

Julita Piskowska-Wasiak

*Instytut Nafty i Gazu – Państwowy Instytut Badawczy*

## Pozyskiwanie i uzdatnianie biogazu z kontrolowanej fermentacji biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych

W artykule przedstawiono: krajowe i unijne akty prawne dotyczące ulegających biodegradacji frakcji odpadów komunalnych, metody unieszkodliwiania biofrakcji odpadów komunalnych, wpływ składu materiału wsadowego i parametrów fermentacji na jej wydajność, możliwości uzdatniania otrzymanego biogazu i perspektywy wykorzystania technologii kontrolowanej fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych w Polsce.

Słowa kluczowe: biogaz, biometan, odpady komunalne, frakcja biodegradowalna, uzdatnianie biogazu, fermentacja metanowa.

### Production and treatment of biogas from controlled fermentation of biodegradable municipal solid waste fraction

The article presents Polish and EU legislation concerning biodegradable fraction of municipal waste, methods of biofraction municipal waste disposal, the impact of input material composition and fermentation parameters on the efficiency of the process and the biogas treatment possibilities. An analysis of the prospects for the use of biofraction municipal waste controlled fermentation technology in Poland was performed.

Key words: biogas, biomethane, municipal waste, biodegradable fraction, treatment of biogas, methane fermentation.

### Wprowadzenie

Ze względu na postępujący rozwój technologii kontrolowanej fermentacji beztlenowej frakcji organicznej odpadów komunalnych i znaczący wzrost liczby instalacji realizujących ten proces w Europie oraz wymagania dotyczące segregowania odpadów komunalnych – oczekuje się także w Polsce rosnącej liczby inwestycji, w których wyselekcjonowana frakcja organiczna odpadów będzie poddawana przetwarzaniu w procesie fermentacji beztlenowej. Wybór technologii unieszkodliwiania odpadów organicznych zależy od lokalnych uwarunkowań, a konkurencyjność technologii opartej na fermentacji beztlenowej wynika przede wszystkim z możliwości energetycznego zagospodarowania powstającego gazu

biologicznego. Ilość i skład wytworzonego biogazu zależy głównie od przygotowania substratów i parametrów procesowych wybranej technologii. Dalsze procesy uzdatniania biogazu zależą od zawartości zanieczyszczeń i związków obniżających jego wartość energetyczną i muszą uwzględniać przewidywany sposób jego zagospodarowania. Nowy rodzaj gazu biologicznego, będący produktem ubocznym technologii mającej na celu kontrolowane przetworzenie odpadów komunalnych, może poprawić udział energii z odnawialnych źródeł, określony dla Polski w dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE na poziomie 15% w ogólnym zużyciu energii w 2020 roku.

## Krajowe i unijne akty prawne dotyczące biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych

Zasadniczymi unijnymi aktami prawnymi wyznaczającymi kierunki zagospodarowania i przetwarzania odpadów biodegradowalnych są *Dyrektywa Rady 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów* (Dz.U. WE L 182 z 16.07.1999 r.) [15] oraz *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy* (Dz.U. UE L 312 z 22.11.2008 r.) [14].

W dyrektywie 1999/31/WE określono działania ukierunkowane na zmniejszenie ilości składowanych odpadów i wyodrębnienie odpadów biodegradowalnych, stwierdzając m.in., że należy wspierać zmniejszenie wytwarzania odpadów, ich recykling i odzysk, a także procesy kompostowania i metanizacji biologicznej. W dyrektywie 2008/98/WE wskazano, że konieczne jest dalsze określenie zakresu i treści obowiązku w dziedzinie planowania gospodarki odpadami, w tym właściwego przetwarzania bioodpadów w celu zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych pochodzących ze składowania odpadów na składowiskach. Jako zalecane działania wymieniono m.in. selektywne zbieranie bioodpadów z zamiarem ich kompostowania i uzyskiwania z nich sfermentowanej biomasy.

Regulacje prawne służące osiągnięciu stanu rzeczy określonego w przywołanych dyrektywach zostały implementowane do polskiego porządku prawnego przez krajowe akty prawne, przede wszystkim *Ustawę z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach* (Dz.U. z 2013 r. poz. 21), w której wprowadzono następującą hierarchię sposobów postępowania z odpadami: zapobieganie powstawaniu odpadów, przygotowywanie do ponownego

użycia, recykling, inne procesy odzysku i unieszkodliwianie, przy czym za recykling uznano także recykling organiczny, w tym obróbkę beztlenową odpadów, które ulegają rozkładowi biologicznemu w kontrolowanych warunkach. Opracowano dokument planistyczny określający kierunki polityki w zakresie gospodarki odpadami – *Krajowy plan gospodarki odpadami 2014* [18], zawierający program zapobiegania powstawaniu odpadów i strategię redukcji składowania odpadów ulegających biodegradacji. W lipcu 2011 r. dokonano nowelizacji ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach, wprowadzając istotne zmiany w stosunku do stanu prawnego obowiązującego wcześniej. Wśród spodziewanych efektów tych zmian można wyróżnić upowszechnienie selektywnego zbierania odpadów komunalnych oraz powstanie odpowiednich instalacji do odzysku lub unieszkodliwiania odpadów komunalnych w sposób inny niż składowanie. W *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 25 maja 2012 r. w sprawie poziomów ograniczenia masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania oraz sposobu obliczania poziomu ograniczania masy tych odpadów* określono wymagany do osiągnięcia w 2020 roku stosunek masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania do masy tych odpadów wytworzonych w 1995 roku – jako 35%. Oznacza to konieczność unieszkodliwienia w sposób inny niż składowanie pozostałej masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji, co związane jest z koniecznością budowy instalacji przetwarzania biologicznego (kompostowania i fermentacji) oraz MBP – mechaniczno-biologicznego przetwarzania.

## Metody przetwarzania frakcji organicznej odpadów komunalnych

Metody utylizacji odpadów komunalnych, zgodnie z definicjami zawartymi w omawianych wyżej aktach prawnych, obejmują recykling i unieszkodliwianie, przy czym jako recykling określa się proces z wytworzeniem produktu nadającego się do zagospodarowania, a pod pojęciem unieszkodliwiania rozumie się również składowanie i metody termicznej obróbki odpadów.

Wśród procesów biologicznych przeznaczonych do przetwarzania zbieranych selektywnie odpadów ulegających biodegradacji można wyróżnić [7]:

- procesy tlenowe (kompostowanie), traktowane zgodnie z załącznikami nr 1 i nr 2 do ustawy o odpadach [20] jako proces recyklingu organicznego (R3), którego głównym celem jest wytworzenie kompostu, niebędącego odpadem, spełniającego kryteria jakościowe dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin,

- procesy beztlenowe – fermentację metanową, uważaną zgodnie z załącznikami nr 1 i nr 2 do ustawy o odpadach za proces recyklingu organicznego (R3) mającego na celu wytworzenie biogazu oraz przefermentowanego produktu, który nie będzie odpadem, jeżeli spełni bezpośrednio lub po dalszej tlenowej stabilizacji kryteria jakościowe dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin. W przypadku gdy otrzymany fermentat nie może być wykorzystany rolniczo i musi być składowany na składowisku, proces spełnia przesłanki unieszkodliwiania.

Procesy biologiczne przeznaczone głównie do przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, w tym odpadów pozostałych po selektywnym zbieraniu frakcji do odzysku, nazywane są procesami mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (MBP). Zalicza się do nich rozdrabnianie, przesiewanie, sortowanie, klasyfikację i separację w celu

mechanicznego rozdzielania strumienia odpadów na frakcje mogące w całości lub w części być wykorzystane materiałowo lub/i energetycznie oraz na frakcję ulegającą biodegradacji, która może zostać przetworzona w warunkach tlenowych lub/i beztlenowych.

Produkty procesów biologicznych niespełniające kryteriów jakościowych dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin są klasyfikowane jako odpady i nazywane stabilizatami.

Wdrożone technologie wykorzystujące fermentację beztlenową – bądź jako pojedynczą operację przetwarzania selektywnie zebranych biofrakcji odpadów komunalnych, bądź jako pierwszy etap przetwarzania tych odpadów, po którym następuje stabilizacja tlenowa pozostałości pofermentacyjnej, bądź jako kolejny etap w procesie mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów zmieszanych – różnią się ze względu na parametry procesu oraz sposób jego realizacji. Ogólnie różnice pomiędzy rozwiązaniami technologicznymi dotyczą przede wszystkim poniższych parametrów procesu [8, 9, 11]:

#### 1. Uwodnienie wsadu

Ze względu na zawartość suchej masy w materiale wsadowym wyróżnia się fermentację mokrą, półsuchą i suchą. Fermentacja mokra jest technologią stosowaną przede wszystkim w przypadku odpadów zmieszanych z osadami ściekowymi z oczyszczalni ścieków komunalnych. Zawartość suchej masy w materiale wsadowym wynosi 3÷12%. Gdy zawartość ta jest równa 12÷20%, procesy fermentacji określa się terminem fermentacji półsuchej. Z kolei technologie fermentacji suchej stosowane są do przetwarzania biofrakcji o zawartości suchej masy w materiale wsadowym wynoszącej 20÷50%.

#### 2. Temperatura fermentacji

Fermentacja biofrakcji odpadów może przebiegać w warunkach mezofilowych – w temperaturze 20÷40°C (optymalna temperatura 30÷35°C) bądź termofilowych: 50÷65°C. Proces mezofilowy jest bardziej stabilny niż termofilowy, większa ilość mikroorganizmów mezofilowych powoduje większą odporność procesu na zmiany jego parametrów. W warunkach termofilowych proces przebiega szybciej, wymagany czas przebywania w reaktorze jest krótszy, lepsza jest higienizacja produktu. Proces cechuje jednak mniejsza stabilność i znacznie wyższe zapotrzebowanie na energię. W warunkach psychrofilowych (<20°C) nie prowadzi się kontrolowanej degradacji anaerobowej biofrakcji odpadów komunalnych ze względu na bardzo małą szybkość procesu fermentacji.

#### 3. Sposób przepływu surowca

Surowiec może być dostarczany do reaktora fermentacji w sposób okresowy bądź ciągły. W reaktorach pracujących okresowo wsad jest załadowany jednorazowo

i podlega procesom fermentacyjnym w określonym czasie. Po zakończonym procesie fermentacji odprowadza się pozostałość pofermentacyjną i napełnia reaktor nowym materiałem wsadowym. Produkcja biogazu przebiega ze zmienną wydajnością, w związku z czym dla zapewnienia ciągłej produkcji biogazu zachodzi konieczność instalowania kilku reaktorów. W reaktorach pracujących w sposób ciągły substrat jest regularnie dostarczany do reaktora, a produkty – pozostałość pofermentacyjna i biogaz – odbierane w sposób ciągły. Jest to układ stosowany w większości instalacji o większej skali, zabezpieczający przed zmianami składu surowca.

#### 4. Liczba stopni fermentacji

Proces fermentacji może być realizowany bądź jako jednostopniowy – wszystkie etapy procesu fermentacyjnego przebiegają w jednym reaktorze, bądź jako dwu- lub wielostopniowy. Zaletą procesu jednostopniowego są przede wszystkim niskie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, wadą – niemożność zapewnienia optymalnych warunków przebiegu procesów w poszczególnych fazach fermentacji. W technologii dwustopniowej proces prowadzony jest w dwóch lub więcej szeregowo połączonych reaktorach, w których panują warunki zapewniające optymalizację poszczególnych faz fermentacji. Głównie wyróżnia się dwa rozwiązania: w pierwszym reaktorze przebiega hydroliza i fermentacja kwaśna, w drugim zachodzi faza fermentacji octanogennej i metanogennej. Możliwe jest także prowadzenie w pierwszym zbiorniku rozkładu związków organicznych w warunkach termofilowych, a w drugim – fermentacji w warunkach mezofilowych.

Technologie jednostopniowe mokre określane są jako procesy SSLS (*single stage low solids* – jednostopniowe z niską zawartością cząstek stałych). Przykładami komercyjnych zastosowań tych procesów są m.in. instalacje Wassa, EcoTec, BTA, TBW-Biocomp. Przy obróbce odpadów rozcieńczonych, o zawartości suchej masy poniżej 12%, konieczne jest zapewnienie dużej objętości reaktora, co oznacza większe koszty inwestycyjne i większe zużycie energii dla utrzymania wymaganej temperatury procesu. Należy również uwzględnić koszt odwodnienia odbieranego produktu.

Jedną z najwcześniej wdrożonych technologii przetwarzania odpadów z wykorzystaniem fermentacji beztlenowej jest technologia Wassa. Pierwsza instalacja stosująca tę technologię została uruchomiona w mieście Vaasa (Finlandia) w 1989 r. Obecnie pracuje kilka instalacji Wassa o wydajności rocznej przerabianych odpadów od 3000 Mg do 85 000 Mg, zarówno w zakresie temperatur mezofilowych, jak i termofilowych. Inną równie sprawdzoną technologią jest BTA. Pierwszy wykorzystujący ją zakład uruchomiono w Helsingørze w Danii w 1990 roku – wydajność osiągnęła 20 000 Mg/rok.

Proces BTA może być prowadzony jako jednostopniowy bądź dwustopniowy. Technologia jednostopniowa przeznaczona jest dla niewielkich, zdecentralizowanych obiektów, natomiast dwustopniowa – dla zakładów o przepustowości powyżej 50 tys. Mg/rok. Technologia BTA została wdrożona w około 50 instalacjach, również w Polsce, w Zakładzie Unieszkodliwiania Odpadów Komunalnych w Puławach, gdzie zawiesina z odpadów komunalnych poddawana jest fermentacji łącznie z osadami ściekowymi.

Technologie jednostopniowe suche określane są jako procesy SSHS (*single stage high solids* – jednostopniowe z wysoką zawartością cząstek stałych). Przykładowymi technologiami tego rodzaju są DRANCO, Kompogas i Valorga, opracowane jeszcze w latach osiemdziesiątych XX wieku w celu uzyskania większej wydajności biogazu z nierozcieńczonych ścieków. Proces DRANCO (*dry anaerobic composting*), opracowany przez belgijską firmę OWS (Organic Waste Systems), wykorzystuje suchą, termofilową (z możliwością zastosowania w warunkach mezofilowych), jednostopniową fermentację beztlenową, po której następuje krótka faza stabilizacji tlenowej. Technologia umożliwia przetwarzanie odpadów o uwodnieniu nawet do 50% suchej masy. Zaletami są: łatwa regulacja obciążenia, prosty system mieszania, niskie straty ciepła, prosta konstrukcja i małe straty energetyczne w procesie mieszania. W Europie pracuje kilkanaście biogazowni DRANCO. Kolejna tego rodzaju technologia – Kompogas jest procesem jednostopniowym prowadzonym w poziomym cylindrycznym stalowym lub żelbetowym reaktorze z przepływem tłokowym. Fermentacja przebiega w temperaturze 55÷60°C, jakkolwiek możliwa jest również w warunkach mezofilowych. Proces termofilowy trwa 15÷20 dni, po tym okresie przefermentowany osad zostaje usunięty z reaktora i poddany odwodnieniu na prasach, kompostowaniu i stabilizacji tlenowej w pryzmach. Średnia wydajność biogazu w procesie wynosi około 130 m<sup>3</sup>/Mg odpadów. Instalacje wykorzystujące Kompogas do przetwarzania odpadów pracują w ponad 30 miejscowościach europejskich i japońskich. Inna, szeroko stosowana technologia – Valorga jest również jednostopniowym procesem przebiegającym w reaktorze z przepływem tłokowym. Fermentacja może być prowadzona w mezofilowym lub termofilowym zakresie temperatur i w zależności od temperatury procesu trwa przez 18÷30 dni. W procesie uzyskuje się biogaz w ilości 80÷160 m<sup>3</sup>/Mg wsadu, w zależności od składu odpadów. Zaletą technologii jest prosty system mieszania i wysoka wydajność produkowanego gazu. Na skalę przemysłową proces Valorga został wprowadzony w połowie lat osiemdziesiątych ubiegłego wieku we Francji, gdzie przetwarzaniu biologicznemu poddawano mechanicznie przygotowane odpady komunalne. Od tamtej pory powstało

kilkadziesiąt instalacji przerobu odpadów z wykorzystaniem tej technologii. Do innych wdrożonych procesów jednostopniowej fermentacji suchej należą technologie Strabag Laran, Biocel, Bekon.

Wśród procesów dwustopniowych oprócz wspomnianego już procesu BTA można wymienić Preseco ADA, Organic Power Maltin System, Cambi, IMK (*Integrierte Methanisierung und Kompostierung*), TBW-Biocomp, Gicon, Schwarzing-Uhde i Linde BRV.

Przedstawione powyżej technologie przetwarzania odpadów komunalnych wykorzystujące proces fermentacji beztlenowej zostały szeroko wdrożone w Europie w ostatnich 20 latach [4]. Na przełomie lat osiemdziesiątych i pięćdziesiątych ubiegłego wieku dominowało składowanie odpadów na składowiskach i spalanie w instalacjach termicznego przekształcania odpadów. Kompostowanie stanowiło niewielki odsetek procesów przetwarzania odpadów z powodu trudności powodowanych przez obecność metali ciężkich. Od początku XX wieku fermentacja beztlenowa jest uważana za bardzo efektywną i perspektywiczną technologię intensywnej biodegradacji biofrakcji odpadów komunalnych. Obecnie w Europie funkcjonuje około 240 instalacji, przetwarzających rocznie w procesie fermentacji metanowej około 7 750 000 Mg odpadów organicznych.

Największą łączną wydajność przetwarzania biofrakcji odpadów komunalnych w procesie fermentacji metanowej mają instalacje w Niemczech (około 2 mln Mg rocznie), Hiszpanii (około 1,6 mln Mg rocznie), a w przeliczeniu na milion mieszkańców – w Holandii i Szwajcarii (odpowiednio 52 400 Mg i 49 000 Mg na milion mieszkańców; pominięte zostały Malta i Luksemburg z uwagi na niewielką liczbę ludności). Przeciętna wydajność instalacji w Europie wynosi około 30 000 Mg/rok. Największe instalacje pracują we Francji (średnia wydajność to 56 130 Mg rocznie) i przetwarzają odpady zmieszane, a najmniejsze – w Szwecji (średnia wydajność 10 000 Mg/rocznie) i przetwarzają dobrze wysegregowane odpady organiczne [4]. Liczba instalacji eksploatowanych w Niemczech, Szwajcarii i Holandii wzrastała równomiernie od lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku i obecnie osiągnęła pewien poziom nasycenia, podczas gdy Francja i Hiszpania wprowadziły proces fermentacji beztlenowej frakcji organicznej odpadów komunalnych dopiero na początku minionej dekady [5].

Wśród wdrożonych w Europie technologii fermentacji odpadów dominują instalacje, w których fermentacja przebiega w warunkach mezofilowych (67% wydajności wszystkich instalacji), ze względu na mniejsze zapotrzebowanie energii i większą stabilność procesu. Należy liczyć się ze wzrostem udziału instalacji termofilowych z uwagi na rozwój technologii wykorzystujących fermentację substancji o dużej zawartości

suchej masy, co pozwala na mniejsze zużycie ciepła w odniesieniu do objętości wsadu.

W odniesieniu do wariantu mokrej lub suchej fermentacji przeważają instalacje stosujące technologię fermentacji suchej (62% ogólnej wydajności). Zazwyczaj jej udział oscylował wokół 70%, ale uległ pewnemu zmniejszeniu po uruchomieniu w latach 2005–2007 dużych instalacji fermentacji mokrej w Hiszpanii.

Rozpatrując prowadzenie procesu w układzie jedno- lub dwustopniowym, można stwierdzić, że istnieje zdecydowanie więcej instalacji jednostopniowych – na instalacje tego typu przypada 93% ogólnej wydajności przetwarzania odpadów

komunalnych w procesie fermentacji metanowej, a na instalacje dwustopniowe tylko 7%. Nie oczekuje się znaczącej zmiany trendu ze względu na znaczne koszty inwestycyjne i eksploatacyjne procesów dwustopniowych i dobrą efektywność sprawdzonych technologii jednostopniowych. Zwiększa się udział instalacji przetwarzających segregowane u źródła bioodpady (szacuje się, że obecnie wynosi około 55%, a instalacji przetwarzających odpady zmieszane – około 45%). W latach 2000–2006 powstało dużo instalacji w krajach, które nie prowadziły zbiórki selektywnej. Od 2006 roku obserwuje się trend odwrotny – zbiórka selektywna jest coraz bardziej powszechna [4].

### **Wpływ substratów i parametrów procesowych na efektywność produkcji i skład gazu biologicznego z kontrolowanej fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych**

Pełny i stabilny przebieg procesu fermentacji jest warunkiem uzyskania pozostałości pofermentacyjnej o pożądanej jakości, zapewnia też wysoki uzysk biogazu. Określenie optymalnych parametrów procesu fermentacji wymaga znajomości jego przebiegu [2, 8].

Fermentacja beztlenowa zachodzi w czterech etapach. Są to kolejno etapy hydrolizy, acidogenezy, acetogenezy i metanogenezy. Jeżeli proces fermentacji przebiega stabilnie, szybkość tworzenia produktów w danej fazie jest równa szybkości rozkładu w fazie następnej, co powoduje przekształcenie niemal całej ilości biodegradowalnych substancji w produkty końcowe: metan, dwutlenek węgla, amoniak i siarkowodór. Do podlegających kontroli parametrów procesowych można zaliczyć pH, temperaturę, wymiar cząsteczek, obecność składników pokarmowych i związków toksycznych, czas trwania procesu, a także rodzaj przetwarzanych odpadów, ich skład, właściwości fizyczne i chemiczne oraz stan sanitarny.

Optymalny zakres temperatury z punktu widzenia szybkości procesu w przypadku fermentacji mezofilowej wynosi 30÷35°C, a przy fermentacji termofilowej 52÷55°C. Bakterie metanowe są bardzo wrażliwe na wahania temperatury i pH środowiska. Nagła zmiana temperatury w komorze nawet o 2°C może znacząco oddziaływać na ich wzrost i wydajność produkcji biogazu. Również zakłócenia w jednej z pierwszych trzech faz procesu fermentacji mogą spowodować zmniejszenie aktywności metanobakterii i doprowadzić do drastycznego spadku ilości produkowanego biogazu oraz zawartości w nim metanu. Ze względu na relatywnie stałą aktywność mikroorganizmów proces fermentacji najczęściej jest prowadzony w mezofilowym zakresie temperatur. W tych warunkach temperaturowych nie uzyskuje się jednak pełnej higienizacji materiału poddawanego fermentacji, co jest możliwe, gdy proces przebiega w warunkach termofilowych.

Optymalne pH ma różną wartość w kolejnych fazach fermentacji. Dla bakterii prowadzących hydrolizę i przekształcenie monomerów w proste kwasy organiczne optymalna wartość pH mieści się w zakresie od 5,2 do 6,3. Bakterie metanowe wymagają generalnie warunków obojętnych, pH od 6,8 do 7,2. Poniżej pH równego 6,6 szybkość wzrostu metanogenów skokowo spada. Nadmierny wzrost pH może doprowadzić do zahamowania przebiegu procesu fermentacji z uwagi na wzrost stężenia amoniaku w osadzie.

Rozdrobnienie cząsteczek jest pożądane ze względu na wzrost szybkości fazy hydrolizy, co powoduje zwiększenie produkcji gazu, zwłaszcza w przypadku fermentacji substratów o wysokiej zawartości materiałów włóknistych, trudno ulegających biologicznemu rozkładowi. Negatywnym efektem rozdrobnienia cząstek jest wzrost oporu właściwego przefermentowanych odpadów.

Skład wsadu do procesu fermentacji w bardzo istotny sposób wpływa na skład i ilość produkowanego biogazu, a także na jakość pozostałości pofermentacyjnej – podlega jednak kontroli i modyfikacji w bardzo ograniczonym zakresie. W przypadku przetwarzania odpadów komunalnych możliwe są dwa scenariusze zbiórki i segregacji, w których materiałem wsadowym jest różny typ odpadów i powstaje różny produkt pofermentacyjny.

Pierwszy scenariusz dotyczy odpadów żywnościowych segregowanych w miejscu powstawania, składających się przede wszystkim z organicznej frakcji łatwo biodegradowalnej. Drugi przypadek obejmuje zbiórkę zmieszanych odpadów i stosowanie procesów mechaniczno-biologicznego przetwarzania w celu mechanicznego oddzielenia frakcji organicznej od innego rodzaju odpadów, nienadających się do przetwarzania w procesie fermentacji beztlenowej. W skład zmieszanych odpadów komunalnych wchodzi frakcja łatwo biodegradowalna, frakcja palna organiczna – wolno rozkła-

dalne lignocelulozowe odpady (drewno, papier, tektura), które lepiej nadają się do przetworzenia lub spalania niż do fermentacji, a także frakcja inertna – kamienie, szkło, piasek, metal – przeznaczona częściowo do recyklingu, częściowo do składowania, której usunięcie z materiału przewidzianego do fermentacji beztlenowej jest konieczne. Mimo to prawdopodobieństwo zanieczyszczenia materiału wsadowego jest większe niż w poprzednim przypadku, zwłaszcza przez odpady tworzyw sztucznych, odłamki szkła i kamieni. Przygotowanie wsadu o możliwie wysokim udziale biofrakcji

łatwo degradowalnej jest warunkiem efektywnego przebiegu procesu fermentacji.

Według przedstawionych w literaturze [1, 9] danych dla różnych technologii przetwarzania odpadów – ilość biogazu możliwa do uzyskania w procesie fermentacji metanowej biofrakcji odpadów komunalnych, zależna od udziału poszczególnych substancji organicznych – węglowodanów, tłuszczów i białek w materiale wsadowym oraz od parametrów procesu, jest określana na poziomie 100÷200 m<sup>3</sup> biogazu/ Mg materiału wsadowego.

### Metody uzdatniania gazu biologicznego z kontrolowanej fermentacji frakcji organicznej odpadów w aspekcie jego planowanego wykorzystania

Ze względu na zmienny skład bioodpadów przetwarzanych w procesie fermentacji powstały biogaz cechuje się zmienną zawartością metanu, wahającą się w granicach 55÷65%. Ponadto w skład biogazu z kontrolowanej fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych wchodzi dwutlenek węgla (35÷45%), azot, para wodna, siarkowodor (do 2%), amoniak, lotne związki organiczne i zanieczyszczenia, m.in. siloksany i chlorowcowęgłowodory [3].

Możliwości zastosowania biogazu otrzymywanego w procesie fermentacji beztlenowej biofrakcji odpadów komunalnych są takie same jak gazów biologicznych pochodzenia rolniczego z oczyszczalni ścieków i składowisk odpadów komunalnych. Wykorzystanie biogazu obejmuje przede wszystkim wytwarzanie energii elektrycznej w silnikach lub turbinach, produkcję energii cieplnej w przystosowanych kotłach gazowych oraz produkcję energii elektrycznej i cieplnej w jednostkach skojarzonych (CHP, ang. *combined heat and power*).

W instalacjach przetwarzania biofrakcji odpadów komunalnych część wytwarzanego biogazu (około 20%) jest zazwyczaj używana na potrzeby energetyczne instalacji przetwarzającej odpady (ogrzewanie komór fermentacyjnych, zużycie energii do napędu pomp i układów mieszania). W znacznie bardziej ograniczonym zakresie stosuje się wprowadzanie biogazu do sieci gazowej i wykorzystanie go jako paliwa do silników pojazdów.

Oprócz powyższych zastosowań, wdrożonych w funkcjonujących instalacjach, na zdecydowanie mniejszą skalę prowadzone są badania nad wykorzystaniem biogazu z fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych do produkcji energii elektrycznej w ogniach paliwowych i nad użyciem go w procesach technologicznych poprzez wytworzenie gazu syntezowego.

Istotne zagrożenie dla eksploatowanych urządzeń stwarza obecność w gazie z fermentacji odpadów zanieczyszczeń – przede wszystkim związków siarki, głównie w postaci

siarkowodoru. Zawartość siarkowodoru w gazie z fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych może sięgać 2%, jakkolwiek średnio waha się od 100 ppm do 1%, na poziomie zbliżonym do charakteryzującego gaz składowiskowy, a więc niższym niż zawartość siarkowodoru w biogazie z fermentacji odpadów pochodzenia rolniczego. Wymagania co do dopuszczalnego poziomu siarkowodoru podawane przez producentów urządzeń zasilanych biogazem są zróżnicowane, np. dopuszczalna zawartość siarki i siarkowodoru dla silników Jenbacher i Klöckner-Humboldt-Deutz określana jest w zależności od wartości opałowej biogazu, z uwzględnieniem, że wpływ substancji śladowych zależy proporcjonalnie od ich ilości wprowadzonej do silnika przez cały okres eksploatacji. Dla biogazu o zawartości metanu 60% dopuszczalna zawartość siarki całkowitej wynosi 420 mg/m<sup>3</sup> w przypadku silnika bez katalizatora i 120 mg/m<sup>3</sup> w układach z katalizatorem. Dopuszczalna ilość siarki w paliwie dla agregatów kogeneracyjnych Vitobloc typoszeregu FG firmy Viessmann przystosowanych do wykorzystywania biogazów różnego typu określana jest na poziomie 120 mg/m<sup>3</sup>. Producenci palników kotłowych dopuszczają zazwyczaj zawartość siarkowodoru poniżej 500 ppm, jakkolwiek istnieją też bardziej łagodne wymagania (Weishaupt: 0,1% obj.).

Kolejne możliwości wykorzystania biogazu z fermentacji biomasy związane są z jego uzdatnieniem do parametrów gazu wysokometanowego. Wymagania te dotyczą biogazu przewidzianego do wprowadzania do sieci lub do zasilania silników pojazdów ze względu na konieczność ograniczenia balastu energetycznego. W Polsce nie ma aktów prawnych regulujących dopuszczalną zawartość siarkowodoru w rozprowadzanym sieci biogazie innym niż rolniczy, w innych krajach europejskich zawartość ta w biogazie sieciowym jest określona na poziomie dozwolonym dla gazu ziemnego rozprowadzanego siecią. Brak specjalnych uregulowań dla gazu biologicznego innego rodzaju niż rolniczy, w przypadku przewidywanego zasilania odbiorców uzdatnionym gazem biologicznym wprowadzonym do sieci

dystrybucyjnej, uzasadnia przyjęcie wartości dla gazu wysokometanowego zgodnie z *Rozporządzeniem Ministra Gospodarki z dnia 2 lipca 2010 r. w sprawie szczegółowych warunków funkcjonowania systemu gazowego* (Dz.U. z 2010 r. Nr 133, poz. 891) oraz PN-C-04752:2011 i PN-C-04753:2011, które określają dopuszczalną zawartość siarkowodoru nie większą niż  $7 \text{ mg/m}^3$ , siarki merkaptanowej – nie większą niż  $16 \text{ mg/m}^3$ , a siarki całkowitej – nie większą niż  $40 \text{ mg/m}^3$  [6]. Wymagania jakościowe dla biometanu stosowanego w transporcie przyjmowane są domyślnie jak dla gazu ziemnego, co oznacza konieczność spełnienia określonych w *Rozporządzeniu Ministra Gospodarki z dnia 28 grudnia 2006 r. w sprawie wymagań jakościowych dla sprężonego gazu ziemnego (CNG)* (Dz.U. z 2006 r. Nr 251, poz. 1850) i PKN-ISO-TR 15403-2:2010 warunków w zakresie zawartości związków siarki i cząstek stałych ze względu na wymagania pracy silników. Wymogi dla biometanu wykorzystywanego jako paliwo transportowe kształtują się różnie w poszczególnych krajach. Przykładowo, dopuszczalna zawartość siarki całkowitej w Holandii wynosi  $45 \text{ mg/m}^3$ , we Francji  $100 \text{ mg/m}^3$ , w Niemczech  $30 \text{ mg/m}^3$ , a siarkowodoru we Francji  $7 \text{ mg/m}^3$ , w Szwajcarii  $5 \text{ mg/m}^3$  i w Szwecji  $23 \text{ mg/m}^3$ .

W przypadku instalacji o średnich wydajnościach i perspektywicznego zastosowania biogazu niewymagającego głębokiego odsiarczania – alternatywą dla procesów chemicznych lub etapem wstępnym mogą być procesy mikrobiologiczne. Ponieważ realizacja procesu mikrobiologicznego nie zapewnia poziomu odsiarczania zalecanego w większości przypadków użytkowania biogazu, w przeważającej części instalacji stosuje się kombinacje metod biologicznych i chemicznych – adsorpcyjnych i absorpcyjnych bądź wyłącznie metody adsorpcyjne lub absorpcyjne [10]. Powszechną metodą jest usuwanie siarkowodoru z biogazu poprzez wykorzystanie adsorpcji przez tlenki żelaza (odsiarczanie na rudzie darniowej). Przy zawartości końcowej siarkowodoru po odsiarciu biologicznym wynoszącej około 500 ppm można, po doczyszczaniu adsorpcyjnym, osiągnąć zawartość tego związku poniżej 20 ppm. Aby osiągnąć poziom oczyszczenia rzędu kilku ppm i mniej, stosuje się węgiel aktywny handlowy lub modyfikowany (impregnowany). Węgiel aktywny usuwa też inne szkodliwe związki zawarte w biogazie, np. chlorowcowęglowodory i siloksany obecne w gazie składowiskowym. Do usuwania siloksanów opracowane są też metody absorpcyjne w mieszaninie wyższych węglowodorów.

W instalacjach o wyższych wydajnościach do usuwania związków siarki z gazu stosowane są metody aminowe wykorzystujące absorpcję chemiczną lub procesy Rectisol i Selexol, oparte na absorpcji fizycznej, umożliwiające redukcję związków siarki do poziomu 20 ppm. Wydzielony siarkowodor zostaje przetworzony na siarkę w procesie Clausa. Połączenie usuwania siarkowodoru z otrzymaniem siarki elementarnej w jednym procesie i uzyskanie efektywnego stopnia oczyszczenia gazu jest możliwe przy zastosowaniu procesów absorpcyjno-utleniających, określanych też jako redox. Należy do nich, umożliwiającą osiągnięcie bardzo niskiej zawartości związków siarki, metoda chelatowa, opracowana w Instytucie Nafty i Gazu do oczyszczania gazu ziemnego – jako metoda IGNiG-Chelate, która następnie została skomercjalizowana przez firmę ZI Promis do odsiarczania gazów pochodzenia biologicznego jako metoda Biosulfex. Zawartość siarkowodoru w gazie oczyszczonym jest rzędu kilku ppm, przy jego obecności w gazie surowym w granicach od  $800 \text{ mg/m}^3$  (około 500 ppm) do kilku  $\text{g/m}^3$ . Ze względu na bardzo korzystne doświadczenia w zakresie oczyszczania gazu biologicznego z oczyszczalni ścieków metodą Biosulfex [13] można oczekiwać, że metoda chelatowa może być przystosowana do odsiarczania średnich i dużych strumieni gazu z kontrolowanej fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych.

W przypadku uzdatniania biogazu do parametrów gazu wysokometanowego niezbędne jest uwzględnienie operacji usuwania dwutlenku węgla. W zależności od ilości gazu stosowane są: wymywanie wodą lub innymi rozpuszczalnikami (absorpcja fizyczna i chemiczna), adsorpcja zmiennociśnieniowa (PSA, ang. *pressure swing adsorption*), procesy membranowe i kriogeniczne [12].

Koniecznym lub pożądanym etapem uzdatniania biogazu z fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych w zależności od jego przewidywanego wykorzystania jest osuszanie, które można przeprowadzić przy zastosowaniu procesów chłodzenia, absorpcyjnych, membranowych i adsorpcyjnych. Najprostszą metodą osuszania gazu stanowi chłodzenie – w przewodzie chłodniczym umieszczonym ze spadkiem kondensat gromadzi się w najniższym miejscu i jest odbierany ze zbiornika kondensacyjnego. Adsorpcyjne osuszanie polega na absorpcji wody w roztworach glikoli etylenowych. W metodach osuszania adsorpcyjnego stosuje się przede wszystkim sита molekularne, żel krzemionkowy i rzadziej tlenek glinu.

### **Możliwości wykorzystania technologii kontrolowanej fermentacji frakcji organicznej odpadów komunalnych oraz pozyskania biogazu w warunkach polskich**

Prognozowane ilości wytwarzanych odpadów komunalnych, a także odpadów biodegradowalnych i odpadów

dopuszczonych do składowania według krajowego planu gospodarki odpadami [18] przedstawiono w tablicy 1.

Tablica 1. Prognozowane ilości wytwarzanych odpadów komunalnych, a także odpadów biodegradowalnych i odpadów dopuszczonych do składowania według KPGO [18]

Rok	2013	2014	2016	2020
Prognoza wytwarzania odpadów komunalnych [Mg]	12 835	13 035	13 456	14 254
Prognoza ilości wytwarzanych odpadów komunalnych ulegających biodegradacji [Mg]	6 933	7 015	7 287	7 574
Ilość odpadów komunalnych ulegających biodegradacji dopuszczonych do składowania [Mg]	2 190	2 190	1 917	1 533

Dla potrzeb określenia postępów w gospodarowaniu odpadami ulegającymi biodegradacji przyjęto, że w 1995 roku – roku odniesienia – wytworzono 4,38 mln Mg tych odpadów. W krajowym planie gospodarki odpadami przyjęto zawartość frakcji biodegradowalnych w całkowitej ilości odpadów na poziomie 52÷53% aż do końcowego roku prognozy – 2022. Założenia KPGO można poddać wstępnej weryfikacji poprzez analizę danych GUS z lat 2012 i 2013 [16, 17].

W 2013 roku w Polsce zebrano 9473,8 tys. Mg odpadów komunalnych (mniej o 1,1% w porównaniu z 2012 rokiem), spadła również ilość odpadów wytworzonych – szacuje się, że w 2013 roku było to 11 294,9 tys. Mg (rok wcześniej: 12 084,5 tys. Mg). Około 1230 tys. Mg odpadów komunalnych zostało skierowanych do biologicznych procesów przetwarzania (kompostowania lub fermentacji). W porównaniu z rokiem poprzednim, w którym biologicznym procesom przetwarzania poddano 1128 tys. Mg odpadów komunalnych, udział odpadów przeznaczonych do takiej obróbki w ogólnej ilości zebranych odpadów komunalnych wzrósł o 1,2%, do poziomu 13,0%. Do unieszkodliwienia przez składowanie skierowano 5978,7 tys. Mg (63,1%) odpadów. W porównaniu z 2012 rokiem, kiedy odpady komunalne przeznaczone do składowania stanowiły prawie 75% całkowitej ilości zebranych odpadów komunalnych (7158,2 tys. Mg), odnotowano znaczący spadek. Wzrósł natomiast udział odpadów zebranych selektywnie w ogólnej ilości zebranych odpadów komunalnych z 10,5% w 2012 roku do 13,5% w 2013 roku. Całkowita waga zebranych selektywnie odpadów wzrosła z około 1005 tys. Mg w 2012 roku do około 1275 tys. Mg w 2013 roku.

Z powyższych danych widać, że w Polsce zmniejszyła się zarówno ilość wytwarzanych, jak i zebranych odpadów komunalnych, osiągając w 2013 roku wartość o około 12% mniejszą, niż zakładano w KPGO. Na tej podstawie można oszacować, że masa wytworzonych odpadów biodegradowalnych wyniosła około 6000 tys. Mg, a zebranych – około 5100 tys. Mg. Z zebranych odpadów komunalnych około 1200 tys. Mg poddano procesom biologicznego przetwarzania, a dopuszczonych do składowania zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz.U. z 2012 r., poz. 676) było około

2200 tys. Mg odpadów biodegradowalnych, co oznacza konieczność przetworzenia co najmniej jeszcze około 1700 tys. Mg. Biorąc pod uwagę założenia planu KPGO, w 2020 roku ilość odpadów biodegradowalnych wytworzonych wyniesie około 7500 tys. Mg, a ilość odpadów dopuszczonych do składowania: 1500 tys. Mg, co oznacza konieczność przetworzenia około 6000 tys. Mg.

W opracowaniu [4] omawiającym kierunki rozwoju technologii przetwarzania biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych w procesie fermentacji metanowej oszacowano, że wydajność instalacji tego typu wyniesie około 25% przerobu wszystkich instalacji przetwarzania biologicznego. Można zatem założyć, że w 2020 roku w Polsce około 1500 tys. Mg odpadów biodegradowalnych zawartych w odpadach komunalnych będzie przerabianych z wykorzystaniem procesu fermentacji metanowej. Jest to wydajność odpowiadająca wydajności instalacji eksploatowanych w 2012 roku np. w Hiszpanii. Przyjmując, że średnia instalacja fermentacji beztlenowej w Europie przerabia rocznie 30÷50 tys. Mg biofrakcji z odpadów komunalnych, oznacza to konieczność zbudowania w Polsce 30÷50 instalacji. Obecnie, według danych Centralnego Systemu Odpadowego z grudnia 2012 roku, w Polsce pracuje 6 instalacji fermentacji metanowej biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych (w Niemczech około 130). Ilość otrzymanego biogazu z instalacji o takiej wydajności po przyjęciu średniej wydajności 100 m<sup>3</sup>/Mg odpadów można oszacować na około 150 mln m<sup>3</sup> biogazu, odpowiadającego około 90 mln m<sup>3</sup> gazu wysokometanowego. Są to ilości niezbyt znaczące w skali zużycia gazu w kraju, ale według danych GUS dotyczących energetycznego wykorzystania gazu składowiskowego – znacznie większe od ilości gazu składowiskowego obecnie przeznaczanego do energetycznego odzysku.

Wykorzystanie energetyczne biogazu powstającego w procesie fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych pozwala na zwiększenie opłacalności inwestycji, jak również na poprawę bilansu w zakresie wykorzystania odnawialnych źródeł energii. W ustawie o odnawialnych źródłach energii [19] gaz z biogazowni komunalnej odpowiada definicji biogazu podanej w art. 2 pkt 1 jako gaz uzyskany z biomasy, a poddana



fermentacji biofrakcja odpadów komunalnych spełnia definicję biomasy zawartą w art. 2 pkt 3 tej ustawy. W art. 77 ust. 4 pkt 5 jako uprawnione do otrzymania wsparcia w systemie aukcyjnym są wymienione instalacje wykorzystujące do wytwarzania energii elektrycznej biogaz inny niż określony

w pkt 3 i 4 (ze składowisk odpadów i z oczyszczalni ścieków), co oznacza, że można oczekiwać, iż głównym kierunkiem zagospodarowania biogazu z fermentacji biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych będzie produkcja energii elektrycznej.

### Podsumowanie

W efekcie transponowania do prawa krajowego dyrektywy 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 roku oraz nowej ramowej dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE wprowadzono obowiązek selektywnej zbiórki odpadów w celu wyodrębnienia frakcji biodegradowalnej i określono dopuszczalne poziomy składowania odpadów biodegradowalnych w odniesieniu do bazowego 1995 roku. Dopuszczalna ilość biodegradowalnych odpadów komunalnych kierowanych do składowania została ustalona na poziomie około 2,2 mln Mg w 2013 roku i około 1,5 mln Mg w 2020 roku. Należy zatem przewidzieć inny niż składowanie sposób postępowania w odniesieniu do pozostałych wytworzonych biodegradowalnych odpadów komunalnych. Według prognozy wytwarzania odpadów biodegradowalnych zawartej w *Krajowym planie gospodarki odpadami 2014* w 2020 roku będzie to dotyczyć około 6 mln Mg biofrakcji odpadów komunalnych.

Dotychczas w Europie i w Polsce zdecydowanie przeważały instalacje wykorzystujące proces kompostowania. Obecnie coraz więcej odpadów jest segregowanych u źródła lub w instalacjach mechaniczno-biologicznego przetwarzania, co zapewnia dobrej jakości materiał wsadowy dla procesu fermentacji. W Europie liderem technologii przetwarzania odpadów biodegradowalnych w procesie fermentacji metanowej są Niemcy, gdzie w około 130 instalacjach przerabia się ponad 2 mln Mg biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych rocznie. W Polsce według informacji Centralnego

Systemu Odpadowego dominuje technologia kompostowania – na 233 instalacje biologicznego przetwarzania odpadów 133 to kompostownie i istnieje tylko 6 instalacji do fermentacji odpadów organicznych. Przy założeniu – zgodnie z trendami prognozowanymi w krajach o bardziej od Polski rozwiniętym systemie gospodarki odpadami – że około 25% procesów biologicznych będą stanowić procesy fermentacji beztlenowej. Oznacza to, że w 2020 roku około 1500 tys. Mg biodegradowalnych odpadów komunalnych może być poddanych takiej fermentacji, co pozwoli na wytworzenie z nich około 150 mln m<sup>3</sup> biogazu – ilości większej, jaka obecnie kierowana jest do energetycznego odzysku na składowiskach. Skład i zawartość zanieczyszczeń w gazie z kontrolowanej fermentacji biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych są zbliżone do składu gazu ze składowisk odpadów komunalnych i z fermentacji osadów ściekowych, w związku z czym uzdatnianie tego rodzaju biogazu do parametrów wymaganych do planowanego wykorzystania może przebiegać z zastosowaniem znanych procesów oczyszczania i uzdatniania.

W świetle zapisów uchwalonej przez Sejm ustawy o odnawialnych źródłach energii instalacje wytwarzające biogaz z biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych będą uprawnione do wsparcia w systemie aukcyjnym, co poprawi opłacalność procesu wykorzystania tego rodzaju gazu do produkcji energii elektrycznej.

Prosimy cytować jako: Nafta-Gaz 2015, nr 7, s. 510–519

Artykuł nadesłano do Redakcji 26.11.2014 r. Zatwierdzono do druku 24.03.2015 r.

Artykuł powstał na podstawie pracy statutowej pt. *Pozyskiwanie i uzdatnianie gazu z kontrolowanej fermentacji frakcji organicznej odpadów komunalnych* – praca INiG – PIB na zlecenie MNiSW, nr archiwalny: DK-4100-3/14, nr zlecenia: 0003/WO/14.

### Literatura

- [1] Angelonidi E.: *A critical assessment of wet and dry anaerobic digestion processes for the treatment of municipal solid waste and food waste*. Imperial College London, Centre for Environmental Policy, September 2013.
- [2] Banks C. J., Chesshire M., Heaven S., Arnold R.: *Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: Performance assessment by mass and energy balance*. Bioresource Technology 2011, vol. 102, iss. 2, pp. 612–620.
- [3] Christensen T. (ed.): *Solid Waste Technology & Management*. Vol. 2. West Sussex, Wiley, 2011.
- [4] De Baere L., Mattheeuws B.: *Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in Europe – Status, experience and prospects*; <http://www.ows.be> (dostęp: sierpień 2014).
- [5] De Baere L., Mattheeuws B.: *State of the art 2008 – Anaerobic digestion of solid waste*. Waste Management World 2008, vol. 9, iss. 4.
- [6] Holewa J., Kukulska-Zajac E., Pegielska M.: *Analiza możliwości wprowadzania biogazu do sieci przesyłowej*. Nafta-Gaz 2012, nr 8, s. 523–529.

- [7] Jedrczak A., Haziak K.: *Okreslenie wymagan dla kompostowania i innych metod biologicznego przetwarzania odpadów. NFOŚ i GW*, Zielona Góra 2005.
- [8] Kusch S., Schäfer W., Kranert M.: *Dry Digestion of Organic Residues*. [W:] Kumar S. (ed.): *Integrated Waste Management – Volume 1*. 2011; <http://www.intechopen.com/books/integrated-waste-management-volume-i/dry-digestion-of-organic-residues> (dostęp: październik 2014).
- [9] Ledakowicz S., Krzystek L.: *Wykorzystanie fermentacji metanowej w utylizacji odpadów przemysłu rolno-spożywczego*. *Biotechnologia* 2005, nr 3, s. 165–183.
- [10] Niemczewska J.: *Characteristics of utilization of biogas technology*. *Nafta-Gaz* 2012, nr 5, s. 293–297.
- [11] Verma S.: *Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes*. Columbia University, 2002; <http://www.seas.columbia.edu/earth/vermathesis.pdf> (dostęp: sierpień 2014).
- [12] Wellinger A., Lindberg A.: *Biogas Upgrading and utilization. IEA Bioenergy. Task 24*. 2005; <http://www.biogasmax.eu> (dostęp: sierpień 2014).
- [13] Z. I. PROMIS; <http://www.zipromis.com.pl> (dostęp: sierpień 2014).
- [15] *Dyrektywa Rady 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów* (Dz.U. WE L 182 z 16.07.1999, s. 1, z późn. zm.).
- [16] Główny Urząd Statystyczny: *Infrastruktura komunalna w 2012 r.* Warszawa 2013; [www.stat.gov.pl](http://www.stat.gov.pl) (dostęp: listopad 2014).
- [17] Główny Urząd Statystyczny: *Infrastruktura komunalna w 2013 r.* Warszawa 2014; [www.stat.gov.pl](http://www.stat.gov.pl) (dostęp: listopad 2014).
- [18] *Krajowy plan gospodarki odpadami 2014*. Załącznik do uchwały nr 217 Rady Ministrów z dnia 24 grudnia 2010 r. (M.P. 2010 Nr 101, poz. 1183).
- [19] *Ustawa o odnawialnych źródłach energii z dnia 16 stycznia 2015 r.* (tekst przekazany do Senatu).
- [20] *Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach* (Dz.U. z 2013 r. poz. 21).

#### Akty prawne i normatywne

- [14] *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy* (Dz.U. UE L 312 z 22.11.2008).



Mgr inż. Julita PISKOWSKA-WASIAK  
Starszy specjalista badawczo-techniczny w Zakładzie Technologii Oczyszczania i Nawaniania Paliw. Instytut Nafty i Gazu – Państwowy Instytut Badawczy ul. Lubicz 25A 31-503 Kraków  
E-mail: [piskowska@inig.pl](mailto:piskowska@inig.pl)

#### OFERTA

### ZAKŁAD OCZYSZCZANIA I UZDATNIANIA PALIW GAZOWYCH

Zakres działania:

- odsiarczanie gazu ziemnego oraz gazów kwaśnych (metoda IGNiG-Chelate);
- metody głębokiego odsiarczania i uzdatniania gazu ziemnego do zasilania ogniw paliwowych;
- badania nad technologią ogniw paliwowych zasilanych gazem ziemnym;
- nieinwazyjne metody kontroli szczelności tłoczni gazu, w tym metody laserowe zdalnej detekcji metanu, lokalizacja wycieków, precyzyjne pomiary wielkości emisji metanu z tłoczni gazu;
- metody korelacyjne wyznaczania właściwości energetycznych paliw gazowych;
- oznaczanie składu i właściwości fizykochemicznych paliw gazowych;
- nowe metody wykorzystania gazu, w tym m.in.: w klimatyzacji, chłodnictwie, do napędu pojazdów oraz w układach kogeneracyjnych;
- badania biogazów, prognozowanie uzysku biogazu.



**Kierownik:** mgr inż. Grzegorz Demusiak  
**Adres:** ul. Kasprzaka 25, 01-224 Warszawa  
**Telefon:** 22 632-48-73  
**Faks:** 22 632-63-13  
**E-mail:** [grzegorz.demusiak@inig.pl](mailto:grzegorz.demusiak@inig.pl)

