,98 \times 10^{-3}$ [tonnes de N/tonne de déchets alimentaires humides initiaux]	+	1,8 [kg d'éq. CO_2/kg de P appliqué]	x	$1,42 \times 10^{-3}$ [tonnes de P/tonne de déchets alimentaires humides initiaux]
Réduction des émissions de GES associée à la compensation des engrais inorganiques [tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets alimentaires humides initiaux]	=	0,024 [tonnes d'éq. CO_2/tonne de déchets alimentaires humides initiaux]						

Les valeurs propres à la matière sont résumées dans la section 3.4.5, Tableau 9.

A.2 Méthane des sites d'enfouissement

Les formules suivantes sont utilisées dans le modèle de DPO intégré à la Calculatrice.

COD décomposable selon des données sur l'élimination des déchets

$$CODDm = W \cdot COD \cdot COD_f \cdot FCM$$ Équation 1

Où :

CODDm	=	Masse de COD décomposable éliminé	(tonnes)
W	=	Masse des déchets éliminés (poids humide)	(tonnes)
COD	=	Carbone organique dégradable (COD) dans l'année d'élimination (voir Tableau 15)	(fraction)
COD_F	=	Fraction de COD susceptible de se décomposer (voir Tableau 15)	(fraction)
FCM	=	Facteur de correction du CH_4 pour la décomposition en aérobie de l'année d'élimination (par défaut : 1)	(fraction)

CODDm accumulé dans les sites d'enfouissement à la fin de l'année *T*

$$CODDma_T = CODDmd_T + (CODDma_{T-1} \cdot e^{-k})$$ Équation 2

Où :

T	=	Année de calcul (de 1 à 100; *T* = 1 pour l'année d'élimination des déchets)	(année)
$CODDma_T$	=	CODDm accumulé dans les sites d'enfouissement à la fin de l'année *T*	(tonnes)
$CODDma_{T-1}$	=	CODDm accumulé dans les sites d'enfouissement à la fin de l'année (*T*-1)	(tonnes)
$CODDmd_T$	=	CODDm éliminé dans les sites d'enfouissement à la fin de l'année *T*	(tonnes)
k	=	Taux de dégradation (voir Tableau 19)	(année $^{-1}$)

CODDm décomposé à la fin de l'année *T*

$$CODDm\ decomp_T = CODDma_{T-1} \cdot (1 - e^{-k})$$ Équation 3

Où :

T	=	Année de calcul (de 1 à 100; *T* = 1 pour l'année d'élimination des déchets)	(année)
$CODDm\ decomp_T$	=	CODDm décomposé dans les sites d'enfouissement pendant l'année *T*	(tonnes)
CODDmaT-1	=	CODDm accumulé dans les sites d'enfouissement à la fin de l'année *T*	(tonnes)
k	=	Taux de dégradation	(année $^{-1}$)

CH_4 généré à partir de CODDm décomposé

$$CH_4\ généré_T = CODDm\ décomp_T \cdot F \cdot 16/12$$ Équation 4

Où :

$CH_4\ généré_T$	=	quantité de CH_4 produite à partir de la matière décomposable	(tonnes)
$CODDm\ décomp_T$	=	CODDm décomposé pendant l'année *T*	(tonnes)
F	=	fraction de CH_4, par volume, contenue dans le gaz produit dans les sites d'enfouissement (valeur par défaut : 0,5)	(fraction)
16/12	=	rapport entre le poids moléculaire du CH_4 et celui du carbone	(rapport)