



Sciences et technologies

# RÉDUCTION DES GES DES LIEUX D'ENFOUISSEMENT AU MOYEN DE BIOSYSTÈMES D'OXYDATION PASSIVE DU MÉTHANE

Crédit photo : Pasi Mäenpää

## Alexandre R. Cabral<sup>1</sup>

Professeur au Département de génie civil et génie du bâtiment  
Université de Sherbrooke

## Martin Héroux

Ingénieur à la Ville de Montréal  
Professeur au Département de génie chimique  
Polytechnique Montréal

La gestion des matières résiduelles compte parmi les activités humaines qui présentent des opportunités de diminuer notre empreinte carbone. La réduction des émissions de méthane ( $\text{CH}_4$ ) des anciens dépotoirs et lieux d'enfouissement pourrait mener à des baisses significatives de gaz à effet de serre (GES) émis à l'atmosphère. À cet effet, l'oxydation par voie biotique du  $\text{CH}_4$  en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) s'avère une solution prometteuse, plus particulièrement l'implantation de la technologie des biosystèmes d'oxydation passive du méthane (BOPM). Cette dernière a d'ailleurs été identifiée dans le 4<sup>e</sup> rapport d'évaluation du GIEC comme moyen pour réduire les émissions de GES du secteur des déchets (Bogner *et al.* 2007). De plus, comme il s'agit de systèmes passifs, demandant donc très peu d'interventions tout au long de leur vie, ils requièrent peu de ressources financières et humaines pour l'exploitation et l'entretien.

La littérature technique fait état de plusieurs expérimentations avec des BOPM à travers le monde. Dans cet article, nous expliquerons brièvement ce qu'est la biofiltration passive et présenterons un sommaire de nos résultats obtenus avec des biofiltres passifs à l'échelle réelle et ceux tirés de la littérature. La description des enjeux et opportunités associés à l'implantation des BOPM, dont son potentiel de réduction d'émissions de GES, conclura cet article. Pour illustrer le tout, un exemple d'application potentiel des BOPM sera présenté : le Complexe environnemental de Saint-Michel (CESM) de la Ville de Montréal.

Le CESM est un des plus grands lieux d'enfouissement du Québec. Ce lieu est actuellement en post fermeture. On y capte et valorise toujours la grande majorité du biogaz, dont la concentration en méthane atteint 45 %. Malgré cet état de fait, certaines applications des BOPM pourraient permettre d'y réduire davantage les émissions de GES.

1. Cette étude a reçu le soutien financier du Consortium de recherche et innovations en bioprocédés industriels du Québec (CRIBIQ), du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et de Waste Management (IWM Québec Inc.), dans le cadre de la subvention de recherche et développement collaborative # CRD 379885-08.

## Les biosystèmes d'oxydation passive du méthane

**E**n fonction de l'état opérationnel d'un lieu d'enfouissement (en exploitation, en fermeture ou en post fermeture), de l'ampleur de la production de gaz, de l'efficacité du système d'extraction de gaz, de la nature du recouvrement existant (définitif ou provisoire; utilisant de l'argile ou des géosynthétiques), différents BOPM sont applicables. Les trois types de BOPM les plus courants sont les biofiltres, les bio-fenêtres et les bio-recouvrements. Un sommaire de leur utilisation et conditions d'opération est présenté dans Kjeldsen et Scheutz (2018; Table 9.5.2). Les biofiltres sont des réacteurs autonomes à lit fixe dans lesquels le méthane est oxydé par des bactéries méthanotrophes colonisant le matériau du filtre. Les bio-fenêtres sont des compartiments intégrés dans le recouvrement du site, ouverts à l'atmosphère, à travers lesquels le biogaz migrant vers l'atmosphère est oxydé. Ces bio-fenêtres contribuent à régler des problèmes d'échappements localisés (ou « hotspots »). Les bio-recouvrements sont conçus pour oxyder les échappements sur de grandes étendues du recouvrement final ou provisoire. Ils sont utiles lorsqu'un grand nombre de biofiltres ou de fenêtres biologiques deviennent nécessaires pour traiter la charge de méthane qui échappe au système de collecte du biogaz.

Les BOPM sont construits avec un empilement de matériaux comme indiqué schématiquement à la Figure 1. Dans certains cas (biofiltres), la couche de fondation n'est pas présente. Les fonctions fondamentales de la couche de distribution de gaz (CDG) sont d'évacuer l'eau qui percole et de répartir la charge de méthane aussi uniformément que possible à la base de la couche d'oxydation du méthane. C'est à ce niveau que l'oxydation du méthane a lieu. La couche arable assure la croissance de la végétation, ce qui permet de mieux contrôler l'érosion. Elle assure aussi un certain apport de nutriments aux colonies bactériennes, dont les méthanotrophes.

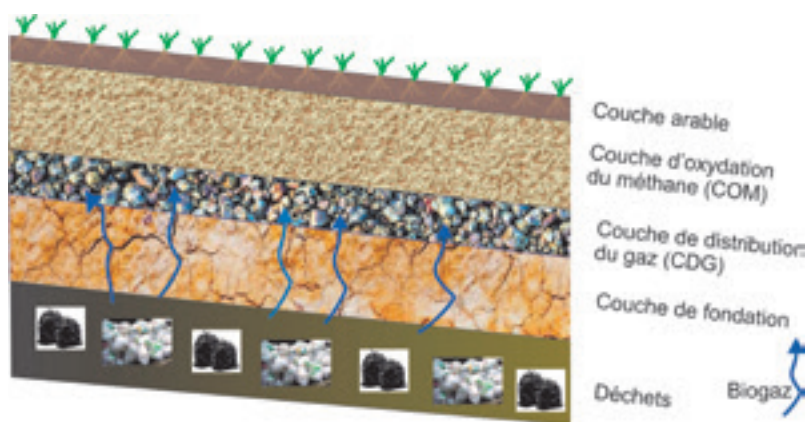


Figure 1. Profil courant d'un BOPM

La conception de systèmes d'oxydation du méthane nécessite une compréhension approfondie des processus fondamentaux impliqués dans l'oxydation microbienne et de ceux liés au transport du gaz et de l'eau à travers des milieux poreux. Cela nécessite également une compréhension de l'impact des facteurs environnementaux, tels que la qualité et la quantité de matière organique, et des conditions telles que le climat. Les principes fondamentaux du processus microbien d'oxydation du méthane ont été couverts dans un document de synthèse (Scheutz *et al.* 2009) et dans diverses publications (p. ex. : Jugnia *et al.* 2009; Spokas and Bogner 2011). Entre 2006 et 2014, une équipe de l'Université de Sherbrooke a construit 3 BOPM dans un lieu d'enfouissement en Estrie et leurs résultats ont été publiés dans différentes revues (p. ex. : Cabral *et al.* 2010; Ndanga *et al.* 2013; Roncato and Cabral 2012). Plusieurs expérimentations ont été réalisées à travers le monde afin d'évaluer le potentiel de cette technologie (Cassini *et al.* 2017; Gebert and Groengroeft 2006; Scheutz *et al.* 2011).

Malgré toutes les expérimentations mentionnées ci-dessus, la conception proprement dite des BOPM n'avait pas été mise à l'avant-scène. Il n'y avait pas de paramètres tangibles sur lesquels la conception d'ingénierie pouvait se faire. C'est un travail pionnier d'une étudiante au doctorat de l'Université de Sherbrooke, qui a incorporé la phénoménologie des écoulements d'eau non saturés, qui a permis de définir un paramètre de conception clair (Aroughalandari *et al.* 2018).

L'efficacité d'un BOPM est obtenue par le biais de mesures des débits entrant et sortant de  $\text{CH}_4$ . Le suivi du débit entrant se fait par le biais de débitmètres massiques, alors que les débits sortant sont obtenus, entre autres techniques, par des mesures en chambres de flux, à la surface. Moins il y a de  $\text{CH}_4$  en surface, plus grande est l'efficacité du BOPM.

# Résultats

La Figure 2 montre l'évolution avec le temps de l'efficacité d'oxydation (axe vertical de droite), de la charge de CH<sub>4</sub> (« inflow »; axe de gauche) et du taux d'émission (« outflow »; aussi dans l'axe de gauche) pour un BOPM (bio-fenêtre) installé sur le lieu d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Waste Management). Les unités sont en grammes de méthane par mètre carré par jour. La bio-fenêtre couvrait une surface de 10 m x 3 m et était alimentée en biogaz par un puits dédié. La concentration de CH<sub>4</sub> dans le biogaz était de l'ordre de 5 x 10<sup>5</sup> ppm (50 % en volume). Les résultats pour 2008 se trouvent dans Cabral *et al.* (2010).

On peut observer à la Figure 2 que la charge de CH<sub>4</sub> a été augmentée régulièrement jusqu'à la mi-juillet, alors que pratiquement aucun CH<sub>4</sub> ne sortait du système (efficacité de près de 100 %). À la mi-septembre, la charge de CH<sub>4</sub> a été augmentée rapidement, ce qui a débalancé temporairement le système (débit sortant augmenté le 3 octobre). Mais le système a rapidement réagi et les rendements calculés ont de nouveau atteint des valeurs très proches de 100 %. En 2009 (Roncato and Cabral 2012), la charge de CH<sub>4</sub> a été augmentée plus progressivement et l'efficacité est demeurée à près de 100 %. La charge maximale, plus faible en 2009 qu'en 2008, dépendait de ce que le puits de biogaz pouvait fournir. On observe à la Figure 2b que l'arrivée du temps froid cause une chute abrupte de l'efficacité d'oxydation du système.

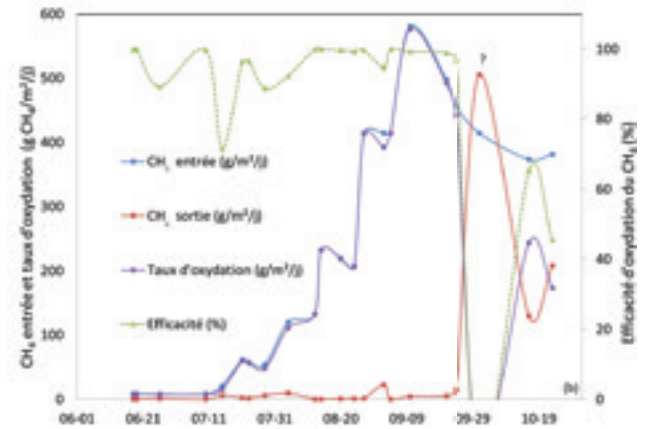
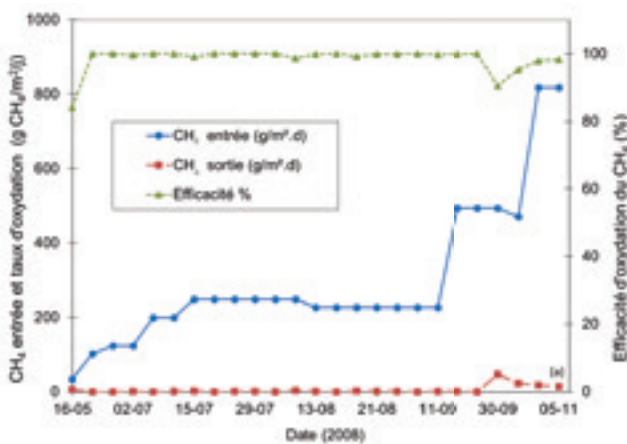


Figure 2. Évolution de la charge de CH<sub>4</sub>, des émissions et des rendements d'oxydation d'un BOPM de 10 m x 3 m : (a) 2008 (adapté de Cabral *et al.* 2010) et (b) 2009 (adapté de Roncato and Cabral 2012).

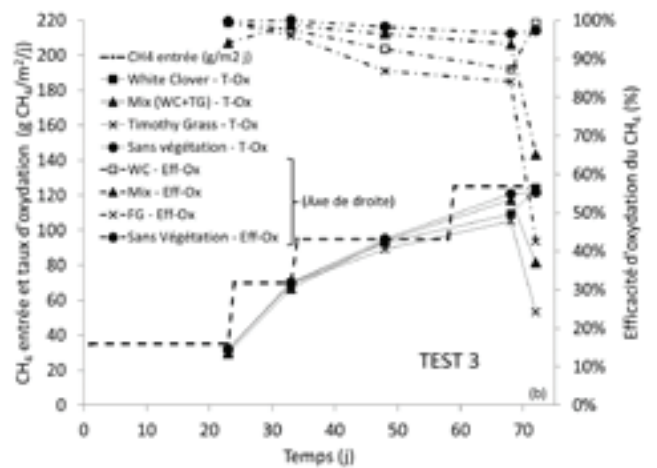
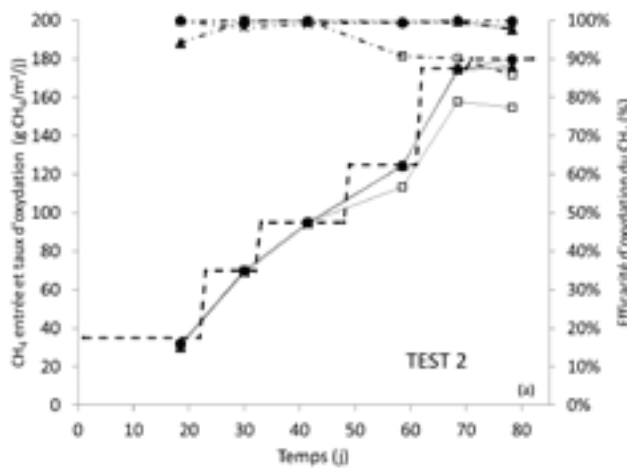


Figure 3. Évolution de la charge de CH<sub>4</sub> et des rendements d'oxydation pour divers biofiltres avec divers types de recouvrement végétal testés sur le terrain : (a) printemps-été; et (b) été-automne. T-Ox = taux d'oxydation du CH<sub>4</sub>; Eff-Ox = efficacité d'oxydation du CH<sub>4</sub>. (adapté de Ndanga *et al.* 2015).

La Figure 3 présente les résultats de deux séries de tests effectuées avec 4 biofiltres de 0.9 m x 0.9 m installés sur le même lieu d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Ndanga *et al.* 2015). Pour la construction, des matériaux disponibles sur le site ont été utilisés (sable et sol arable). Les biofiltres étaient alimentés par du biogaz produit par le site ( $[CH_4] \approx 5 \times 10^5$  ppm). Un des biofiltres a été ensemencé avec du trèfle blanc (white clover), l'autre avec de la fléole des prés (Timothy Grass), le troisième avec un mélange des deux et le quatrième n'avait aucun ensemencement (contrôle).

On a observé que lorsque la charge de méthane augmentait, le taux d'oxydation augmentait au même niveau, maintenant un niveau d'efficacité élevé de tous les systèmes. Pour les essais de la fin été-automne (Figure 3b), les niveaux d'efficacité étaient un peu moins élevés, mais toujours supérieurs à 80 %. Avec l'arrivée du temps plus frais, à l'automne, les niveaux d'efficacité ont baissé abruptement. La charge maximale fournie était limitée par le puits. Selon notre appréciation (Ndanga *et al.* 2015), les biofiltres auraient pu oxyder davantage de  $CH_4$ . Cette étude a été la première à démontrer, sur le terrain et en laboratoire (résultats non présentés ici), que la végétation n'est peut-être pas un facteur aussi déterminant que l'on pensait (sans preuve) et que le type de végétation a peu d'influence sur l'efficacité des biofiltres.

## Potentiel de la technologie pour le Québec

**S**elon les résultats présentés à la Figure 2a, les BOPM seraient capables d'oxyder au moins 804 grammes de méthane par mètre carré par jour ( $g_{CH_4}/m^2/d$ ). Cette capacité de réduire la charge de méthane dépasse largement la production de biogaz résiduelle ou fugitive (non captée) de presque tous les anciens lieux d'enfouissement, qui est de l'ordre de grandeur de  $28 g_{CH_4}/m^2/d$ . Considérant ce dernier chiffre et le fait qu'il existe entre 50 et 60 lieux d'enfouissement fermés au Québec (surface moyenne de l'ordre de 20 hectares), qui ne sont desservis par aucun système de captation du biogaz, le potentiel de réduction des émissions combiné serait de 2 à 3 millions de tonnes de  $CO_2$  équivalent par année, simplement par l'installation de BOPM sur les anciens lieux d'enfouissement de la province !

Les BOPM peuvent aussi trouver des applications, et conséquemment des opportunités de réduction d'émission de GES, dans des sites où le biogaz est capté. Le site du CESH en est un exemple. Même si ce dernier compte sur un réseau efficace de captage et de valorisation du biogaz, une petite fraction est émise dans l'atmosphère sans que le méthane qu'elle contient soit détruit. Cette fraction provient d'un réseau de captage actif unique auquel sont reliées des tranchées de contrôle de la migration latérale (biogaz qui s'échappe du lieu d'enfouissement via la porosité non saturée des sols avoisinants). Le biogaz ainsi capté n'est ni valorisé ni détruit, parce que sa concentration en méthane d'environ 4,5 % est trop faible. Compte tenu du débit pompé de  $680 m^3/h$ , 190 tonnes de méthane par an sont ventilées dans l'atmosphère. Cela équivaut à des émissions de 4750 tonnes de  $CO_2$  par année, soit près de 2 % des émissions découlant des activités municipales de la Ville de Montréal en 2015. Comme ce biogaz est déjà capté et canalisé, l'utilisation d'un biofiltre serait tout à fait appropriée pour éviter son relâchement dans l'atmosphère sans en réduire le contenu en  $CH_4$ .

En se basant sur la capacité d'oxydation de  $804 g_{CH_4}/m^2/d$  (Figure 2a), un biofiltre d'environ  $900 m^2$  serait nécessaire pour réduire à néant les 190 tonnes de  $CH_4$  captées dans la tranchée et ventilées par le CESH; et ce, pour un taux d'efficacité de 75 %. Par contre, en se basant sur la capacité du biofiltre construit par Gebert and Groengroeft (2006), qui ont obtenu un taux d'oxydation supérieur à  $5000 g_{CH_4}/m^2/d$ , les 190 tonnes de méthane ventilées par le CESH pourraient être réduites à néant par un biofiltre d'environ  $150 m^2$ , pour le même taux d'efficacité de 75 %.

## Conclusion

**L**es BOPM représentent une approche technologique prometteuse pour réduire les émissions de GES dans les anciens dépotoirs et lieux d'enfouissement puisque plusieurs études ont démontré leur efficacité, et ce, depuis 15 ans. Les BOPM sont simples à construire et leur conception peut être adaptée au contexte particulier de chaque site potentiel. Toutefois, malgré tous les avantages qu'il présente, le déploiement de cette approche nécessite encore un approfondissement dans le but de développer davantage de critères de conception et de dimensionnement. Un autre défi consiste en l'adaptation de leur conception aux conditions hivernales du Québec.

## RÉFÉRENCES

**Ahoughaletari, B., Cabral, A.R., et Leroueil, S. (2018).** Elements of design of passive methane oxidation biosystems: fundamental et practical considerations about compaction et hydraulic characteristics on biogas migration. *Geotechnical et Geological Engineering Journal*, 36(4): 2593-2609.

**Bogner, J., Abdelrafie Ahmed, M., Diaz, C., Faaij, A., Gao, Q., Hashimoto, S., Mareckova, K., Pipatti, R., et T., Z. (2007).** Waste Management, *In: Climate Change: Mitigation. Contribution of Working Group III to the 4<sup>th</sup> Assess. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge\_University\_Press, Cambridge, UK et NY, USA.

**Cabral, A.R., Moreira, J.F.V., et Jugnia, L.B. (2010).** Biocover performance of landfill methane oxidation: Experimental results. *Journal of Environmental Engineering*, 136 (8), 785-793.

**Cassini, F., Scheutz, C., Skov, B.H., Mou, Z., et Kjeldsen, P. (2017).** Mitigation Of Methane Emissions In A Pilot-Scale Biocover System At The Av Miljø Landfill, Denmark: 1. System Design Et Gas Distribution. *Waste Management*, 63, 213-225.

**Gebert, J., et Groenroeft, A. (2006).** Performance of a passively vented field-scale biofilter for the microbial oxidation of landfill methane. *Waste Management*, 26(4), 399-407.

**Jugnia, L.-B., Ait-Benichou, S., Fortin, N., Cabral, A.R., et Greer, C.W. (2009).** Diversity et dynamics of methanotrophs within an experimental landfill cover soil. *Soil Science Society of America Journal*, 73(5), 1479-1487.

**Kjeldsen, P., et Scheutz, C. (2018).** Landfill gas management by methane oxidation. *Solid Waste Landfilling - Concepts, Processes, Technology*. Edited by R. Cossu et R. Stegmann. Elsevier. pp. 477-497.

**Ndanga, E.M., Bradley, R.L., et Cabral, A.R. (2015).** Does vegetation affect the methane oxidation efficiency of passive biosystems? *Waste Management*, 38(1), 240-249.

**Ndanga, É.M., Cabral, A.R., Bradley, R., et Johnson, T.R. (2013).** Potential effect of vegetation on methane oxidation efficiency of biocovers: Laboratory et field experiment. *In Proceedings of the Fourteenth International Waste Management et Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 30 Sept-4 Oct 2013. Edited by R. Cossu. CISA Publisher. p. Paper 214.

**Roncato, C.D.L., et Cabral, A.R. (2012).** Evaluation of methane oxidation efficiency of two biocovers: Field et laboratory results. *Journal of Environmental Engineering*, 138(2), 164-173.

**Scheutz, C., Fredenslund, A.M., Chanton, J., Pedersen, G.B., et Kjeldsen, P. (2011).** Mitigation of Methane Emission from Fake Landfill Using a Biowindow System. *Waste Management*, 31,1018-1028.

**Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J.E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H.A., Huber-Humer, M., et Spokas, K. (2009).** Microbial methane oxidation processes et technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management et Research*, 27(5), 409-455.

**Spokas, K.A., et Bogner, J.E. (2011).** Limits et dynamics of methane oxidation in landfill cover soils. *Waste Management*, 31(5),823-832.

