

Mémoire présenté dans le cadre des audiences sur l'état des lieux et la gestion des résidus ultimes

**Bureau des audiences publiques sur
l'environnement**

Préparé par
André Simard, ing., M.ATDR
andre.simard55@bell.net

le 14 mai 2021
(version finale)

Bonjour M. le président et M. le commissaire.

Introduction

Je m'adresse à vous aujourd'hui à titre de citoyen préoccupé par l'état de notre planète et comme professionnel qui a consacré sa carrière à la protection de l'environnement. Il faut l'avouer, les défis sont énormes : destruction des habitats, perte de biodiversité, extinction accélérée des espèces, réchauffement climatique, épuisement des ressources et j'en passe. Ces problèmes résultent en grande partie de notre consommation galopante qui ne cesse de croître. C'est en fait le cœur du problème et nos matières résiduelles en sont malheureusement la conséquence inéluctable.

La politique du 3R-V préconisée par le Québec et le développement d'une économie circulaire sont des solutions incontournables qui méritent non seulement l'adhésion de tous les acteurs de notre société, mais un nouvel élan afin de réduire davantage les matières enfouies. Toutefois, nos décisions doivent être basées sur la science et non sur les tendances du moment en priorisant nos actions pour atteindre le plus grand bénéfice environnemental. Nos ressources financières ne sont pas illimitées et nous devons cibler nos interventions de façon judicieuse. C'est dans cette optique que je veux partager avec vous mon opinion sur les lieux d'enfouissement technique dont le Québec s'est doté au cours des deux dernières décennies.

L'implantation de ces ouvrages s'est faite suite au constat que les dépotoirs et les lieux d'enfouissement sanitaires qui les ont remplacés étaient source de contamination. En se dégradant, les matières qu'on y déposait produisaient divers rejets nocifs qui dépassaient la capacité du milieu récepteur à les assimiler et créaient des nuisances importantes pour les populations et l'environnement, surtout pour les sites de plus forte envergure. La matière organique était évidemment une des principales causes de ces émissions et c'est pour mettre fin à cette contamination que le Québec a opté en grande partie pour le confinement et le traitement de celle-ci.

Ainsi, avec le *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles* ou le REIMR, le Québec s'est doté d'une des réglementations les plus sévères en Amérique du Nord. L'emploi de techniques éprouvées de confinement combiné à des systèmes de collecte et de traitement performants ont en grande partie réglé les problèmes de contamination. Nos nappes d'eau ne sont plus impactées par l'infiltration d'eaux de lixiviation chargées de contaminants et nos normes de traitement de ces eaux avant leur rejet respectent la capacité du milieu à les assimiler. Nous nous sommes également dotés de systèmes de collecte et de traitement des biogaz qui, lorsque bien conçus et opérés, minimisent les

émissions atmosphériques. Cela ne signifie pas qu'il ne reste aucun défis, mais la performance environnementale de nos sites ne cesse de s'améliorer.

La perception que nos sites polluent a des racines lointaines et reste imprégnée dans l'esprit de bien des québécois. Nous n'arrivons pas à éliminer le terme « dépotoir » de notre langage commun, souvent même parmi les acteurs informés, même si nos lieux d'aujourd'hui n'ont absolument rien en commun avec ces ouvrages qui ont disparus du paysage depuis près de quarante ans. A mon avis, c'est en grande partie pour cette raison qu'on s'acharne tant à détourner la matière organique de nos sites. Ne vous trompez pas, je ne suis pas pour l'enfouissement, au contraire j'espère sincèrement qu'un jour on mettra fin à cette pratique qui gaspille nos ressources. Mais il faut prioriser nos actions et optimiser nos politiques pour le plus grand bénéfice de l'environnement.

L'enfouissement de la matière organique

Nos sites reçoivent quelque 5 000 000 de tonnes de matières résiduelles par année, composées à $\pm 30\%$ de matières organiques dont le tiers sont des résidus de table, le 70 % restant étant composé en majeure partie de papier, carton, plastique, résidus de démolition, textiles, tous des produits en grande partie recyclables. Malgré nos meilleurs efforts, nous n'arrivons toujours pas à diminuer les quantités enfouies, nos gestes annulés par une consommation sans cesse en hausse. Dans un contexte de ressources financières limitées, c'est sur ce plan, à mon avis, que le Québec doit intervenir pour diminuer l'enfouissement.

Mon questionnement concerne le bannissement des matières organiques des LET. Je ne mets pas en doute le détournement des résidus verts, herbes, feuilles et autres résidus du genre; ceux-ci peuvent facilement être détournés, soit par des collectes saisonnières ou par l'emploi de solutions à l'échelle individuelle. Mon intervention vise plutôt les résidus alimentaires d'origine domestique, nos déchets de table, qui nécessitent une troisième collecte et un traitement qui ne sont pas sans conséquence. Je n'affirme pas qu'elles ne doivent pas être détournées, mais nous devrions en priorité nous acharner d'abord aux autres matières. Non seulement ces dernières sont en grande partie recyclables et devraient être détournées en priorité, mais leur recyclage permet la conservation à l'amont de ressources renouvelables et non-renouvelables, ce qui n'est pas le cas de nos déchets de table; on ne mangera pas moins si on détourne ces résidus! Pire, l'élimination ou la réduction de la matière organique enfouie peut nuire à la performance environnementale des sites. Ma position est fondée sur plusieurs constats.

Les matières organiques et les LET

Quels sont les motifs souvent cités pour justifier le détournement de nos résidus organiques? Ces matières sont source de contamination, elles représentent plus du tiers du tonnage, elle produit des gaz à effet de serre, etc. Mais qu'en est-il vraiment?

1. La contamination

D'abord, la contamination. Contrairement à la croyance populaire et tel que j'en ai fait allusion précédemment, les LET ne sont pas la source de contamination tant redoutée. Le confinement a fait ses preuves et protège nos nappes souterraines. Une enquête approfondit de l'EPA américain dans les années 2000 (réf. 18) n'a révélé aucune fuite de lixiviat dans les quelque 2000 sites américains, un constat confirmé par l'expérience québécoise des 25 dernières années. Un LET est un système d'ingénierie combinant triple confinement des matières résiduelles, des réseaux efficaces de collecte des lixiviats et des biogaz et un recouvrement étanche, complété par un programme de suivi environnemental. Les matériaux employés maintiendront leurs propriétés pendant au moins plusieurs centaines d'années (réf. 5), soit une période de loin supérieure au temps requis pour une dégradation complète de la matière organique biodégradable.

Qu'en est-il des émissions produites par les LET? Pour les eaux de lixiviation, comme pour tout rejet d'eaux usées, soit d'origine domestique ou industriel, des normes de rejets ont été établi par le MELCC qui, combiné à l'imposition d'objectifs environnementaux de rejet (ou OER), assure la protection des eaux de surface. Les rendements rapportés par le MELCC (voir document PR4.2) sont forts encourageants et démontrent que les technologies de traitement employées atteignent des performances supérieures aux exigences et protègent les eaux de surface. Comparé au 6 000 000 de mètres cubes d'eaux usées rejetées journalièrement par les 823 stations de traitement municipales québécois (réf. 9), les quelque 15 000 mètres cubes par jour de lixiviat traité émis par les LET représentent des charges minimes.

Qu'en est-il de l'autre émission résultant de la dégradation anaérobie des matières, le biogaz? Pour les sites de plus grande envergure, les biogaz doivent être collectés au plus tard un an après la mise en place des matières, ce qui correspond plus ou moins au début de la période de production de celui-ci. En mettant en place un réseau horizontal de drains de captage et en minimisant la surface sans recouvrement étanche, les sites réussissent à capter la plus grande partie du biogaz produit. Les études de dispersion atmosphérique démontrent d'ailleurs le respect des normes du *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère* lorsque des stratégies de gestion rigoureuses sont appliquées.

De telles pratiques devraient d'ailleurs être étendues aux plus petits sites, quitte à leur accorder une aide financière . Quant aux odeurs, les plus récentes modifications au REIMR, et plus particulièrement l'article 48.1, responsabilisent les opérateurs de LET quant à cette nuisance potentielle et fournit au MELCC les moyens juridiques d'intervenir en cas de nuisances.

Donc, les LET ne sont pas la source de contamination tant décriée, mais un détournement excessif de la matière organique des lieux d'enfouissement pourrait nuire à leur performance environnementale. Je m'explique. La charge organique que l'on retrouve dans les lixiviats tout comme le méthane dans le biogaz résultent de la dégradation de la matière organique déposée dans les sites; leur détournement aurait donc un impact évident sur la composition des émissions avant traitement. Toutefois, les rendements des systèmes de traitement mis en place pourraient être affectés négativement avec comme résultat une augmentation des impacts environnementaux.

2. Impacts du détournement de la MO sur les biogaz

Les biogaz contiennent typiquement ± 50 % de méthane et l'équivalent en gaz carbonique, mais aussi des composés organiques non-méthaniques incluant des polluants atmosphériques dangereux, des composés organiques volatiles (ou COV) et certains gaz à effet de serre. Selon les données du MELCC, 85 % des matières résiduelles sont enfouies dans des sites dotés d'infrastructures pour capter ces gaz afin de les détruire par brûlage ou valorisation. Le méthane sert alors de carburant permettant la destruction des polluants dangereux et les COV; l'article 32 du REIMR dicte d'ailleurs un seuil minimum de destruction de 98 % de ces composés.

Or, la réduction du méthane résultant du détournement de la matière organique peut nuire à l'efficacité de destruction des torchères. Selon une évaluation de l'EPA américain (réf. 20), le détournement complet des résidus alimentaires pourrait réduire la quantité de méthane produite par les matières résiduelles entre 33 et 60 %, ce qui peut diminuer sa concentration dans le biogaz. Non seulement cette perte de pouvoir calorifique peut nuire à la performance des torchères, mais une combustion incomplète peut aussi produire des polluants intermédiaires tel le monoxyde de carbone (réf. 14). Aussi, la dynamique de dégradation dans les sites sera perturbée (réf. 3) et peut occasionner une augmentation des concentrations de composés non-méthaniques. Paradoxalement, le détournement excessif de la matière organique pourrait donc contribuer à une augmentation des polluants émis à l'atmosphère par les LET et non une réduction.

3. Impacts de la collecte et le traitement des MO

D'autres facteurs sont également à considérer. Le détournement n'est pas sans conséquences. Une troisième collecte nécessite du transport et de la manutention avec les impacts qui leurs sont propres tandis que les alternatives de traitement tel le compostage sont également sources d'émissions. Il est reconnu que le compostage est source de COV de même que du méthane et oxyde d'azote (réf. 4, 10, 16), deux gaz à effet de serre au potentiel de réchauffement 25 et 298 fois supérieur au CO₂ respectivement. Selon un expert américain, l'ajout de résidus de table aux installations de compostage augmenterait même les COV émis par celles-ci de 400 à 500 % (réf. 23). Or, ces installations ne comportent généralement aucun système de collecte et de traitement des émissions de biogaz de sorte que celles-ci sont émises sans traitement à l'atmosphère. Les odeurs sont également très souvent source de nuisance pour les populations environnantes, souvent bien pire que ceux émanant des LET.

Pour les lixiviats produits par les plateformes de compostage, ils contiennent plus de charge organique que ceux produits par les LET et nécessitent un traitement biologique similaire. Pire encore, les composts produits sont souvent contaminés et doivent être disposés à l'enfouissement. Certaines études concluent d'ailleurs que l'utilisation du compost comme recouvrement journalier dans les LET est préférable à son emploi comme amendement de sol à bien des égards (réf. 13). Donc, beaucoup d'effort et d'argent investit pour peu de gains?

4. Impacts sur la filière de valorisation du biogaz

La filière énergétique de valorisation des biogaz risque également de subir des conséquences négatives. Si ces projets sont moins rentables, voire déficitaires, est-ce que les opérateurs continueront à opérer de tels projets? Aux États-Unis, la production de biogaz a déjà commencé à fléchir et affecte la viabilité des projets de valorisation à long terme (réf. 23). Le détournement des résidus de table a un impact encore plus significatif car ces matières apportent de l'humidité et favorise la biodégradation; comme il s'agit de matières qui se dégradent très rapidement (demi-vie de 3 ans), leur bannissement aplattirait davantage la courbe de production du biogaz. Advenant l'abandon de projets, les émissions totales de GES pourraient augmenter; selon l'EPA américain (réf. 19 et annexe 3), les émissions émises par les sites avec simple brûlage sont deux fois plus élevées que ceux qui valorisent le biogaz.

5. Impacts sur le traitement des lixiviats

Qu'en est-il des lixiviats? La réduction de matière organique aura un effet évident sur la composition des lixiviats générés et on peut s'attendre à une diminution des charges organiques; toutefois, cela ne signifie pas nécessairement une amélioration de la qualité des lixiviats traités émis au milieu récepteur. Les systèmes de traitement installés au Québec sont tous des traitements biologiques

qui requièrent matière organique et nutriments pour assurer un rendement élevé. Les modifications chimiques anticipées peuvent nuire à la performance de ces stations et paradoxalement augmenter les contaminants émis, surtout pour des composés plus réfractaires à la dégradation. Certains chercheurs (réf. 3) ont mis en garde contre un détournement trop important de la matière organique afin de ne pas trop nuire au processus de dégradation normale que l'on retrouve dans les sites.

6. Impacts sur la durée de vie

Pour ce qui est de l'impact sur la durée de vie des sites, là encore on risque d'être déçus. On évoque souvent l'importance des matières organiques dans les quantités de matières enfouies, soit plus de 30 %, dont environ le tiers serait des résidus de table. Or, ces derniers sont la composante la plus dense des matières enfouies; tel que précisé à la note technique de l'annexe 1, la compaction permettrait d'atteindre des densités quatre fois supérieures à leur densité initiale. Ainsi, le volume occupé par ces matières dans les LET serait plus faible que le laisse croire les données massiques; en considérant seulement le différentiel de densité, le volume occupé par les résidus alimentaires domestiques serait de l'ordre de 3.8 % versus 9.9 % en poids. L'impact réel au niveau du volume occupé serait encore plus faible car la matière organique rejette l'eau qu'elle contient tandis que le processus de biodégradation fait perdre au moins 35 % du volume. Ainsi, le volume réel occupé par nos résidus alimentaires domestiques après dégradation représenterait ± 2.5 % du volume total enfoui, soit une à deux années sur un site de 50 ans. Même si nous arrivons à détourner 100 % de nos résidus de table, nous réduirons l'empreinte des LET de \pm un ha sur les quelque 50 ha aménagés à chaque année. Si notre objectif est de réduire l'enfouissement, nous aurions donc tout à gagner à consacrer nos efforts et nos ressources financières aux matières autres que les résidus de table qui elles, sont en grande partie recyclables et qui consomment nos ressources.

7. Impacts sur les GES

L'impact du détournement sur les gaz à effet de serre risque également de décevoir. Il est reconnu tant par le GIEC que l'EPA que les LET peuvent stocker du carbone. Au Québec, ce stockage peut représenter plus de 1.3 millions de tonnes de GES, annulant ainsi au moins 50 % des émissions fugitives des LET (voir note technique, annexe 2). Mieux encore, pour un site performant, un LET peut constituer un puit de GES et non une source. Pour ce qui est des résidus alimentaires domestiques, leur dégradation est rapide avec des demi-vies (c'est-à-dire le temps requis pour que 50 % de la matière soit dégradée) de 3 ans (réf. 19); c'est en fait la composante des matières enfouies qui se dégrade le plus rapidement. Ces gaz sont donc en très grande partie produits dans les premières années du site au moment où leur captage est le plus facile. Advenant une

détérioration de la performance des torchères, les émissions globales peuvent aussi augmenter.

Pour réduire les GES, le Québec aurait tout avantage à s'attarder aux sites munis de simples systèmes de gestion passive dans lesquels on enfouit 15 % des matières résiduelles du Québec. Ces sites pourraient émettre presque autant de GES que les sites avec systèmes de gestion active (voir annexe 3). Un programme spécifique à ces installations mériterait donc d'être envisagé.

Conclusion

L'objectif du présent mémoire est de mettre en lumière les impacts potentiels qui pourrait résulter d'un détournement excessif des matières organiques des LET du Québec et plus particulièrement des résidus alimentaires provenant des collectes municipales. En résumé, ce mémoire met en lumière les considérations suivantes :

- Les LET ne sont pas la source de contamination tant décriée. Le Québec s'est doté d'ouvrages hautement performants permettant de confiner les matières et de traiter de façon sécuritaire les émissions.
- La matière organique enfouie est la principale source de charges organiques dans les lixiviats et les biogaz. Les systèmes de traitement sont parfaitement conçus pour traiter ces émissions à des niveaux considérés acceptable pour l'environnement et les populations.
- Le détournement des déchets de table des LET aura un impact certain sur la composition des émissions avant traitement. Toutefois, ces modifications peuvent avoir des conséquences négatives sur le rendement des systèmes de traitement, dont :
 - Réduction excessive des concentrations de méthane pouvant réduire la capacité de destruction des torchères et augmentation des émissions nocives de contaminants;
 - Difficulté d'opération des torchères et potentiel d'arrêts fréquents, ce qui aurait comme conséquence une augmentation des émissions;
 - Réduction de la viabilité de la filière de valorisation des biogaz et abandon potentiel de projets;
 - Réduction potentielle de l'efficacité de traitement des systèmes de traitement biologique des lixiviats.
- Le détournement des résidus de table aurait un impact minime sur la durée de vie des LET, soit $\pm 2.5\%$ à l'échelle du Québec.
- Les LET n'émettent pas autant de GES que l'on pourrait le croire. Le stockage du carbone réduirait de plus de 1.3 M tonnes CO₂ les émissions des LET et certains sites pourraient même agir comme puits de carbone.
- Les 15 % de matières résiduelles enfouies dans des petits sites dotés de gestion passive de biogaz émettraient presque autant de GES que les sites plus importants.

Ainsi, dans un contexte d'optimisation des efforts pour réduire l'enfouissement, le détournement des résidus de table ne devrait pas être priorisé sans étude approfondie des conséquences. Entre autres, il est suggéré de poser les gestes suivants :

- Réaliser une étude approfondie et indépendante des conséquences pouvant résulter du détournement des matières organiques sur la performance environnementale des LET;
- Analyser le cycle de vie de des différentes options de gestion des matières organiques;
- Analyser l'opportunité de mettre en œuvre un programme visant à diminuer l'empreinte environnementale des sites avec gestion passive des biogaz.

Sources et références :

1. Cline, C. et al. *“Characterizing municipal solid waste component densities for use in landfill air space estimates”* Waste Management and Research, 2020, Vol38(6) 673-679
2. De La Cruz, F. et al. *“Measurement of carbon storage in landfills from the biogenic carbon content of excavated waste samples”* Waste Management 33 (2013) 2001 à 2005
3. De la Cruz, F. *“Effects of food waste diversion on leachate quality”* Environmental Research and Education Foundation 2020
4. Environment Canada *“Technical Document on Municipal Solid Waste Processing »* 2013
5. Geosynthetic Institute « *GRI White Paper no. 6 on Geomembrane Lifetime Prediction: Unexposed and exposed conditions* » février 2011
6. GIEC *“Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre »* 2006
7. Hull, R. et al. *“Composition and characteristics of Excavated Materials from a New Jersey Landfill”* Journal of Environmental Engineering, ASCE, mars 2005 p. 478-490
8. McDonald, R.P. *“Modelling the Mechanical Behaviour of Municipal Solid Waste for an Engineered Landfill using Viscoelasticity and other Established Concepts”* Thèse de Maitrise, Université de Carleton, 2018
9. MELCC *“Bilan de performance des ouvrages municipaux d’assainissement des eaux usées pour l’année 2017 »* Juin 2020
10. Pagan, E. et al. *“Emission of volatile organic carbon compounds from composting of different solid wastes”* Journal of hazardous materials avril 2006, volume 131 issues 1-3 p. 179 – 186
11. Park, H. I. et al, *“Analysis of long-term settlement of municipal solid waste landfills as determined by various settlement estimation methods”*, Journal of the Air and Waste Management Association, 2007, 57:2, 243 - 251
12. Republic of Ireland EPA *“Management of low levels of landfill gas”* Golder associates Ireland, avril 2011
13. Sardarmehni, M. et al. *“What is the best end use for Compost Derived from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste”* Environmental Science and Technology, 2021, 55, 73-81
14. Scotland Environmental Protection Agency *“Guidance on landfill gas flaring”* novembre 2002
15. Stege, S. *“The effects of Organic Waste Diversion on Landfill Gas Generation from US Landfills”* Maryland Recycling Network 2016 Conference, 21 juin, 2016
16. Sullivan, P. *“The importance of landfill gas capture and utilization in the US”* Earth Engineering Center, Columbia University, avril 2010
17. SWANA *“Landfill gas operation and maintenance – Manual of Practise”* mars 1997

18. US EPA *“Assessment and recommendations for Improving the Performance of Waste Containment Systems”*, décembre 2002
19. US EPA *“Documentation for Greenhouse Gas Emission and Energy Factors Used in the Waste Reduction Model (WARM)”* octobre 2019
20. US EPA *“Impact of food waste diversion on landfill emissions”* Jordan, J. et al. (février 2020)
21. US EPA *« Solid Waste Management and Greenhouse Gases – A Life-Cycle Assessment of Sources and Sinks”*, septembre 2006
22. Warwick, SJ et al. *“Altered chemical evolution in landfill leachate post implementation of biodegradable waste diversion”* Waste Management and Research, juillet 2017
23. Zimlich, Rachael *Organics diversion puts damper on landfill gas levels”* Waste360, 1er septembre 2015

Annexe 1 :

Évaluation du volume occupé par les résidus alimentaires domestiques dans les LET

Note technique

Préparée par André Simard, ing. M.ATDR.

André Simard Consultant
andre.simard55@bell.net

14 mai 2021

Introduction

Les lieux d'enfouissement technique (LET) du Québec reçoivent quelque 5 millions de tonnes de matières résiduelles par année. Environ 30 % de ce tonnage est composé de matières organiques (MO), mais leur impact sur la durée de vie des sites n'est pas proportionnel au tonnage; ces matières sont très humides et plus denses que les autres matières et ils occupent par conséquent moins d'espace. Comme les sites sont autorisés et conçus en fonction de leur géométrie et leur volume, les matières organiques ont donc moins d'influence sur la durée de vie des sites que les autres composantes. Cela est davantage le cas pour les résidus alimentaires domestiques (RAD) qui sont la forme la plus dense de toutes les matières enfouies. Comme aucune donnée n'existe au Québec à cet égard, la présente note vise à évaluer l'impact de ce gisement sur la durée de vie des LET québécois.

Approche utilisée

La présente analyse concerne les résidus alimentaires domestiques provenant des collectes municipales. Le détournement de ces matières nécessite une troisième collecte qui génère des coûts et des impacts liés au transport et le traitement. Le but est d'évaluer l'impact réel de cette politique sur la durée de vie des LET.

Tel que noté précédemment, aucune donnée n'est compilée au Québec quant à la densité des différentes composantes enfouies et leur volume occupé dans un LET après compaction. Cette évaluation est donc basée sur des données et études obtenues dans la littérature scientifique.

Toutefois, compte tenu de l'importance de cet enjeu, il serait opportun qu'une évaluation exhaustive et détaillée soit réalisée afin de valider ces données dans le contexte québécois.

Revue des données disponibles

Le volume occupé par les RAD est fonction de deux facteurs, soit leur densité après compaction et le gain de volume que procure leur dégradation biologique. La présente évaluation comprend donc ces deux volets.

Gain après compaction

Les RAD sont composés entre 60 et 70 % d'eau. Cette humidité contribue non seulement à leur grande densité relative, mais permet également d'atteindre des taux de compaction plus élevés que les autres matières. Plus encore, comme elles sont plus « malléables », elles peuvent s'imbriquer davantage dans les vides des autres matières enfouies, diminuant davantage leur impact volumique.

Une évaluation de la densité relative des matières compactées a été réalisée par Cline et al. (réf. 1) pour différentes matières. Les chercheurs ont prélevé des échantillons de 14 types de matières et les ont soumis à des essais de compression simulant des conditions dans un LET. Les résultats démontrent que les résidus alimentaires sont la composante la plus compactable permettant d'atteindre des densités 4 fois supérieures à leur densité initiale. Le tableau 1 présente les résultats obtenus à une pression de 45 000 kg/m² ou 65 psi.; cette pression est considérée représentative compte tenu des pressions exercées par les dents des compacteurs utilisés dans les LET qui peuvent excéder 4 000 psi.

Tableau 1 - Résultats obtenus par Cline et al. (réf. 1) à 65 psi

Type de matières	Densité à 64 psi (tonne/m.cu.)
Papier, journaux	0.61
Papier recyclable	0.58
Papier bureau	0.42
Plastique PET	0.39
Plastique HDPE	0.63
Plastique flexible	0.84
Plastique rigide	0.46
Canettes aluminium	0.21
Canettes acier, étain	0.39
Verre	1.31
Textiles	0.58
Résidus alimentaires	1.86
Résidus verts	1.30

Selon le bilan de Recyc-Québec, les LET au Québec reçoivent également des résidus de CRD de même que des encombrants et des déchets résidentiels dangereux (RDD), des matières qui n'ont pas fait l'objet de l'étude de Cline. Dans le cadre de la présente, l'évaluation de ces composantes est donc basée sur les densités rapportées par l'EPA américain (réf. 7), soit :

Tableau 2 - Densité selon EPA américain (réf. 7) pour résidus CRD

Type de matière	Densité (tonne/m.cu.)
Béton	0.51
Asphalte	0.46
Bardeau	0.43
Bois	0.1
Gypse	0.28
Agrégats	0.59
Métaux	0.13
Résidus CRD en vrac	0.29
Encombrants	0.09

Les valeurs rapportées par l'EPA sont pour des matières en vrac non-compactées. Ces matières prises individuellement sont faiblement compactables, mais dans une opération d'enfouissement, elles sont mélangées et comprimées, de sorte que la densité globale est plus élevée. Un facteur de densification de 2 à 3 est jugé conservateur dans le cadre de la présente. Ainsi, une valeur de 0.8 t/m.cu. est suggérée pour les résidus de CRD et de 0.2 pour les encombrants.

Gain par biodégradation :

La dégradation des MO dans un LET est bien connue et documentée; elle est la source de la charge organique que l'on retrouve dans les émissions de biogaz et de lixiviat et explique la majeure partie du tassement observé à long terme dans les sites.

L'impact sur la durée de vie de cette biodégradation est fonction du temps avant la fermeture du site; en effet, le gain de volume généré après la mise en place du recouvrement final peut difficilement être récupéré sans l'enlèvement de celui-ci, une opération coûteuse et problématique. L'impact est donc limité au temps entre la mise en place des matières et la pose d'un recouvrement final au-dessus. Ce temps est fonction de la géométrie du site et du taux d'enfouissement qui est propre à chaque site, mais en moyenne, un délai minimal de 3 ans semble raisonnable selon l'expérience de l'auteur.

Les gains de volume sont reflétés dans le tassement que subissent les sites dans le temps, mais ceux-ci ne résultent pas uniquement de la biodégradation; en plus de la réorientation des matières due au surpoids des couches sus-jacentes s'ajoutent des procédés de dissolution et chimiques. Toutefois, le tassement généré par la « biocompression » est le plus important facteur après la compression initiale des matières (réf. 4).

Hull et al. (réf. 3) ont mené des études in-situ pour un LET récemment fermé afin de caractériser l'évolution des différentes composantes de matières dans le temps en excavant des échantillons pour trois périodes différentes. Les résultats obtenus pour les résidus alimentaires et verts sont résumés comme suit :

Tableau 3 - Poids des résidus alimentaires et verts selon l'âge

Résidus alimentaires et verts	
Age moyen	% en poids
0 (valeur initiale)	18.6
1.5 ans	4.3
5 ans	5.8
9 ans	4.1

En outre, sur les 20 échantillons prélevés, la teneur en eau des résidus alimentaires et verts a passé de 70 % à entre 37.7 et 48.5 %. L'étude ne fait pas état du volume occupé par les matières, mais il est évident qu'une réduction significative a eue lieu dans les années initiales suivant la fermeture.

La dégradation rapide des résidus alimentaires a également été mise en lumière par des études menées par l'EPA américain sur la production des biogaz (réf. 6). La période requise pour une réduction de 50 % de la production de méthane (i.e. la demi-vie ou facteur de réaction K) a été de 169 jours dans des réacteurs contenant des résidus alimentaires versus 433 jours en absence de ces matières. Ces résultats tendent à corroborer les résultats de Hull et indique qu'une partie importante de la biocompression a lieu dans les deux années suivant le dépôt des résidus alimentaires dans le site. Ainsi, le tassement initial serait en bonne partie le résultat de ce phénomène.

Park et al. (réf. 5) ont mesuré des tassements de 10 à 20 % sur des périodes de l'ordre d'un à deux ans après la mise en place des matières résiduelles dans plusieurs sites. Selon les références citées précédemment, ce tassement résulterait en grande partie de la biocompression; toutefois, en absence de données sur la composition des matières déposées dans ces sites, il est difficile d'extrapoler le volume occupé par les résidus après biodégradation.

La discussion précédente indique que la biodégradation des résidus alimentaires est importante et relativement rapide et peut contribuer à un gain significatif de volume et un prolongement de la durée de vie des LET. Pour les fins de la présente, une réduction de volume de 35 % est retenue, soit la réduction observée dans les sites de compostage (réf. 2). Cette valeur est jugée conservatrice compte tenu des tassements réels observés dans les LET et du tassement mécanique que subissent ces matières après enfouissement.

Résultats

Selon le bilan de Recyc-Québec 2015-2018, les résidus alimentaires faisant l'objet d'une collecte de déchets par les municipalités s'élevaient à 478 267 tonnes. En supposant que ces matières sont toutes dirigées vers l'enfouissement, cela représenterait 9.88 % du tonnage enfoui au Québec. L'évaluation du volume occupé par ces matières est basée sur les facteurs présentés provenant de l'étude de Cline et de l'EPA appliquée aux proportions relatives rapportées par Recyc-Québec dans le document PR4.2 :

Type de matière	Tonnage total (%)	Densité (t/m.cu.)	Vol/tonne (m.cu./t)	Contribution relative	Volume occupé
Papier, carton	11.30%	0.60	1.67	0.188	13.57%
Verre	1.60%	1.15	0.87	0.014	1.00%
Métal	2.90%	0.40	2.50	0.073	5.22%
Plastique	9.50%	0.65	1.54	0.146	10.53%
Déchets table	9.88%	1.86	0.54	0.053	3.83%
Autres MO	21.12%	1.30	0.77	0.162	11.70%
Encombrants	4.40%	0.20	5.00	0.220	15.85%
CRD	28.30%	0.80	1.25	0.354	25.48%
Textiles	5.90%	0.58	1.72	0.102	7.33%
RDD	1.20%	0.80	1.25	0.015	1.08%
Autres	4.90%	0.80	1.25	0.061	4.41%

Ainsi, le volume occupé par les résidus de table enfouis dans les LET serait de 3.83 % basé sur la densité relative des matières après compaction. En supposant une biocompression de 35 % après leur mise en place mais avant installation d'un recouvrement final, le volume occupé serait alors de l'ordre de 2.5 %, soit ± 1 an sur un site ayant une durée de vie de 50 ans.

Cette estimation est basée sur des données disponibles dans la littérature scientifique mais il serait opportun qu'elle soit validée par des études in-situ propres au contexte québécois.

Bibliographie

1. Cline, C. et al. *“Characterizing municipal solid waste component densities for use in landfill air space estimates”* Waste Management and Research, 2020, Vol38(6) 673-679
2. Environment Canada *“Technical Document on Municipal Solid Waste Processing »* 2013
3. Hull, R. et al. *“Composition and characteristics of Excavated Materials from a New Jersey Landfill”* Journal of Environmental Engineering, ASCE, mars 2005 p. 478-490
4. McDonald, R.P. *“Modelling the Mechanical Behaviour of Municipal Solid Waste for an Engineered Landfill using Viscoelasticity and other Established Concepts”* Thèse de Maitrise, Université de Carleton, 2018
5. Park, H. I. et al, *“Analysis of long-term settlement of municipal solid waste landfills as determined by various settlement estimation methods”*, Journal of the Air and Waste Management Association, 2007, 57:2, 243 – 251
6. US EPA *“Impact of food waste diversion on landfill emissions”* Jordan, J. et al. (février 2020)
7. US EPA, Office of Resource Conservation and Recovery *“Volume-to-weight conversion factors”* avril 2016

Annexe 2

Le stockage de carbone dans les LET au Québec

Note technique

Préparée par André Simard, ing. M.ATDR.

André Simard Consultant
andre.simard55@bell.net

3 novembre 2019

Introduction

Les lieux d'enfouissement technique (LET) sont une source de gaz à effet de serre (GES), souvent perçue comme importante, dû à la présence de méthane dans le biogaz émis par les sites. Ce méthane résulte de la dégradation anaérobie de la matière organique qui y est enfouit. Selon le dernier bilan québécois (Gouvernement du Québec, 2018), l'élimination des matières résiduelles au Québec représenterait ainsi 3.0 millions de tonne de CO₂ éq. Toutefois, une fraction non-négligeable du carbone enfouit dans un LET ne se dégrade pas en conditions d'anaérobie et se trouve donc stocké à long terme; la lignine est essentiellement récalcitrante à la dégradation tandis que des fractions de la cellulose et de l'hémicellulose contenues dans la matière organique sont également conservées. On estime ainsi qu'entre 35 et 95 % du carbone biogénique dans un lieu d'enfouissement est réfractaire à la biodégradation et peut être disponible au stockage à long terme (De La Cruz et al. 2013). Ce stockage contribue ainsi à diminuer l'empreinte carbone d'un LET, mais les bilans actuels du Québec et du Canada n'en tiennent pas compte. La présente note vise à présenter les informations pertinentes à l'égard de ce phénomène et en évaluer l'importance dans le contexte québécois.

Contexte administratif

Le stockage du carbone dans les sites d'enfouissement est considéré différemment selon les entités publiques impliquées. La présente section fournit un aperçu sommaire des positions des trois organismes publics pertinents à la situation québécoise.

Les Nations Unis

La Convention-cadre des Nations Unis sur les changements climatiques (CCNUCC) a confié au Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) le soin d'élaborer les méthodologies suggérées pour l'inventaire des émissions de GES des pays signataires de la

convention. Une première version fut élaborée en 1996, révisée par la suite en 2006. Ainsi, les inventaires nationaux doivent se conformer aux *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux sur les gaz à effet de serre (GIEC 2006)*. Une révision de ce document est présentement en cours et viendra d'être adoptée par le GIEC; cette révision apporte certaines modifications et clarifications aux Lignes directrices de 2006 qui demeure tout de même la base des inventaires nationaux.

Les Lignes directrices comportent 5 volumes, dont deux sont pertinents au stockage du carbone dans les LET, soit le Volume 4 – Agriculture, Foresterie et autres affectations des terres (AFAT) et le Volume 5 – Déchets. Ces deux volumes reconnaissent le stockage à long terme du carbone dans les sites d'élimination des déchets solides (SEDS) et précisent les méthodologies à suivre pour calculer les GES absorbés par ces équipements.

Sans entrer dans les détails, il suffit de préciser que le carbone dans les SEDS est calculé dans les outils fournis au chapitre 3 (Élimination des déchets solides) du Volume 5, mais est comptabilisé dans le chapitre 12 (Produits ligneux récoltés ou PLR) du Volume 4 (voir note 3, tableau 4.3 de l'annexe 8 A.2 du volume 1 des directives). En fait, compte tenu que la grande partie du carbone stocké vient de produits forestiers (bois, papier, branches, etc.), le GIEC impute l'absorption du carbone des LET dans le volet forestier, même si le stockage se fait dans les SEDS. La formule 12.4 (voir figure 1) fournie par le GIEC précise la méthode pour comptabiliser ce stockage.

Le Canada

Comme membre de la CCUNCC, le Canada compile ses émissions de GES conformément à la méthodologie du GIEC. Ainsi, à chaque année, le Canada comptabilise et publie un inventaire sur les émissions nationales de GES et les présente au CCUNCC. Conformément aux Lignes directrices 2006, une compilation est faite pour la composante « Évacuation des déchets solides » du volet « Déchets » de même que pour la composante « Produits ligneux récoltés » dans le volet « Affectations des terres, changements d'affectations des terres et foresterie ».

Toutefois, à ce jour, le Canada ne tient pas compte du stockage du carbone dans les LET (ou SEDS selon la terminologie du GIEC). En effet, le GIEC permet aux compilateurs nationaux, dans certains cas, de négliger des composantes, par exemple si elles sont jugées non-significatives. Par contre, dans le dernier bilan national, Environnement et changements climatiques Canada annonce qu'il entend intégrer dans ses futurs bilans les effets des résidus de bois et de papiers dans les SEDS (voir page 194, section 6.4.5 du rapport 2019).

Le Québec

Le Québec produit à chaque année son propre bilan des GES. Sa méthodologie se base sur les Lignes directrices du GIEC, mais avec certaines modifications relativement aux secteurs définis par le GIEC. En ce qui concerne le secteur AFAT, le bilan n'est pas compilé par le Québec faute de données fiables. Ainsi, le stockage du carbone dans les LET n'est pas comptabilisé dans le bilan québécois.

Figure 1

ÉQUATION 12.4
ESTIMATION DES VARIATIONS ANNUELLES DU CARBONE DES PLR DANS LES SEDS NATIONAUX
LORSQUE LES PLR PROVIENNENT DES RECOLTES NATIONALES

$$\Delta C_{PLRSEDs_{RN}} = \Delta C_{PLRSEDs_{CN}} \cdot \left[1 - \left(\frac{\text{Matériau ligneux importé}}{\text{Matériau ligneux produit} + \text{Matériau ligneux importé}} \right) \right]$$

$$\text{Matériau ligneux importé} = \left[\begin{array}{l} BRI_{IM} + CB_{IM} + RB_{IM} + BScié_{IM} + PB_{IM} + \\ P\&CT_{IM} + PâteB\&PapRec_{IM} \end{array} \right]$$

$$\text{Matériau ligneux produit} = BRI_R$$

Où :

$\Delta C_{PLR SEDs_{RN}}$ = Variable 2B = variations annuelles du carbone des PLR dans les SEDS nationaux lorsque les PLR proviennent de récoltes de bois nationales, Gg C an⁻¹

$\Delta C_{PLR SEDs_{CN}}$ = Variable 1B = variations annuelles du carbone des PLR dans les SEDS du pays établissant les rapports, Gg C an⁻¹

BRI_R et BRI_{IM} = récoltes de bois rond industriel dans le pays établissant les rapports et importations de bois rond, respectivement, Gg C an⁻¹

CB_{IM} = importations de copeaux de bois, Gg C an⁻¹

RB_{IM} = importations de résidus de bois provenant de machines à produits ligneux, Gg C an⁻¹

BS_{IM} = importations de bois scié, Gg C an⁻¹

PB_{IM} = importations de panneaux de bois, Gg C an⁻¹

$P\&C_{IM}$ = importations de papier et carton, Gg C an⁻¹

$PâteB\&PapRec_{IM}$ = importations de pâte de bois et de papier récupéré, Gg C an⁻¹

Méthodologie d'évaluation du stockage de carbone dans les LET

Approche proposée par le GIEC

L'annexe 3 A1.5 du Volume 5 des Lignes directrices du GIEC fournit la méthodologie de base pour l'évaluation du carbone stocké par les LET. La formule 3 A1.19 (figure 2) est incluse à la version 2006 des Lignes directrices et demeure inchangée dans la version 2019.

Figure 2

ÉQUATION 3A1.19
CALCUL DE COD_m STOCKÉ SUR LE LONG TERME À PARTIR DES DONNÉES D'ÉVACUATION DES DÉCHETS

$$COD_m \text{ stocké sur le long terme}_T = W_T \cdot COD \cdot (1 - COD_f) \cdot MCF$$

Où :

W_T	=	masse de déchets éliminés pendant l'année T , Gg
COD	=	Carbone organique dégradable pendant l'année de dépôt (fraction), déchets Gg C/Gg
COD_f	=	fraction de COD susceptible de se décomposer en conditions anaérobies dans le SEDS (fraction)
MCF	=	coefficient de correction CH_4 pour l'année de dépôt (fraction) (voir Section 3.2.3)

Le carbone stocké est la fraction non-décomposée des différentes sources de matières organiques déposés dans les LET. Le facteur de correction du méthane (MF) est de 1.0 pour les LET et n'est donc pas un élément à considérer dans cette évaluation. L'onglet « Stored-C » du fichier EXCEL IPCC Waste Model fournit un outil pour traiter ces données.

La version 2006 des Lignes directrices réfère à diverses études pour obtenir des informations sur la dégradabilité anaérobie (COD_f) par type de matériaux, mais la version révisée de 2019 suggère des valeurs à utiliser au tableau 3 du chapitre 3 (figure 3). Quant aux valeurs de DOC, elles sont fournies au tableau 2.4 du chapitre 2 du Volume 5 des Lignes directrices de 2006 (figure 4). Aucune modification n'a été apportée à ce tableau dans la révision de 2019.

Figure 3

Type of Waste	Recommended Default DOC _r Values	Remark
Less decomposable wastes e.g. wood, engineered wood products, tree branches (wood)	0.1	An average value of 0.088 was derived from DOC _r values for engineered wood products, sawn woods, tree branches reported in 3 references ¹⁻³
Moderately decomposable wastes e.g. paper, textile, nappies	0.5	An average value of 0.523 was derived from DOC _r values for paper products, textile and nappies reported in 4 references ⁴⁻⁷ .
Highly decomposable wastes, e.g. food wastes, grasses (garden and park waste excluding tree branches)	0.7	An average value of 0.706 was derived from DOC _r values for food wastes and grasses reported in 3 references ⁴⁻⁶
Bulk waste*	0.5	

¹ Wang *et al.* (2011); ²Wang and Barlaz (2016); ³ Ximenes *et al.* (2018); ⁴Eleazer *et al.* (1997); ⁵Bayard *et al.* (2017); ⁶Jeong (2016); ⁷Wang *et al.* (2015)

* It is used when the fractions of less, moderately and highly decomposable wastes in MSW are not known.

Figure 4

Composant DSM	Teneur en matière sèche en % du poids humide ¹	Teneur en COD en % du poids humide		Teneur en COD en % de déchets secs		Teneur totale en carbone en % de poids sec		Fraction du carbone fossile en % du carbone total	
		Défaut	Étendue	Défaut	Étendue ²	Défaut	Étendue	Défaut	Étendue
Papier/carton	90	40	36 - 45	44	40 - 50	46	42 - 50	1	0 - 5
Textiles ³	80	24	20 - 40	30	25 - 50	50	25 - 50	20	0 - 50
Déchets alimentaires	40	15	8 - 20	38	20 - 50	38	20 - 50	-	-
Bois	85 ⁴	43	39 - 46	50	46 - 54	50	46 - 54	-	-
Déchets des jardins et des parcs	40	20	18 - 22	49	45 - 55	49	45 - 55	0	0
Couches	40	24	18 - 32	60	44 - 80	70	54 - 90	10	10
Caoutchouc et cuirs	84	(39) ⁵	(39) ⁵	(47) ⁵	(47) ⁵	67	67	20	20
Plastiques	100	-	-	-	-	75	67 - 85	100	95 - 100
Métaux ⁶	100	-	-	-	-	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Verre ⁶	100	-	-	-	-	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Autres déchets inertes	90	-	-	-	-	3	0 - 5	100	50 - 100

¹ La teneur en humidité donnée ici s'applique aux types spécifiques de déchets avant la phase de collecte et de traitement. A en juger sur les échantillons prélevés de déchets ramassés ou sur d'anciens SEDS, la teneur en humidité de chaque type de déchet varie en fonction de l'humidité des déchets co-existants et des conditions météorologiques au moment de la manipulation.

² L'étendue renvoie aux données minima et maxima indiquées par Dehoust *et al.*, 2002; Gangdonggu, 1997; Guendehou, 2004; JESC, 2001; Jager et Blok, 1993; Würdinger *et al.*, 1997; et Zeschmar-Lahl, 2002.

³ 40% des textiles sont supposés être synthétiques (défaut). Appréciation d'expert par les auteurs.

⁴ Cette valeur concerne les produits en bois en fin de vie. Le contenu en matière sèche du bois au moment de la récolte (pour les déchets des jardins et des parcs) est de 40%. Appréciation d'expert par les auteurs.

⁵ Les caoutchoucs naturels peuvent ne pas se décomposer en conditions anaérobies dans le SEDS (Tsuchii *et al.*, 1985; Rose et Steinbüchel, 2005).

⁶ Les métaux et le verre contiennent un peu de carbone d'origine fossile. La combustion de quantités élevées de verre ou de métal est rare.

Méthodologie de l'EPA américain

L'EPA reconnaît depuis au moins 2006 le stockage de carbone dans les lieux d'enfouissement. Un premier rapport (EPA, 2006) faisait état des facteurs de stockage pour différents types de matières enfouies. Le modèle WARM (Waste Reduction Model) de l'EPA, émis initialement en 1998, fut alors modifié pour tenir compte du phénomène de stockage dans le bilan GES des lieux d'enfouissement. La dernière version émise en mai 2019 intègre les plus récentes valeurs sur le stockage du carbone. Les tableaux 6.5 et 6.12 (figures 5 et 6) présentent les valeurs retenues dans le cadre du modèle. On note que l'EPA considère plus de catégories que le GIEC, nécessitant ainsi des données plus précises pour son application; toutefois, l'approche est intéressante car elle indique les émissions directement en CO₂ éq. par tonne humide de matières résiduelles (tonnes US).

Les valeurs de l'EPA et du GIEC sont similaires car elles sont basées en partie sur les mêmes études réalisées par divers chercheurs, dont Barlaz et Wang. Toutefois, les valeurs fournies par l'EPA sont plus à jour car elle intègre des études plus récentes datant de 2011 et 2013 tandis que le tableau 2.4 du GIEC date de 2006 et n'a pas été révisé en 2019.

Figure 5

Exhibit 6-5: Adjusted CH₄ Yield and Carbon Storage by Material Type

Material	Adjusted Yield of CH ₄ as Proportion of Initial Carbon	Adjusted Carbon Storage as Proportion of Initial Carbon
Corrugated Containers ^a	22%	55%
Newspaper ^b	8%	84%
Office Paper ^a	44%	12%
Coated Paper ^b	13%	74%
Food Waste ^a	42%	16%
Grass ^a	23%	53%
Leaves ^a	8%	85%
Branches ^c	12%	77%
Mixed MSW ^c	16%	19%
Gypsum Board ^d	0%	55%
Dimensional Lumber ^c	1%	88%
Medium-density Fiberboard ^c	1%	84%
Wood Flooring ^b	2%	95%

^a CH₄ yield is adjusted to account for measurement uncertainty in the analytic techniques to measure these quantities. For corrugated containers, office paper, food waste, grass, and leaves, the yield of CH₄ was increased such that the proportion of initial carbon emitted as landfill gas (i.e., 2 × CH₄) plus the proportion that remains stored in the landfill is equal to 100% of the initial carbon.

^b For coated paper, newspaper, and wood flooring, the proportion of initial carbon that is stored in the landfill is decreased such that the proportion of initial carbon emitted as landfill gas (i.e., 2 × CH₄) plus the proportion that remains stored in the landfill is equal to 100% of the initial carbon.

^c For branches, dimensional lumber, medium-density fiberboard, and mixed MSW, the measured CH₄ yield as a percentage of initial carbon and measured proportion of initial carbon stored shown in columns b and d, respectively of Exhibit 6-4 was considered to be the most realistic estimate for methane yield. Therefore, these values were not adjusted.

^d For gypsum board, the sulfate in wallboard is estimated to reduce methane generation; thus, the methane yield from gypsum board is likely to be negligible and is therefore adjusted to 0%.

Figure 6

Exhibit 6-12: Carbon Storage for Solid Waste Components

Material	Ratio of Carbon Storage to Dry Weight (gram C/dry gram)	Ratio of Dry Weight to Wet Weight	Ratio of Carbon Storage to Wet Weight (gram C/wet gram)	Amount of Carbon Stored (MTCO ₂ E per Wet Short Ton)
Corrugated Containers	0.26	0.83	0.22	0.72
Magazines/Third-Class Mail	0.28	0.92	0.25	0.85
Newspaper	0.41	0.87	0.36	1.19
Office Paper	0.04	0.91	0.04	0.12
Phonebooks	0.41	0.87	0.36	1.19
Textbooks	0.04	0.91	0.04	0.12
Dimensional Lumber	0.44	0.75	0.33	1.09
Medium-Density Fiberboard	0.37	0.75	0.28	0.92
Food Waste	0.10	0.27	0.03	0.09
Yard Trimmings	0.31	0.45	0.16	0.54
Grass	0.24	0.18	0.04	0.14
Leaves	0.39	0.62	0.24	0.79
Branches	0.38	0.84	0.32	1.06
Mixed MSW	0.08	0.80	0.06	0.21
Drywall	0.03	0.94	0.02	0.08
Wood Flooring	0.42	0.75	0.31	1.04

Application au Québec

L'évaluation du stockage de carbone dans les LET québécois repose sur la disponibilité de données fiables relativement à la composition des matières enfouies. Il s'agit d'un défi de taille car aucun gestionnaire de site ne compile de données à cet égard et il serait presque impossible de tenir un inventaire assez détaillé de chacune des composantes jugées pertinentes. Malgré cela, le stockage du carbone est un fait réel et contribue à diminuer de façon concrète l'empreinte carbone des LET. La présente section vise donc à donner un aperçu préliminaire de l'importance de cette contribution. L'obtention éventuelle de données plus précises sur les matières enfouies permettrait de raffiner l'évaluation.

Deux approches peuvent être utilisées pour évaluer le carbone stocké par les LET, soit une approche globale utilisant des valeurs par défaut suggérées pour les matières résiduelles en vrac, soit une approche unitaire basée sur les diverses sources de matières organiques enfouies. Dans la présente, aucune distinction ne sera apportée entre les matériaux ligneux importés ou produits; non seulement il serait impossible d'apporter une telle précision, mais le but de cet exercice est d'apprécier l'effet global du stockage sur l'empreinte carbone des LET.

Approche globale :

En l'absence de données détaillées, le GIEC recommande d'utiliser des données par défaut suggérées pour les matières résiduelles en vrac. Pour le DOC, la valeur suggérée est de 0.18 gr/gr de matières humides avec une plage entre 0,12 et 0,28 (voir l'onglet « Defaults » du fichier EXCEL IPCC_Waste_Model fournit en annexe au chapitre 3 du Volume 5). En appliquant l'équation 3A1.19 du GIEC (voir ci-haut) à la valeur suggérée, le carbone stocké se calcule comme suit :

$$COD\ m\ stocké\ sur\ le\ long\ terme = Wt \times (COD)(1 - CODf) \times MCF$$

$$= Wt \times (0,18)(1 - 0,5) \times 1,0$$

$$= WX 0,09$$

En CO₂E, la formule devient :

$$CO_2 E \text{ stocké sur le long terme} = Wt \times 0,09 \times \left(\frac{44}{12}\right)$$

$$= Wt \times 0,33$$

Selon le relevé du MELCC de 2017, le Québec a enfouit 4 935 388 t. m. Le carbone stocké serait alors de :

$$= 4\,935\,388 \times 0,33$$

$$= \pm 1\,600\,000 \text{ tonnes } CO_2 E$$

Pour la plage suggérée de 0.12 à 0.28, le carbone stocké serait entre **1 085 000** et **2 533 000** tonnes CO₂E.

Pour le modèle WARM de l'EPA, la valeur suggérée est de 0.21 MCO₂E/t. US de matières humides (voir tableau 6.12 ci-haut). En tonne métrique, cela représente 0.23 MCO₂E/t.m. Pour le Québec, cela représenterait alors :

$$= 4\,935\,388 \times 0,23$$

$$= \pm 1\,135\,000 \text{ tonnes } CO_2 E$$

Les valeurs obtenues avec la formule de l'EPA apparaissent plus représentatives pour deux raisons. D'abord, les valeurs par défaut utilisées ont été développées pour une composition typique de matières résiduelles en Amérique du Nord, tandis que celles du GIEC correspondent à des moyennes mondiales. Deuxièmement, tel que mentionné, les études sur lesquelles se base l'EPA sont plus récentes que celles du GIEC.

Approche unitaire

L'approche unitaire est basée sur les valeurs fournies par le GIEC pour les différentes catégories de matières organiques combinées aux fractions estimées pour les matières enfouies au Québec. Les pourcentages des différentes catégories de matériaux utilisés dans la présente proviennent de l'étude d'impact de l'agrandissement du LET de Sainte-Sophie (WSP, 2018) qui sont à leur tour basée sur les relevés de EEQ et Recyc-Québec de 2013 et 2015. Le tableau 1 présente les calculs détaillés.

Tableau 1

	COD	CODf	1 - CODf	CODm	CO2 E	% Québec	Tonnage 2017	CO2 E stocké
Total							4 935 388	
Papier carton	0,40	0,5	0,5	0,200	0,7333	10,30%	508 345	372 786
Textiles	0,24	0,5	0,5	0,120	0,4400	2,96%	146 087	64 278
Déchets alimentaires	0,15	0,7	0,3	0,045	0,1650	26,20%	1 293 072	213 357
Bois	0,43	0,1	0,9	0,387	1,4190	7,39%	364 725	517 545
Déchets verts	0,20	0,7	0,3	0,060	0,2200	7,58%	374 102	82 303
						54,43%	2 686 332	1 250 269

Quant aux valeurs unitaires fournies par l'EPA, les informations disponibles sur les catégories de matières résiduelles enfouies au Québec ne sont pas assez détaillées pour que cette méthode puisse être appliquée. Le tableau suivant permet toutefois d'observer que les valeurs de l'EPA et celles du GIEC sont du même ordre de grandeur.

Tableau 2

Catégorie GIEC	Catégorie EPA	CO2 E (t. CO ₂ E/t.m. déchets)
Papier carton		0,7333
	Boîtes carton ondulé	0,7930
	Revue	0,9361
	Papier journal	1,3106
	Papier de bureau	0,1322
	Bottins téléphonique	1,3106
	Livres	0,1322
Déchets alimentaires		0,1650
	Déchets alimentaires	0,0991
Bois		1,4190
	Bois de construction	1,2004
	MDF	1,0132
	Plancher bois franc	1,1454
Résidus verts		0,2200
	Gazon	0,1542
	Feuilles	0,8700
	Branches	1,1674

Conclusion

Le stockage du carbone à long terme dans les lieux d'enfouissement est un phénomène réel reconnu par le GIEC et l'EPA américain. On estime ainsi qu'entre 35 et 95 % du carbone biogénique dans un lieu d'enfouissement est réfractaire à la biodégradation et peut être disponible au stockage à long terme (De La Cruz et al. 2013). Ce stockage contribue ainsi à diminuer l'empreinte carbone d'un LET.

Considérant la composition des matières résiduelles enfouies au Québec et les méthodologies proposées par le GIEC et l'EPA, le carbone stocké dans les LET serait d'au moins **1 200 000 CO₂ E**. Ce stockage réduit les émissions nettes du Québec et devrait être considéré dans le bilan québécois. À défaut de valeurs plus précises sur la nature des matières enfouies, les valeurs par défaut suggérées par le GIEC pourraient être utilisées pour fins de calculs.

Il serait toutefois opportun que le Québec entreprenne des études afin de mieux connaître la nature des matières enfouies. Des valeurs de DOC pour des matières en vrac pourraient alors être développées et appliquées dans l'évaluation des GES. Ces études pourraient être reprises sur une base régulière afin d'adapter les valeurs à la nature changeante de la composition des matières.

Bibliographie

De La Cruz, F., Chanton, J., Barlaz, M., *Measurement of carbon storage in landfills from the biogenic carbon content of excavated waste samples*, Waste Management 33 (2013) 2001 à 2005

GIEC *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre*, 2006

Gouvernement du Canada, Environnement et changements climatiques Canada, *Rapport d'inventaire national : 1990 – 2016 : sources et puits de gaz à effet de serre au Canada*, 2018

Gouvernement du Québec, *Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2016 et leur évolution depuis 1990*, 2018

USEPA *Solid Waste Management and Greenhouse Gases – A Life Cycle Assessment of Emissions and Sinks 3rd Edition*, Septembre 2006

WSP, *Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Sainte-Sophie – Zone 6 – Évaluation des GES*, Juin 2018

Annexe 3 :

Évaluation des GES émis par les LET sans système actif de gestion des biogaz

Note technique

Préparée par André Simard, ing. M.ATDR.

André Simard Consultant
andre.simard55@bell.net

14 mai 2021

Introduction

Selon l'article 32 du REIMR, les lieux d'enfouissement technique (LET) du Québec qui reçoivent moins de 50 000 tonnes par année ne sont pas assujettis à l'obligation de capter et détruire les biogaz émis par les matières résiduelles. Dans de tels cas, les biogaz sont émis à l'atmosphère via des puits de ventilation passifs sans traitement. La présente note vise à évaluer de façon sommaire les émissions émises par ces sites en proportion de celles émises par les sites plus importants soumis aux obligations de l'article 32.

Approche utilisée

Une évaluation précise de la production de biogaz par les LET nécessiterait une modélisation de chacun des sites avec le modèle LandGEM de l'EPA américain et une enquête approfondie quant à l'historique et les modalités en vigueur de chacun. Un tel travail déborde du cadre de la présente. Pour donner un aperçu de l'importance de cet apport, il est proposé d'utiliser des valeurs typiques disponibles dans la littérature scientifique.

Revue des données disponibles

Le modèle Waste Reduction Model (WARM) de l'EPA américain (réf. 1) est un outil qui sert à analyser les émissions de GES générées par les matières résiduelles pour différents scénarios de gestion dans une perspective de cycle de vie. Le modèle fournit également des données types pour différentes sortes de matières et tient compte de divers facteurs, tels que stockage du carbone, transport, etc. Il s'agit d'un outil de planification et de comparaison d'options pour aider les gestionnaires dans leur prise de décisions.

Le tableau 6.17 de la documentation WARM fournit une évaluation des émissions nettes de GES pour différents types de matières en fonction des divers scénarios de captage. Pour les matières en vrac, les émissions nettes se résument comme suit :

Scénario de gestion des biogaz	Émissions nettes de GES	
	Tonnes CO ₂ éq/t.imp.	T CO ₂ éq/t.m.
Gestion passive	1.27	1.40
Captage et destruction	0.46	0.51
Captage et valorisation	0.23	0.25

Résultats

La répartition du tonnage enfoui selon le mode de gestion des biogaz provient du document DB1 déposé par le MELCC, tandis que la quantité de tonnes enfouies provient du tableau 3 du document 4.2 déposé par Recyc-Québec.

En appliquant les facteurs du modèle WARM à ces différentes données, l'apport relative des LET se résume comme suit :

Type de gestion	Gestion passive	Gestion active avec destruction	Gestion active avec valorisation
Pourcentage du total selon MELCC	15 %	10 %	75 %
Tonnage	773 400	515 000	3 867 000
Émissions nettes GES			
Unitaires	1.4	0.51	0.25
Totales	1 071 932	266 565	978 351
Apport relatif	46.3 %	42.2 %	11.5 %

Ainsi, les sites munis de systèmes de captage passif représenteraient presque autant d'émissions de GES (46.3 %) que les sites plus importants ayant des systèmes actifs avec destruction ou valorisation (53.7 %). Cette évaluation indique donc que l'apport de GES par les plus petits sites n'est pas négligeable et mérite une évaluation plus précise. La mise en œuvre de mesures de gestion propres à ces installations devrait alors être envisagée.

Bibliographie

1. US EPA *“Documentation for Greenhouse Gas Emission and Energy Factors Used in the Waste Reduction Model (WARM)”* octobre 2019