

Janusz W. Wandrasz, Marcin Landrat

Model matematyczny wytwarzania biogazu w składowiskach odpadów

Jedną z metod zagospodarowania odpadów, dotychczas najczęściej stosowaną, jest ich deponowanie na składowiskach. Metoda ta, obok segregacji u źródeł, powtórnego ich wykorzystania oraz procesów nisko- i wysokotemperaturowej utylizacji, powinna być ostatnim elementem całego systemu gospodarki odpadami, do którego trafiać powinny jedynie odpady z ograniczonym udziałem frakcji biodegradowalnej [1]. W większości rozwiązań polska gospodarka odpadami nadal opiera się na jednoelementowym systemie, tj. na składowaniu odpadów, o czym świadczy chociażby liczba eksploatowanych składowisk. Pod koniec 2000 roku na terenie kraju funkcjonowało 999 zorganizowanych składowisk o łącznej powierzchni 3125,4 ha, a 88 było już zamkniętych [2]. Należy podkreślić, że statystyka nie podaje liczby dzikich wysypisk, gdyż jest ona trudna do ścisłego ustalenia.

Pozbawiona kontroli, skumulowana w jednym miejscu masa odpadów, wraz z zachodzącymi w niej reakcjami, jest zagrożeniem dla środowiska. Gazowe produkty beztlenowego rozkładu (fermentacji) odpadów są jednym z głównych zagrożeń zdrowia i życia ludzkiego. Nie podlegający dyskusji jest również negatywny wpływ biogazu (głównie mieszaniny metanu i dwutlenku węgla) na środowisko poprzez:

- zagrożenie samozapłonem, lub nawet wybuchem,
- wpływ na florę i faunę glebową, spowodowany migracją gazu poza obszar składowiska,
- wpływ na wzrost stężenia metanu i dwutlenku węgla w atmosferze, a co za tym idzie – na wzrost efektu cieplarnianego.

Stąd tak ważne i istotne jest odgazowywanie składowisk odpadów. Za celowością ich odgazowania przemawiają nie tylko korzyści ekologiczne, lecz również ekonomiczne, a do tych ostatnich należy odzysk energii zawartej w biogazie. Chodzi tu przede wszystkim o składowiska stare, których eksploatacja już się zakończyła, a które pozbawione są odpowiedniego systemu odgazowującego, przy czym do oceny ich zasobności i potencjału konieczne jest opracowanie wiarygodnych metod pomiarowych i analitycznych. Spośród prawie tysiąca zorganizowanych składowisk w Polsce, tylko 96 ma instalacje do odgazowania, a z nich zaledwie w 13 obiektach wykorzystuje się gaz do celów energetycznych [2].

Czynniki wpływające na produkcję biogazu

Podjęcie decyzji dotyczących inwestycji mających na celu odzysk biogazu z wysypisk odpadów wymaga znajomości wielu czynników mających wpływ na jego powstawanie, takich jak [3]:

- skład morfologiczny odpadów (zawartość substancji organicznych, ich podatność na rozkład biologiczny),
- struktura odpadów,
- temperatura złoża odpadów,
- pH,
- wilgotność złoża odpadów,
- wiek odpadów,
- przepuszczalność złoża składowiska,
- lokalizacja składowiska (warunki klimatyczne i geologiczne).

Wiele spośród czynnych i zamkniętych składowisk odpadów w Polsce ma bardzo ubogą dokumentację, która uniemożliwia rzetelną ocenę zasobów biogazu i opracowanie prognozy jego produkcji. Prowadzone prace badawcze, oparte na chwilowych pomiarach emisji z próbnymi pompkami, nie są wystarczające do oceny zasobności całego złoża i obciążone są dużym stopniem niepewności. Dlatego też nieodzowne jest prowadzenie badań monitoringowych, które w oparciu o system pomiarów, ocen i prognoz mogą wpłynąć na podjęcie racjonalnych rozwiązań [4]. Dane uzyskane w ten sposób mogą posłużyć do opracowania prognoz ilości biogazu wytwarzanego w składowiskach odpadów.

Metody prognozowania produkcji biogazu

Modele służące do opisu zjawiska wytwarzania biogazu z odpadów można podzielić na dwie grupy opisujące szybkość generowania biogazu oraz jego przepływ przez złożę. Przyjmuje się, że szybkość tworzenia biogazu zależy od zawartości frakcji biodegradowalnej (zawartość węgla organicznego) [3]. Jest to proces pierwszego rzędu, w którym szybkość reakcji jest wprost proporcjonalna do zawartości frakcji biologicznie rozkładalnych.

Przykładem modelu opisującego powstawanie biogazu jest model Tabasarana [5], który jego produkcję opisuje wzorem stosowanym dla fermentacji metanowej osadów ściekowych w zakresie mezofilowym. Ilość powstającego biogazu z 1 kg odpadów zawierających określoną ilość węgla organicznego opisuje zależność:

$$G = 1,868C_{org}[0,014(T - 273) + 0,28] \quad (1)$$

w której:

- G – potencjalna produkcja biogazu z odpadów, m³/t
- 1,868 – ilość biogazu złożonego z CO₂ i CH₄ powstającego z 1 kg węgla organicznego, m³/kgC_{org}
- C_{org} – zawartość węgla organicznego w odpadach, kgC_{org}/t
- T – temperatura fermentacji, K

Całkowitą produkcję biogazu opisuje wzór [6]:

$$G_t = G(1 - 10^{-k}) \quad (2)$$

w którym:

G_t – całkowita ilość gazu z odpadów powstała do czasu t , m^3/t

k – współczynnik szybkości reakcji, $1/a$ ($k = -\log 0,5/H = \log 2/H$)

t – czas, a

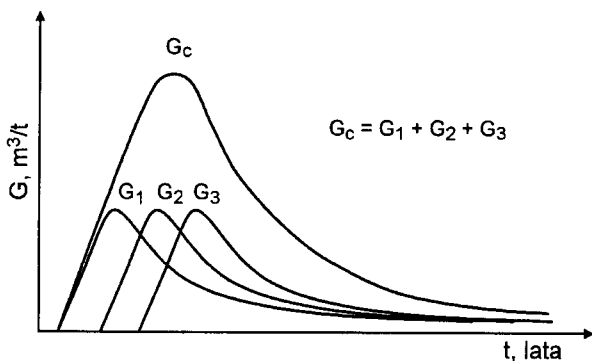
H – czas połowicznego rozkładu frakcji biodegradowalnej odpadów, a

Dla warunków niemieckich za czas połowicznego rozpadu przyjęto okres 6 lat, co daje wartość współczynnika $k=0,05$. Dla warunków polskich przyjęto się stosować wartości $k=0,025+0,05$ (średnio ok. 0,03). Określenie wartości współczynnika k nastręcza wiele problemów ze względu na trudności w wyznaczeniu czasu połowicznego rozpadu frakcji organicznej odpadów. Bezpośredni wpływ na to mogą mieć:

- niedostateczna wilgotność odpadów,
- niejednorodna podatność odpadów na biodegradację,
- technika składowania (zagęszczenie odpadów).

Stąd też z dużym prawdopodobieństwem można powiedzieć, że każde składowisko charakteryzuje inna wartość współczynnika k .

Opisane wyżej założenia procesu powstawania biogazu określone były w warunkach laboratoryjnych i cechuje je wysoki stopień uproszczenia, nie uwzględniający złożonych warunków panujących w złożu składowiska, stąd duża niepewność wyliczonych za ich pomocą wartości. W wielu wypadkach określa się całkowitą emisję złoża w danym okresie poprzez sumowanie emisji rocznych partii odpadów, przy czym zakłada się, że są one jednakowe pod względem zarówno ilościowym, jak i jakościowym (rys.1) [7,8].



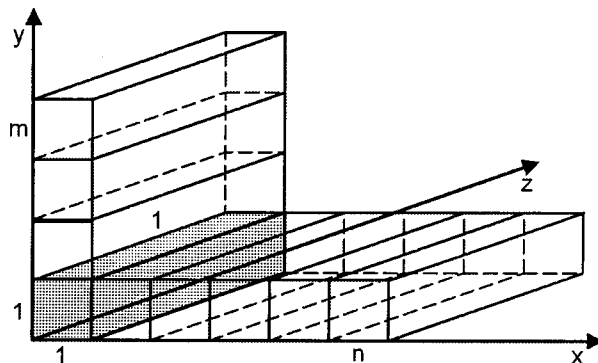
Rys. 1. Konstrukcja wykresu produkcji biogazu przy składowaniu trzech rocznych partii odpadów

Tak radykalne uproszczenia w znaczący sposób wpływają na rzetelność oceny zasobności gazowej składowiska. Nie można bowiem przyjąć, że gaz generuje się w złożu w sposób równomiernie rozłożony w czasie, jak również niemożliwe jest przyjęcie jednorodności składu odpadów.

Model różnicowy produkcji biogazu

Podstawową trudnością w wyznaczeniu spodziewanej emisji biogazu jest występowanie różnych etapów metanogenezy w różnych częściach składowiska, co jest wynikiem zapełniania go przez okres nawet kilkudziesięciu lat. Stąd wynikają różnice w stężeniu biogazu w różnych miejscach składowiska odpadów. Dlatego też najlepszym rozwiązaniem stosowanym do opisu zjawisk zachodzących w składowisku odpadów jest

zastosowanie modelu różnicowego, polegającego na podziale komory składowiska na ciąg elementów różnicowych, różniących się zaawansowaniem demetanizacji odpadów wypełniających dany element, a także składem biogazu. Rozważania prowadzone na wycinku całego złoża pozwalają dokładniej opisać dokonujące się przemiany biochemiczne oraz przepływ produktów tych przemian i ich wpływ na zasobność gazową składowiska. Na rysunku 2 pokazano podział różnicowy hipotetycznego składowiska odpadów traktowanego jako układ bryły trójwymiarowej o stałej jednostkowej długości elementu.

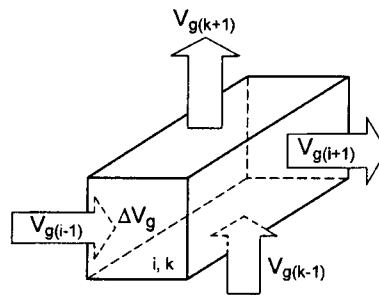


Rys. 2. Schemat podziału składowiska odpadów na elementy różnicowe

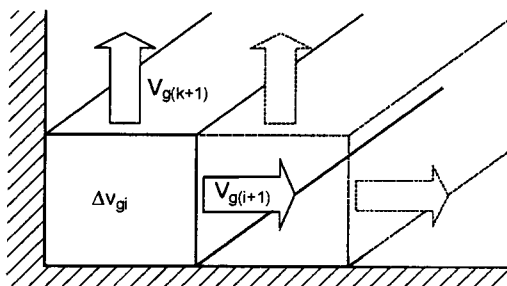
Składowe elementy emitatorów w analizie uproszczonej przyjmuje się jako składniki różnicujące strukturę dwuwymiarowego przepływu gazów ze źródłem emisji:

$$V_{gi+1} - V_{gi-1} + V_{gk+1} - V_{gk-1} = \Delta V_g \quad (3)$$

Do oceny możliwości przeprowadzenia analizy różnicowej przyjęto, że opór przepływu w kierunku poziomym jest zawsze większy od oporu przepływu w kierunku pionowym, co pozwala na przyjęcie przepływu jednokierunkowego. Przedstawiony na rysunku 3 model przepływu można sprowadzić do uproszczonego schematu podanego na rysunku 4.



Rys. 3. Model przepływu biogazu w elemencie różnicowym składowiska odpadów



Rys. 4. Uproszczony model przepływu biogazu w elemencie składowiska odpadów

W rozpatrywanym przypadku wielkość ΔV_{gi} jest zmienna w czasie i tym samym rzutuje na ilość powstającego biogazu w rozpatrywanym elemencie różnicowym. Ilość powstającego gazu w czasie od $\tau=0$ do $\tau=\tau_n$ wynika z sumy strumieni gazu z poszczególnych elementów. Przyjmuje się założenie, że w wypadku czasu zapełnienia pierwszego elementu i po jego zapełnieniu w czasie $\tau=\tau_1$ emisja biogazu następuje z powierzchni bocznej i górnej elementu. Dalsze zapełnianie składowiska powoduje przyrost kolejnego elementu różnicowego $i=2$, a założenie o stałym ciśnieniu w elementach spowoduje emisję biogazu z powierzchni górnej elementów 1 i 2 oraz bocznej elementu 2. Analizując przyrost objętościowy składowiska odpadów o kolejne elementy różnicowe można ustalić strumień biogazu emitowanego do otoczenia.

Strumień biogazu wytwarzanego w składowisku odpadów nie jest zależny jedynie od czasu. Podstawowym kryterium decydującym o tym jest przede wszystkim zawartość w odpadach węgla organicznego i wilgoci, dzięki którym możliwa jest aktywność mikroorganizmów metanogennych oraz tworzenie biogazu. Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że nie cały węgiel organiczny ulega rozkładowi biochemicznemu, co w znaczący sposób wpływa na obniżenie spodziewanej emisji wyznaczonej przy użyciu równań 1 i 2. Do określenia ilości węgla biodegradowalnego zawartego w odpadach stosuje się następujący wzór [9]:

$$C_{deg\ i} = C_{org\ i} f_{deg\ i} (1 - w_i) p_i \quad (4)$$

w którym:

$C_{deg\ i}$ – ilość węgla organicznego ulegającego rozkładowi biochemicznemu w i -tym składniku odpadów, kgC_{deg}/kg ,

$C_{org\ i}$ – ilość węgla organicznego w suchej masie i -tego składnika odpadów suchych, kgC_{org}/kg

$f_{deg\ i}$ – udział frakcji biodegradowalnej w węglu organicznym, kgC_{deg}/kgC_{org}

w_i – zawartość wilgoci w i -tym składniku odpadów wilgotnych, kgH_2O/kg

p_i – udział wagowy i -tego składnika odpadów, kg/kg

Powyższy wzór nie uogólnia zawartości węgla biodegradowalnego do całej masy odpadów, lecz podaje ją dla poszczególnych frakcji. Za celowością takiego postępowania przemawia fakt niejednorodności składu morfologicznego odpadów, która wyklucza jakiegokolwiek uogólnienia. Przykładowe zawartości węgla organicznego oraz węgla biodegradowalnego w różnych składnikach odpadów przedstawia tabela 1 [9].

Na tempo przemian węgla biodegradowalnego w biogaz ma wpływ aktywność mikroorganizmów odpowiedzialnych za rozkład związków organicznych. Proces zachodzący w złożu odpadów, a prowadzący w rezultacie do ich mineralizacji,

Tabela 1. Zawartość węgla organicznego i węgla biodegradowalnego w różnych odpadach

Składnik odpadów	Węgiel organiczny w suchej masie odpadów kgC_{org}/kg	Węgiel biodegradowalny kgC_{deg}/kgC_{org}
Odpady kuchenne	0,48	0,8
Odpady zielone	0,48	0,7
Papier, tektura	0,44	0,5
Tworzywa sztuczne, guma	0,70	0,0
Tekstylnia	0,55	0,2
Drewno	0,50	0,5
Szkoło	0,00	0,0
Metale	0,00	0,0

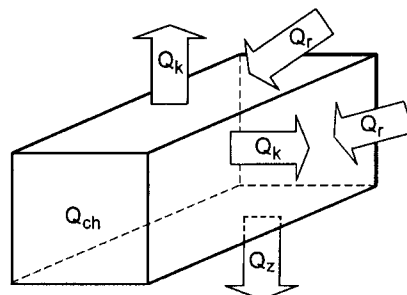
składa się z szeregu etapów, które można podzielić na dwie podstawowe fazy:

– tlenową, w której następuje rozkład substancji organicznych pod wpływem mikroorganizmów tlenowych (aerobowych),

– beztlenową, w której w miejsce mikroorganizmów tlenowych wchodzi drobnoustroje beztlenowe i w konsekwencji następuje rozkład beztlenowy (fermentacja), którego jednym z końcowych etapów jest demetanizacja, czyli fermentacja metanowa.

Stabilizacja tlenowa trwa do momentu wykorzystania tlenu zawartego w odpadach, a jej produktem są m.in. dwutlenek węgla i woda. Na długość tej fazy ma wpływ przede wszystkim stopień zagęszczenia odpadów (w wypadku ich niezagęszczenia, większa porowatość złoża powoduje przenikanie tlenu atmosferycznego do masy odpadów, a co za tym idzie wydłuża proces stabilizacji tlenowej). Po pierwszym etapie następuje fermentacja, w wyniku której ma miejsce wytwarzanie metanu. Ilość wygenerowanego w tej fazie biogazu zależy w głównej mierze od aktywności mikroorganizmów oraz wpływu innych czynników, np. temperatury. Biogaz obniżając przewodność cieplną odpadów przyczynia się m.in. do wzrostu temperatury, a to może negatywnie wpływać na aktywność mikroorganizmów.

Do oceny wpływu temperatury, a także zmiennego składu morfologicznego elementu różnicowego (deponowanie w lecie, zimie itp.) przewidziano uwzględnienie zarówno składu bryły i jej wilgotności, jak również zmian temperatury zachodzących w wyniku procesów biotermicznych i wymiany ciepła wskutek promieniowania (energia słoneczna, nagrzewanie powierzchni) oraz konwekcji z uwzględnieniem średniej temperatury otoczenia. Dla uproszczenia rozumowania przyjmuje się jednorodną bryłę odpadów ze źródłem energii o wydajności Q_{ch} , równomiernie rozłożonym w całej objętości, co pozwala przyjąć średnią stałą temperaturę bryły wynikającą z bilansu energii w postaci (rys.5):



Rys. 5. Uproszczony schemat przepływu ciepła w elemencie składowiska odpadów

$$Q_r + Q_{ch} = Q_k + Q_z \quad (5)$$

w której:

Q_r – ciepło promieniowania słonecznego

Q_{ch} – ciepło reakcji chemicznych

Q_k – ciepło przekazane na drodze konwekcji

Q_z – ciepło przekazane do podłoża ($Q_z=0$)

Dla elementów wewnętrznych bryły składowiska przyjmuje się przepływ ciepła przez elementy jednorodne, których temperatury wynikają z wydajności wewnętrznych źródeł energii. Przy opisie matematycznym nie można jednak poprzestać tylko na zmianach zachodzących wewnątrz rozpatrywanego wycinka (elementu) całości składowiska. W wyniku

przemian biochemicznych wzrasta ilość biogazu, a wraz z nią ciśnienie powodujące jego migrację wewnątrz złoża i poza jego obręb (w wypadku braku uszczelnień). Należałoby zatem rozpatrzyć również wpływ innych czynników zewnętrznych (oprócz temperatury) na tempo przemian w wybranym elemencie składowiska. Należą do nich m.in. migracja wody pochodzącej z opadów atmosferycznych (zawiera tlen powodując zaburzenia w pracy mikroorganizmów beztlenowych), przepływ generowanego gazu oraz siły nacisku kolejnych warstw opadów.

Podsumowanie

Porównywanie wyników matematycznego prognozowania produkcji biogazu w składowiskach odpadów ze stanem rzeczywistym wypada zwykle niekorzystnie na rzecz metody teoretycznej [3], gdyż wartość obliczona najczęściej przewyższa – i to znacząco – praktyczne możliwości odzysku biogazu. Przyczyną tego jest przede wszystkim niejednorodność masy odpadów, a więc i nierównomierność generowania biogazu w składowisku. Wprowadzenie przedstawionego w artykule modelu różnicowego, uwzględniającego wpływ czynników dotychczas pomijanych w znanych i obowiązujących modelach (wymiana masy, wymiana energii), pozwala uniknąć związanych z tym problemów i daje możliwość szerszego stosowania teorii w praktyce. Obecnie testuje się przedstawiony

model, przy czym potrzebne dane empiryczne przetwarza się odpowiednio do potrzeb testu.

LITERATURA

1. Dyrektywa Rady nr 99/31/WE z 26-04-1999 w sprawie składowania odpadów.
2. Ochrona Środowiska 2001. Informacje i opracowania statystyczne. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2001.
3. P. MANCZARSKI: Odgazowanie wysypisk odpadów komunalnych – zagadnienia techniczno-technologiczne. Mat. konf. „III Międzynarodowe Forum Gospodarki Odpadami”, PZITS, Poznań 1999.
4. S. STĘPNIAK: Miernictwo w naziemnych składowiskach odpadów osiedlowych. Eko-Problemy, 1999, nr 4.
5. H. H. SPENDLIN: Untersuchungen zur frühzeitigen Initiierung der Methanbildung bei festen Abfallstoffen. Economica Verlag, Bonn 1991.
6. O. TABASARAN: Abfallwirtschaft, Abfalltechnik: Siedlungsabfälle. Ernst & Sohn, Berlin 1994.
7. S. NOWAKOWSKI: Określanie zasobności gazowej wysypisk metodą próbnego pompowania. Mat. konf. „Budowa i eksploatacja bezpiecznych składowisk odpadów”, Szczyrk, 2000.
8. G. TCHOBANOGLIOUS, H. THEISEN, S. VIGIL: Integrated Solid Waste Management. McGraw-Hill Inc, New York 1993.
9. T. H. CHRISTENSEN, R. COSSU, R. STEGMANN: Landfilling of Waste: Biogas. E & FN Spon, London 1996.

Preliminary Analysis of Landfill Gas Production – A Mathematical Model

There is an urgent need for landfill gas models able either to forecast the yield and production rate of the biogas or to evaluate potential gas migration and related problems. Depending on the approach, different classifications of the models are possible. However, a comparison of theoretical and in-situ data reveals great inconsistencies: theoretical values are generally higher

than the practical possibilities of collection. There are two major factors contributing to that discrepancy: the non-homogeneity of municipal solid wastes and the unsteadiness of biogas generation. The implementation of some diverse mathematical models (their general assumptions are presented in the paper) may eliminate such problems.