



Rola biofiltracji w kontroli emisji gazu składowiskowego w świetle zaleceń dyrektywy UE w sprawie składowania odpadów

*Małgorzata Pawłowska
Politechnika Lubelska*

1. Wstęp

Dyrektywa 1999/31/WE [4] zobowiązuje Polskę do ograniczania ilości materiału podatnego na biodegradację, aż do osiągnięcia w 2020 r., przyjętego w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami (KPGO, 2010), poziomu 35% masy tych odpadów wytworzonych w roku 1995. Redukcja ta będzie następowała poprzez upowszechnienie selektywnej zbiórki i procesów mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów. Jak wskazują badania [1, 2, 10], różnego rodzaju procesy mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów prowadzą do zmniejszenia produkcji biogazu z pozostałej frakcji odpadów w zakresie od 50 do >90%, w stosunku do wartości uzyskiwanej z odpadów nieprzetwarzanych. Można więc przewidywać, że planowane zmiany w gospodarce odpadami spowodują istotne obniżenie potencjału biogazowego odpadów deponowanych na składowiskach, co w znacznym stopniu ograniczy możliwość energetycznego wykorzystania gazu składowiskowego. Mimo to

problem tworzenia się i emisji gazu ze składowisk nie zostanie rozwiązany. Nawet przy bardzo skutecznych systemach segregacji odpadów pewna ilość materii podatnej na biodegradację nadal trafiać będzie na składowiska [2], przyczyniając się do tworzenia gazowych produktów fermentacji. Jednak sposób utylizacji gazu tworzącego się z odpadów o małej zawartości materii organicznej będzie musiał zostać dostosowany do parametrów ilościowych i jakościowych gazu.

Gdy produkcja biogazu waha się w granicach $30\div 50\text{ m}^3/\text{h}$, a stężenie CH_4 wynosi $35\div 40\%$ technicznie wykonalne i ekonomicznie uzasadnione staje się wykorzystanie biogazu jako źródła energii cieplnej lub elektrycznej. Gdy stężenie CH_4 spada do wartości $20\div 25\%$, a szybkość jego produkcji utrzymuje się na poziomie $10\div 15\text{ m}^3/\text{h}$ możliwe jest spalanie biogazu w pochodniach [15]. Przy niższych stężeniach CH_4 w biogazie możliwe jest zastosowanie utleniania katalitycznego, które jest jednak bardzo kosztowne [15] lub o wiele tańszej biofiltracji [8].

Złóża biologiczne wykorzystywane w warunkach składowiska mają za zadanie utlenianie metanu, ale także innych śladowych składników biogazu, takich jak toluen, benzen, etylobenzen, czy ksyleny, które są podatne na biodegradację [3]. W zależności od warunków panujących na składowisku złoża mogą przybierać formę bionadkładów, biookien lub biofiltrów. W tych rozwiązaniach wykorzystuje się rozpowszechnione w przyrodzie mikroorganizmy, które utleniając CH_4 lub inne związki, zdobywają niezbędne do życia substancje i energię. Bakterie utleniające CH_4 (metanotrofy) utleniają go do dwutlenku węgla i wody, wykorzystując w tym celu tlen, jako akceptor elektronów. Jest to proces egzotermiczny i wieloetapowy, który rozpoczyna się od wytworzenia metanolu, który jest przetwarzany do formaldehydu, kwasu mrówkowego i ostatecznie do dwutlenku węgla. Warunki panujące w złożu mają istotny wpływ na skład gatunkowy mikroorganizmów, ten zaś determinuje zdolność metanotroficzną złoża, która jak wskazują liczne badania prowadzone zarówno w skali polowej, jak i laboratoryjnej jest bardzo zmienna [6, 7, 16, 17]. Na zdolność metanotroficzną złoża wpływają czynniki związane zarówno z warunkami klimatycznymi (temperatura otoczenia, opady), właściwościami materiału, w którym rozwijają się mikroorganizmy, jak i parametrami samego gazu. W praktyce największe znaczenie mają: temperatura oraz dostępność tlenu dla mikroorganizmów.

Biofiltracja może być skuteczną metodą zmniejszenia emisji metanu ze składowisk tylko wtedy, gdy jego ładunek dostarczany do złoża nie przekracza znacząco zdolności utleniającej złoża. Przy wysokiej produkcji CH_4 należałoby stosować bardzo duże złoża, o powierzchni przewyższającej nawet powierzchnię składowiska. Dlatego jest to metoda zalecana tylko w warunkach niskiej produkcji biogazu.

Celem pracy jest analiza wpływu wdrożenia zaleceń dyrektywy 1999/31/WE [4], dotyczących obniżenia zawartości materii biodegradowalnej w odpadach, na produkcję gazu składowiskowego oraz ocena możliwości zastosowania biofiltracji jako metody ograniczenia emisji metanu ze składowisk odpadów o niskiej zawartości materii organicznej. W badaniach założono, że zawartość tej materii zostanie obniżona o 65% w stosunku do wartości 489 kg/Mg odpadów, uznanej za stan wyjściowy. Wyliczona na podstawie modelu ilość biogazu produkowanego w poszczególnych latach była podstawą do oszacowania czasu trwania fazy, w której energetyczne wykorzystanie gazu będzie ekonomicznie uzasadnione. W dalszej części pracy oszacowano wielkość złoża metanotroficznego, niezbędnego do usunięcia metanu z gazu składowiskowego, tworzącego się w fazie, gdy produkcja spada poniżej wartości uzasadniającej wykorzystanie energetyczne ($50 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) oraz w fazie, gdy przepływ gazu będzie zbyt niski ($<10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$), aby możliwe było jego spalanie w pochodni.

2. Metodyka badań

2.1. Określenie produkcji gazu składowiskowego

Badania polegały na określeniu produktywności gazowej hipotetycznego składowiska, na którym w ciągu 9 lat zgromadzono 900 tys. Mg odpadów, uwzględniając różny skład odpadów:

Wariant 1 – przy zawartości biodegradowalnej materii organicznej (b.m.o.) w odpadach na poziomie ok. 47% (wartość wyliczona na podstawie uśrednionego składu morfologicznego odpadów komunalnych, podanego w *Wytycznych* ... [18], zmodyfikowanego ze względu na udział lignin w odpadach, które to związki uznano, powołując się na Sanders'a i in. [13], za nierozkładalne w warunkach beztlenowych,

Wariant 2 – przy zawartości b.m.o. w odpadach na poziomie 16,4% (wartość wyliczona przy założeniu 65% redukcji ilości materii podanej na rozkład w składzie odpadów).

Do badań wykorzystano wielofazowy model Afvalzorg opracowany przez Agricultural University w Wageningen [14], w którym szybkość produkcji gazu opisana jest równaniem pierwszego rzędu (1):

$$\alpha_t = \zeta \sum_{i=1}^3 c A C_{0,i} k_i e^{-k_i t} \quad (1)$$

gdzie:

α_t – szybkość produkcji gazu [$\text{m}^3 \text{rok}^{-1}$]

ζ – współczynnik dysymilacji węgla [-]

i – frakcja odpadów z szybkością rozkładu k_i [$\text{kg}_i \text{kg}_{\text{odpadów}}^{-1}$]

c – współczynnik konwersji materii organicznej do gazu [$\text{m}^3_{\text{biogazu}} \text{kg}_{\text{m.o.}}^{-1}$]

A – masa nagromadzonych odpadów [Mg]

$C_{0,i}$ – stężenie materii organicznej z szybkością rozkładu k_i w odpadach [$\text{kg}_{\text{m.o.}} \text{Mg}_{\text{odpadów}}^{-1}$]

k_i – stała szybkości rozkładu frakcji i [rok^{-1}]

t – czas, jaki upłynął od złożenia odpadów [rok]

Przyjęte w badaniach założenia przedstawia tabela 1.

2.2. Oszacowanie wielkości złóż metanotroficznych

Objętość złoża, która zapewni skuteczne usunięcie metanu z gazu składowiskowego, na drodze utleniania mikrobiologicznego obliczono na podstawie ładunku metanu L_{CH_4} [$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$] tworzącego się na składowisku (zakładając stężenie CH_4 w biogazie na poziomie 50%) oraz wartości zdolności metanotroficznej Q [$\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$], oszacowanej na podstawie badań własnych i przeglądu literatury. Powierzchnię złoża wyliczono przy założeniu jego wysokości wynoszącej 1m. W obliczeniach przyjęto gęstość metanu $0,71 \text{ kg m}^{-3}$.

Obliczenia prowadzono dla dwóch różnych wartości zdolności metanotroficznej:

1. $250 \text{ g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ – zbliżonej do uśrednionej wartości uzyskiwanej w biofiltrach z napowietrzaniem aktywnym, w których powietrze wprowadzane jest wraz z filtrowanym gazem składowiskowym,

2. $500 \text{ g m}^{-3}\text{d}^{-1}$ – zbliżonej do uśrednionej wartości uzyskiwanej w biofiltrach z napowietrzaniem pasywnym, w których powietrze dyfunduje do złoża przez jego powierzchnię, w przeciwnym kierunku do filtrowanego gazu składowiskowego.

Tabela 1. Założenia przyjęte do modelowania produkcji gazu składowiskowego
Table 1. Assumptions in modeling of landfill gas production

Parametr	Wartość	
	Wariant 1	Wariant 2
Masa odpadów – A [Mg]	900 000	
Średnie roczne nagromadzenie odpadów [Mg]	100 000	
Stężenie materii organicznej w odpadach – C_0 [$\text{kg}_{\text{m.o}} \text{ Mg}_{\text{odpadów}}^{-1}$], w tym frakcji:	468,9	164,1
-szybkobiodegradowalnej – C_{01}	241,6	84,55
-umiarkowanie biodegradowalnej – C_{02}	104,35	36,52
-wolno biodegradowalnej – C_{03}	122,95	43,03
Stała szybkości rozkładu [rok^{-1}] frakcji ^{*)} :	0,231	
-szybkobiodegradowalnej – k_1	0,116	
-umiarkowanie biodegradowalnej – k_2	0,046	
-wolno biodegradowalnej – k_3		
Współczynnik dysymilacji [-] ^{**)}	0,7	
Współczynnik konwersji [$\text{m}^3_{\text{biogazu}} \text{ kg}_{\text{m.o}}^{-1}$] ^{**)}	0,7	

^{*)} Stałe k_1 i k_2 przyjęto za Scharff'em i Jacobs'em [14]. Stałą k_3 wyliczono w oparciu o wartości k dla papieru i tekstyliów [11] oraz ich stężenia w odpadach

^{**)} Współczynniki dysymilacji i konwersji przyjęto za Scharff'em i Jacobs'em [14]

W obu wersjach założono optymalne warunki pracy złoża (tj. skład chemiczny, właściwości fizyczne materiału, czas zatrzymania gazu w złożu, temperatura), pozwalające na pełne wykorzystanie potencjału utleniającego mikroorganizmów oraz długoterminowe działanie złoża.

Oszacowano wielkość złoża dla dwóch sytuacji:

1. gdy biofiltracja byłaby jedyną metodą stosowaną w fazie po zakończeniu odzysku gazu do celów energetycznych, a więc w warunkach, gdy produkcja gazu spadnie poniżej wartości $50 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$,
2. gdy biofiltracja byłaby stosowana w fazie po zakończeniu odzysku gazu do celów energetycznych jako metoda wtórna, po zaprzestaniu spalania gazu w pochodni, a więc w warunkach gdy produkcja gazu spadnie poniżej wartości $10 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$.

3. Analiza i dyskusja wyników badań

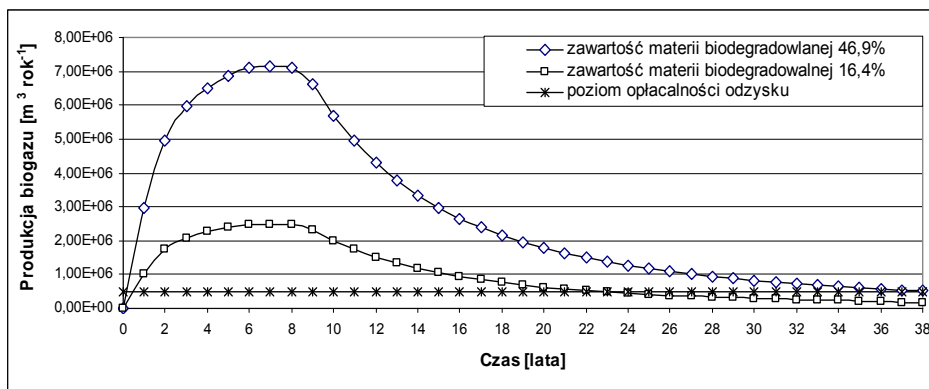
3.1. Wpływ zmian składu odpadów na produkcję biogazu

Wyniki symulacji produkcji gazu na składowisku, na którym zdeponowano 900 tys. Mg odpadów, zawierających 47% biodegradowalnej materii organicznej (wartość przyjęta jako średnia w odpadach składowanych w Polsce) wskazują, że największa produkcja gazu ma miejsce w pierwszych 8 latach eksploatacji składowiska. Maksymalne wartości produkcji rocznej wynoszą 7 mln m³ rok⁻¹ i przypadają na okres bezpośrednio przed zakończeniem eksploatacji i w roku zamknięcia składowiska. Po tym czasie produkcja gazu stopniowo się obniża (rys. 1). Składowisko będzie jednak źródłem emisji gazu przez wiele dziesiątek lat.

Przyjmując jako ilościowe kryterium opłacalności odzysku gazu składowiskowego wartość graniczną jego produkcji na poziomie 50 m³h⁻¹ i zakładając, że stężenie CH₄ w biogazie nie spada poniżej 50% [15] można stwierdzić, że odbiór gazu na cele energetyczne byłby możliwy do ok. 35 roku od chwili otwarcia składowiska. Z uwagi na to, że montaż instalacji do czynnego odzysku gazu jest możliwy dopiero po zakończeniu eksploatacji, a więc w analizowanym przypadku po 9 latach, całkowity czas, w którym gaz mógłby zostać wykorzystany wynosi 26 lat. Wyliczona na podstawie modelu kumulatywna produkcja gazu w okresie, w którym istniałaby praktyczna możliwość jego odzyskania i wykorzystania jako źródła energii (w okresie po zamknięciu składowiska a przed rokiem, w którym produkcja spadnie poniżej wartości zapewniającej opłacalność odzysku) wynosi maksymalnie 52 mln m³.

Wyniki modelowania przeprowadzonego w wariancie 2 (rys. 1) wskazują, że 65% spadek zawartości materii organicznej w odpadach spowoduje ponad 70% spadek produkcji gazu, który mógłby być wykorzystany energetycznie. Oszacowana na podstawie wyników modelowania kumulatywna produkcja gazu w okresie od zakończenia fazy eksploatacji do czasu obniżenia produkcji poniżej poziomu opłacalności odzysku wynosi ok. 14 mln m³. Nastąpi skrócenie okresu produkcji gazu, który można wykorzystać energetycznie do ok. 12 lat (po odliczeniu fazy eksploatacji), czyli niemal o połowę. Jeszcze większe skrócenie okresu produkcji może nastąpić, gdy zmniejszenie zawartości materii organicznej w odpadach będzie realizowane zgodnie z KPGO 2010 [9] (zakładającym poprawę skuteczności selektywnej zbiórki odpadów zielonych

i papieru, w których zawarte są głównie frakcje mniej podatne na biodegradację). Wskazują na to wyniki modelowania prowadzonego przez Pawłowską [12] przy zmiennym udziale frakcji o różnym stopniu podatności na rozkład. Wynika z nich, że wzrost udziału frakcji łatwobiodegradowalnej w odpadach, z ok. 50% na 85% b.m.o., spowoduje skrócenie okresu produkcji gazu o parametrach pozwalających na jego energetyczne wykorzystanie o dalsze 2 lata (w stosunku do wariantu 2), na skutek przyśpieszenia tempa rozkładu odpadów i przesunięcia fazy najintensywniejszej produkcji gazu na czas eksploatacji składowiska.



Rys. 1. Wpływ zawartości materii biodegradowalnej w odpadach na produkcję gazu składowiskowego. Za wartość krytyczną opłacalności odzysku przyjęto produkcję biogazu $50 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$

Fig. 1. Influence of biodegradable organic matter content in deposited waste on landfill gas production. Critical value of profitable biogas recovery was assumed to be $50 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$

3.2. Wykorzystanie biofiltracji w redukcji emisji metanu ze składowisk z obniżoną zawartością materii organicznej

Po zaprzestaniu odzysku biogazu do celów energetycznych, co w przypadku składowisk odpadów z obniżoną zawartością materii organicznej nastąpi w okresie około 2 krotnie krótszym niż na obecnie eksploatowanych składowiskach możliwe będzie zastosowanie biofiltracji do zmniejszenia oddziaływania tych obiektów na atmosferę. Wielkości złóż niezbędne do uzyskania skutecznego usuwania CH_4 z biogazu dla analizowanych wariantów, różniących się ładunkiem CH_4 powstającego

na składowisku i sposobem napowietrzania złoża zostały przedstawione w tabeli 2. Przyjęta do obliczeń wysokość złoża we wszystkich przypadkach wynosi 1 m. Z obliczeń wynika, że największe złożo o powierzchni 1714 m², należałoby zastosować w przypadku, gdy biofiltracja miałaby być jedyną metodą utylizacji gazu powstającego po zaprzestaniu odzysku gazu do celów energetycznych (przy spadku produkcji biogazu poniżej 50 m³h⁻¹ i stężeniu CH₄ równym 50%), a źródłem tlenu dla mikroorganizmów rozwijających się w złożu byłoby powietrze dyfundujące z atmosfery. Doprowadzenie powietrza wraz z biogazem, zapewniające brak limitowania procesu tlenem umożliwia zredukowanie powierzchni złoża do połowy.

Tabela 2. Powierzchnia złoża metanotroficznego [m²] w zależności od ładunku metanu [m³ h⁻¹] i sposobu napowietrzania

Table 2. Surface area of methanotrophic biofilter [m²] related to methane load and type of aeration

Ładunek CH ₄ [m ³ h ⁻¹]	Powierzchnia złoża [m ²]	
	Złożo napowietrzane pasywnie	Złożo napowietrzane aktywnie
25	1714	856
5	340	170

Na przykładzie składowiska Rokitno k/Lublina, o powierzchni nieckii wynoszącej ok. 6,5 ha, wyliczono, że powierzchnia złoża napowietrzanego w sposób pasywny stanowiłaby ok. 3% powierzchni składowiska. Zakładając, że instalacje biofiltrów byłyby umieszczone na 8 studzienkach odgazowujących powierzchnia pojedynczego biofiltra wynosiłaby ok. 214 m² (np. 15 × 15 m). W tym przypadku korzystnym rozwiązaniem wydaje się być zastosowanie warstwy bionadkładu (czyli przykrycia materiałem którego właściwości sprzyjają rozwojowi mikroorganizmów metanotroficznych) na całej powierzchni składowiska. Zapas „potencjału metanotroficznego” wynikający z przewymiarowania złoża w stosunku do ilości powstającego CH₄ umożliwia zastosowanie materiału o niskiej zdolności metanotroficznej, np. dostępnej w okolicy gleby (jednak musi być ona wystarczająco przepuszczalna dla gazu). W rozwiązaniu tym biogaz wydostający się ze studzienki pod własnym ciśnieniem przechodzi do warstwy drenażowej ułożonej bezpośrednio na

uszczelnieniu czaszy, a stąd migruje w górę przez bionadkad, w którym podatne na biodegradację składniki są utleniane na drodze mikrobiologicznej [5].

W przypadku, gdy biofiltracja byłaby wykorzystywana jako metoda utylizacji gazu resztkowego, po zaprzestaniu jego spalania w pochodni (spadek produkcji $< 10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$), powierzchnia złóż metanotroficznych wynosiłaby 340 m^2 (w przypadku napowietrzania pasywnego) i 170 m^2 dla napowietrzania aktywnego. Przykładowo należałoby wykonać 8 biofiltrów napowietrzanych pasywnie o wymiarach $7 \times 7 \text{ m}$ lub 8 biofiltrów napowietrzanych aktywnie o wymiarach $4 \times 5,5 \text{ m}$. Możliwe byłoby również zastosowanie biookien, wbudowanych w szczelną pokrywę czaszy składowiska. Stanowią one rodzaj biofiltru, który umieszcza się na poziomie przykrycia, usuwając fragment warstwy izolującej. Biogaz, natrafiając na warstwę porowatego materiału, stanowiącego wypełnienie biookna migruje przez nią, a zawarte w nim gazy biodegradowalne są rozkładane przez mikroorganizmy [7].

4. Podsumowanie

W najbliższej przyszłości ilość składowanych odpadów komunalnych zawierających materię organiczną ulegnie zmniejszeniu, co wpłynie na produkcję biogazu na składowiskach. Wyniki badań modelowych wskazują, że 65% spadek zawartości materii biodegradowalnej w odpadach (zalecany przez przepisy UE) spowoduje zmniejszenie ilości gazu, który mógłby być wykorzystany do celów produkcji energii o 70% oraz skrócenie czasu trwania fazy odzysku gazu do tego celu o ok. 40%.

Można więc wnioskować, że wobec zmniejszenia udziału związków organicznych w składowanych odpadach składowiska będą generowały mniej biogazu, co spowoduje, że instalowanie systemów do jego przetwarzania na energię będzie nieopłacalne. W tym aspekcie, metody utleniania metanu z udziałem metanotrofów nabierają coraz większego znaczenia, szczególnie w sytuacji, gdy biofiltracja byłaby stosowana wtedy, gdy spalanie gazu w pochodniach stawałoby się niemożliwe, ze względu na jakość i ilość biogazu. Powierzchnia złoża napowietrzanego pasywnie w warunkach produkcji biogazu (o stężeniu CH_4 równym 50%) na poziomie $50 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ wynosi 1714 m^2 , zaś przy produkcji $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ – 340 m^2 . Wymuszone napowietrzanie złoża umożliwi zmniejszenie jego powierzchni przynajmniej o połowę, wiąże się jednak z dodatkowymi kosztami.

Literatura

1. **Bockreis, A., Steinberg, I.:** *Influence of mechanical-biological pre-treatments methods on the gas formation in landfills*, Waste Manage., 25, 337÷343. 2005.
2. **De Gioannis G., Muntoni A., Cappai G., Milia S.:** *Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants*. Waste Manage., 29(3), 1026÷1034. 2009.
3. **Devanny J.S., Deshusses M.A. Webster T.S.:** *Biofiltration for air pollution control*. Lewis Publishers Boca Raton, New York 1999.
4. *Dyrektywa 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 w sprawie składowania odpadów*, Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich L.182/1
5. **Ettala M., Väisänen R.:** *New technology to enhance methane oxidation at landfills*. In: Second Intercontinental Landfill Research Symposium. Asheville NC, USA 13÷16 October 2002.
6. **Einola J., Sormunen K., Lensu A. Leiskallio A., Ettala M., Rintala J.:** *Methane oxidation at a surface-sealed boreal landfill*. Waste Manage., 29, 2105÷2120. 2009.
7. **Gebert J., Gröngröft A., Miehlich G.:** *Kinetics of microbial landfill methane oxidation in biofilters*. Waste Manage., 23, 609÷619. 2003.
8. **Huber-Humer M.:** *Dwindling Landfill Gas – Relevance and Aftercare Approaches*. In: Waste matters. Integrating views (Lechner P., ed.), 2nd BOKU Waste Conference 2007, Facultas Verlags- und Buchhaddels AG, Austria 2007.
9. *Krajowy plan gospodarki odpadami 2010*, M.P.2006.90.946.
10. **Manfredi S., Christensen T.H., Scharff H., Jacobs J.:** *Environmental assessment of low-organic waste landfill scenarios by means of life-cycle assessment modelling (EASEWASTE)*. Waste Manage. Res., 28(2), 130÷140. 2010.
11. **Manna L, Zanetti M.C., Genon G.:** *Modeling biogas production at landfill site*. Resou., Conserv. Recy., 26(1), 1÷14. 1999.
12. **Pawłowska M.:** *Usuwanie metanu z gazu składowiskowego w biofiltrach metanotroficznych*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 63, Lublin 2010.
13. **Sanders W.T.M., Veeken A.H.M., Zeman G, van Lier J.B.:** *Analysis and optymisation of the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste*. In: Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes (Mata-Alvarez J. Ed.), 63÷89, IWA Publishing. 2003.

14. **Scharff H., Jacobs J.:** *Applying guidance for methane emission estimation for landfills*. Waste Manage., 26, 417÷429. 2006.
15. **Stachowitz W.:** *15 years of experience in the field of landfill gas disposal, standards, problems, solutions and procedures*. Proc. Sardinia 2001, Eighth International Landfill Symposium (Christensen, T. H., Cossu, R. & Stegmann, R., eds.), Margherita di Pula, Italy, Vol. II, 601÷611, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy.
16. **Stein V.B., Hettiaratchi J.P.A.:** *Methane oxidation in three Alberta soils: Influence of soil parameters and methane flux rate*. Environ. Technol., 22, 101÷111. 2001.
17. **Streese J. Stegmann R.:** *Microbial oxidation of methane from old landfills in biofilters*. Waste Manage., 23(7), 573÷580, 2003.
18. *Wytyczne dotyczące rozliczania obowiązków w zakresie ograniczania ilości składowanych opadów komunalnych ulegających biodegradacji (wg stanu prawnego na dzień 15.XII. 2008)*, Ministerstwo Środowiska.

Biofiltration Role in Landfill Gas Emission Control in Light of the EU Directive on the Landfill of Waste

Abstract

Legislation of the EU obligates Poland to gradual decrease in deposition of material susceptible to biodegradation, until reaching in 2020 the level of 35% of the organic waste deposited in 1995. This will reduce the biomethanization potential of waste, and significantly limit the possibility of landfill gas use for energy production. So the approach to the problem of landfill gas utilization should be changed.

The results of model studies regarding the influence of biodegradable matter content in waste deposited in a hypothetical landfill on gas production were presented in the paper. The multi-phase model of landfill gas production Afvalzorg was used. It was found that 65% of biodegradable matter decline in the waste will shorten the time during which the landfill gas can be used for energy recovery, by about 40%, and lower amounts of the gas by about 70%.

The paper also presents biofiltration method for the treatment of landfill gas, formed from the waste with low organic matter content. This method bases on the use of microorganisms for the removal of methane and numerous trace gases that are susceptible to biodegradation during landfill gas flow through the porous filter bed. Microorganisms use these compounds as sources of carbon

and energy, which results in a production of simple minerals compounds, such as CO_2 and H_2O . It was calculated that the area of the biofilter bed (1 m high) necessary to ensure the efficient removal of methane emitted from the landfill (where 900 thousand Mg of waste deposited) ranged from 170 to 1714 m^2 , depending on gas load and type of filter bed aeration. The largest filter bed is needed in the case of passively aerated biofilter when gas production drops below the level of profitability of energetic use of biogas (below the gas production of $50 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$), and the smallest in the case of actively aerated biofilter used after flare uninstalling (when the quantity of biogas is below $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$).