



Produkcja metanu wskaźnikiem oceny biodegradowalności substratów w procesie fermentacji metanowej

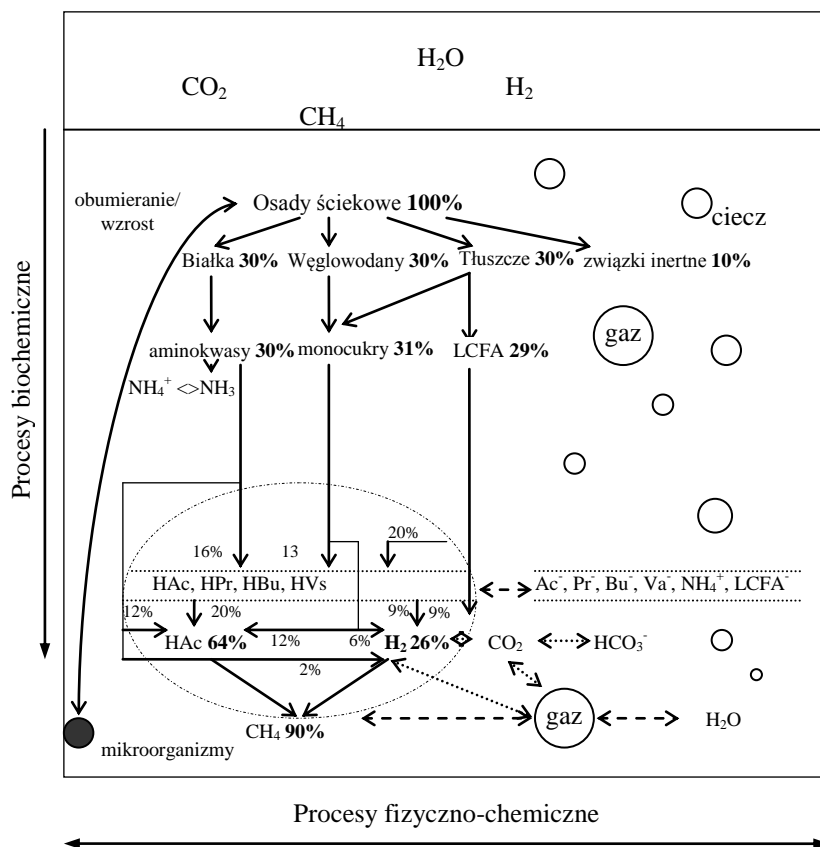
Sylwia Myszograj
Uniwersytet Zielonogórski

1. Wprowadzenie

Fermentacja jest beztlenowym biologicznym procesem rozkładu (mineralizacji) złożonych wysokocząsteczkowych substancji organicznych. Technologia ta jest stosowana do stabilizacji osadów ściekowych i biofrakcji odpadów organicznych. Substraty poddawane fermentacji metanowej charakteryzują się różnymi właściwościami. Ogólnie można je podzielić na dwie zasadnicze grupy: substraty z dużą zawartością zawiesin organicznych oraz substraty zawierające głównie rozpuszczone i koloidalne związki organiczne (tabela 1) [2]. Głównymi produktami procesu jest przefermentowana biomasa oraz biogaz.

Pomimo znacznego wykorzystania technologii fermentacji w praktyce, projektowanie, działanie i kontrola procesów beztlenowych zwykle opiera się na wskazówkach empirycznych. Wraz z rozwojem metodologii tworzenia modeli procesów, sytuacja ta zaczęła się gwałtownie zmieniać, a modele matematyczne znalazły swoje wykorzystanie

jako cenne narzędzia w kontroli i optymalizacji procesów beztlenowych. Drogi przemian i procentowy udział związków organicznych w kolejnych fazach fermentacji metanowej opracowane na podstawie Anaerobic Digestion Model No. 1 przedstawiono na rys. 1 [1].



Rys.1. Procesy jednostkowe fermentacji metanowej ujęte w modelu ADM1 [1]

Fig.1. Conversion processes in anaerobic digestion used in the ADM1 [1]

LCFA długołańcuchowe kwasy tłuszczowe (long chain fatty acids), LCFA zdyocjowane kwasy tłuszczowe (LCFA base equivalent), HVa kwas walerianowy (valeric acid), Va waleriany (valerate), HBU kwas masłowy (maślany), HPr kwas propionowy (propionic acid), Pr propioniany (propionate), HAc kwas octowy (acetic acid), Ac octany (acetate)

W ADM1 założono, że pierwszym etapem procesów beztlenowych jest dezintegracja, która w dużym stopniu nie jest procesem biologicznym i dotyczy upłynniania substratów takich jak m.in. obumarłe mikroorganizmy, osad wstępny, aktywny osad nadmierny do cząsteczkowych cukrów, białek i tłuszczu oraz frakcji nierozkładalnych (inertnych).

Tabela 1. Charakterystyka substratów przekształcanych w procesie fermentacji metanowej [2]

Table 1. Characteristics of the components of substrates treated in anaerobic digestion process [2]

Rodzaj substratu	Zawierający duże ilości zawiesiny organicznej	Zawierający głównie rozpuszczone i koloidalne związki organiczne
Przykład	Osady ściekowe, odpady organiczne	Ścieki bytowo-gospodarcze, miejskie i przemysłowe
Cel/skutek fermentacji	Przemiana niebezpiecznego pod względem sanitarnym silnie uwodnionego substratu o dużej zawartości substancji organicznej w substrat o małej lepkości, ziemisty, niezagniwający przy jednoczesnym pozyskaniu biogazu	Przemiana koloidalnych i rozpuszczonych substancji w biomasę i biogaz
Faza limitująca szybkość procesu	Hydroлиза polimerów organicznych występujących w zawieszynie	Metanogeneza
Korzyści z procesu	Uzyskanie bezpiecznego sanitarnie produktu o dużej zawartości związków biogennych, wytwarzanie biogazu mogącego służyć jako odnawialne źródło energii, mniejsze zapotrzebowanie na energię i substancje biogenne w porównaniu z procesami rozkładu tlenowego, może być stosowany na skalę przemysłową i przy gospodarstwach domowych	
Wady procesu	Duża wrażliwość na: zmiany temperatury, odczynu, przeciążenie bioreaktora, obecność ksenobiotyków, obecność tlenu	

Enzymatyczna hydroлиза obejmuje dalszy rozkład tych polimerów odpowiednio do monocukrów, aminokwasów i długo łańcuchowych kwasów tłuszczowych, które są transportowane przez ściany komórkowe bakterii. Proces ten prowadzony jest przez bakterie hydroлизujące, które poprzez enzymy zewnątrz komórkowe działają na nierozpuszczalne związki organiczne. Proces ten z zasady jest bardzo powolny, co może

spowodować, że fermentacja metanowa może być limitowana w układach, do których doprowadzona jest duża ilość zawieszin organicznych.

Obydwie fazy rozkładu, dezintegracja i hydroliza traktowane są jako reakcje pierwszego rzędu.

Stała hydrolizy dla równania pierwszego rzędu (k) dla podstawowych związków wynosi [3, 4]:

– węglowodany	$k = 0,5 - 2 \text{ (d}^{-1}\text{)}$,
– tłuszcze	$k = 0,1 - 0,7 \text{ (d}^{-1}\text{)}$,
– białka	$k = 0,25 - 0,8 \text{ (d}^{-1}\text{)}$.

Najczęściej przy wyznaczaniu stałych kinetycznych bioodpady mogą być charakteryzowane jako substrat złożony z węglowodanów, tłuszczu i białek. Z drugiej strony należy uwzględnić m.in. udział poszczególnych związków, stopień rozdrobnienia i rozmiar cząstek. Dlatego też wyznaczenie współczynników kinetycznych jest trudne [3, 4].

Przykładowe wartości stałej hydrolizy dla osadów ściekowych oraz dla wybranych odpadów przedstawiono w tabeli 2 [3, 4, 8].

Tabela 2. Stała hydrolizy dla osadów ściekowych oraz dla wybranych odpadów [3, 4, 8]

Table 2. First order specific hydrolysis rate constant for sewage sludge and chosen wastes [3, 4, 8]

substrat	$k_h \text{ (d}^{-1}\text{)}$	T (°C)	Autor
Odpady			
Odpadki kuchenne	0,34	35	Liebetrau
Bioodpady	0,12	35	Liebetrau
Komunalne odpady stałe	0,10	15	Bolzonella
Odpady spożywcze	0,55	37	Vavilin
Osady ściekowe			
Osad wstępny	0,4÷1,2	35	O' Rourke
Osad wstępny	0,99	35	Ristow
Osad wtórny	0,17÷0,6	35	Ghosh
Osad mieszany	0,25	35	Siegrist

W kolejnej fazie (acidogenezie) w wyniku działalności bakterii kwasotwórczych produkty hydrolizy są rozkładane do niskocząsteczkowych związków organicznych, głównie lotnych kwasów tłuszczowych (mrówkowego, octowego, propionowego, masłowego walerianowego, kapronowego) oraz alkoholi (etanolu, metanolu, butanolu), aldehydów i produktów gazowych (dwutlenku węgla i wodoru). Bakterie dominujące w tej fazie są zarówno bezwzględnie jak i też względnie beztlenowcami. Już na tym etapie powstają związki posiadające charakter metanogeny np. kwas mrówkowy, kwas octowy, metanol, dwutlenek węgla i wodór. Mogą być one wykorzystywane przez bakterie metanowe i przetwarzane do końcowego produktu fermentacji, tj. metanu. Kwasy organiczne, m.in. propionowy, masłowy i walerianowy są przekształcane w fazie octanogennej w kwas octowy (octanogeneza) i wodór. Metan ostatecznie produkowany jest z rozkładu kwasu octowego (octanogeneza = 64%) i redukcji dwutlenku węgla przez wodór cząsteczkowy (wodorowa metanogeneza = 26%).

2. Metodyka badań

Celem badań było porównanie stopnia biodegradacji biofrakcji odpadów komunalnych i osadów nadmiernych w warunkach mezofilowej fermentacji metanowej oraz wyznaczenie wartości stałej szybkości fazy hydrolizy k_h dla tych substratów.

2.1. Zakres badań

Zakres badań obejmował przeprowadzenie procesu mezofilowej (36°C) fermentacji metanowej dla dwóch substratów: osadów nadmiernych i biofrakcji odpadów komunalnych. W sześciu bioreaktorach stanowiska do fermentacji umieszczono biofrakcję odpadów, a w pozostałych sześciu osad nadmierny. Ilość substratów przyjęto tak, aby obciążenie bioreaktorów (o obj. 1 dm³) masą organiczną było porównywalne, wynosiło ono 25,32 g smo dla odpadów i 28,46 g smo dla osadów nadmiernych. Substraty zaszczerpiono osadem przefermentowanym z oczyszczalni w Gubinie (700 cm³). W reaktorach z odpadami objętość próbek uzupełniono wodą do 1 dm³. W każdym dniu procesu mierzono ilość biogazu. W biogazie oznaczano zawartość metanu, ditlenku węgla, amoniaku i siarkowodoru analizatorem gazu firmy Geox 2000.

2.2. Charakterystyka substratów do badań

Odpady komunalne zostały pobrane z osiedla wielorodzinnego o nowej zabudowie. Do oceny składu morfologicznego i chemicznego odpadów przyjęto frakcję 0-80 mm, po wstępnym wyselekcjonowaniu szkła, tworzyw sztucznych, tekstyliów, metali i odpadów niebezpiecznych. W próbce reprezentatywnej 61% stanowiły odpadki kuchenne (20÷80 mm), 26% frakcja 0-20 mm, 12% papier i patyczki drobne 1%. Skład chemiczny odpadów wykorzystanych w badaniach zestawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Skład odpadów wykorzystanych w badaniach

Table 3. The composition of wastes used during the experiments

Parametr	Wartość
wilgotność	59,8% s.m.
azot ogólny (TKN)	1,4% s.m.
fosfor ogólny	7,1% s.m.
ogólny węgiel organiczny (OWO)	25,4% s.m.
straty prażenia (substancje org.)	62,0% s.m.
białka	8,75% s.m.
Stosunek C:N	18,1

Osad nadmierny został pobrany w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni pracującej w oparciu o technologię niskoobciążonego osadu czynnego w układzie cyrkulacyjnym, z biologiczną defosfatacją, symultaniczną denitryfikacją i nitryfikacją oraz chemicznym strącaniem pozostałego fosforu.

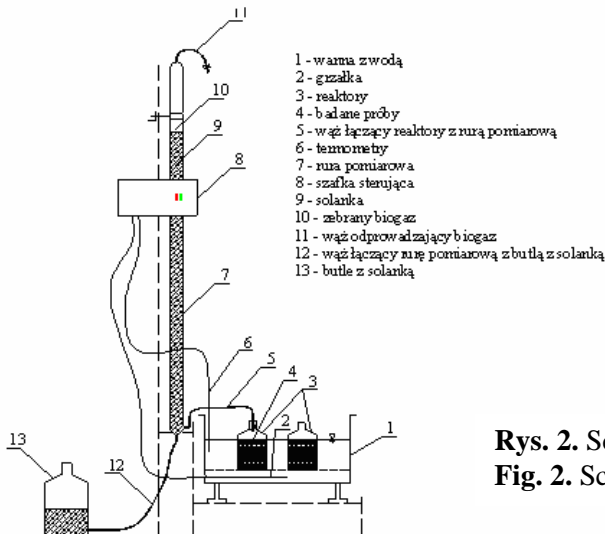
Wybrane oznaczenia składu fizyczno-chemicznego osadu nadmiernego wykorzystanego w badaniach przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Skład osadu nadmiernego wykorzystanego w badaniach
Table 4. The composition of sewage sludge used during the experiments

Parametr	Mieszanina	Ciecz osadowa	Fracja stała
pH	-	7,87	-
LKT, mg/dm ³	-	164	-
węgiel ogólny.WO, mg C/dm ³	10749	298	10451
węgiel nieorganiczny WN, mg C/dm ³	713	226	487
ogólny węgiel organiczny OWO, mg C/dm ³	10036	72	6771
ChZT, mg/dm ³	43560	49	43511
sucha pozostałość, g/dm ³	52,77	1,11	51,66
Straty prażenia	g/dm ³	36,40	36,11
	%	69,0	69,9

2.3. Stanowisko badawcze

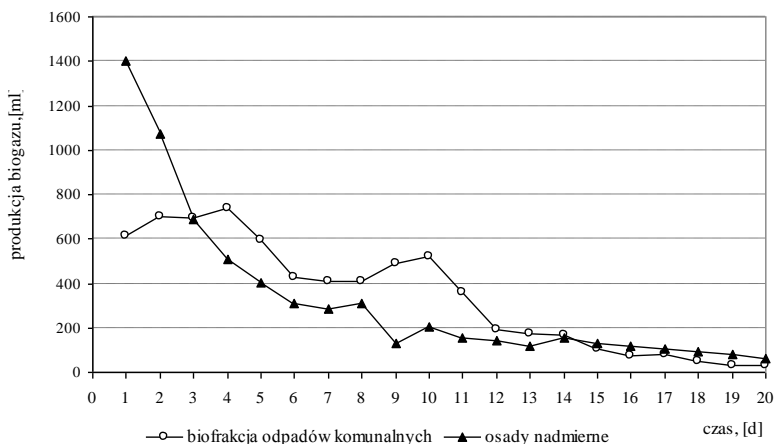
Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rys. 2. Badania procesu fermentacji metanowej przeprowadzono w dwunastu reaktorach o objętości czynnej 1,0 dm³. Reaktory umieszczono w wannie ze stali nierdzewnej wypełnionej wodą. Równomierny rozkład temperatury w wannie zapewniały dwa mieszadła. Wyprodukowany biogaz zbierano w szklanych rurach o objętości 2200 cm³ wypełnionych roztworem HCl zabarwionym oranżem metylowym.



Rys. 2. Schemat stanowiska badawczego
Fig. 2. Scheme of the digester

3. Wyniki badań

Dobową produkcję biogazu uzyskaną w badaniach (wartości przeliczono na warunki normalne) przedstawiono na rys. 3, a produkcję biogazu i metanu w 1, 3, 5, 9, 15, 20 dobie procesu w przeliczeniu na kg suchej masy oraz suchej masy organicznej substratu zestawiono w tabelach 5 i 6.



Rys. 3. Dobowa produkcja biogazu

Fig. 3. Daily biogas production

Dobowa produkcja biogazu z osadu nadmiernego malała wraz z czasem prowadzenia procesu. W pierwszych trzech dobach procesu uzyskano około 50% całkowitej ilości biogazu. W pierwszej dobie rozkładu produkcja biogazu wynosiła $66,5 \text{ dm}^3/\text{g s.m.o.}$, natomiast w piątej dobie była trzykrotnie większa ($193,1 \text{ dm}^3/\text{g s.m.o.}$). W kolejnych dobach trwania procesu przyrost produkowanego biogazu zmniejszał się. W 20 dobie procesu potencjał biogazowy osadów nadmiernych wynosił $302,5 \text{ dm}^3/\text{g s.m.o.}$. Udział procentowy metanu w biogazie był najniższy na początku procesu (51,3%) i wzrastał w czasie trwania fermentacji do 72,0% (po zakończeniu procesu) (tabela 5).

Proces fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych przebiegał z większą nierównomiernością produkcji biogazu w porównaniu z fermentacją osadów nadmiernych. Maksymalną dobową produkcję biogazu (739 ml) odnotowano w czwartej dobie procesu. Zbliżone ilości stwier-

dzono również w drugiej i trzeciej dobie fermentacji. W piątej dobie uzyskano 47,7% całkowitej ilości biogazu wyprodukowanego podczas dwudziestodobowej fermentacji. W pierwszej dobie uzyskano biogaz w ilości 28,6 dm³/g s.m.o., w trzeciej dobie produkcja była 3,5 razy większa (101,3 dm³/g s.m.o.), natomiast w piątej dobie produkcja biogazu była 6,1 razy większa (175,4 dm³/g s.m.o.). W kolejnych dobach testu ilość produkowanego biogazu malała. W 20 dobie procesu potencjał biogazowy biofrakcji odpadów komunalnych wynosił 367,6 dm³/g s.m.o. Udział procentowy metanu w biogazie na początku procesu wynosił 40,7% i wzrastał w czasie trwania fermentacji do 62,8% (tabela 6).

Tabela 5. Potencjał biogazowy osadów nadmiernych i udział metanu w biogazie
Table 5. Biogas potential for tested sludge and participation of methane in the biogas

Doba procesu	Produkcja biogazu		Produkcja metanu		Udział metanu %
	dm ³ /g s.m.	dm ³ /g s.m.o.	dm ³ /g s.m.	dm ³ /g s.m.o.	
1	45,9	66,5	23,6	31,1	51,3
3	103,3	149,8	65,5	95,0	63,4
5	133,2	193,1	85,0	123,2	65,5
9	160,6	232,9	112,6	163,2	70,1
15	198,0	287,0	138,4	200,6	69,9
20	208,7	302,5	150,2	217,8	72,0

Tabela 6. Potencjał biogazowy odpadów komunalnych i udział metanu w biogazie
Table 6. Biogas potential for tested wastes and participation of methane in the biogas

Doba procesu	Produkcja biogazu		Produkcja metanu		Udział metanu %
	dm ³ /g s.m.	dm ³ /g s.m.o.	dm ³ /g s.m.	dm ³ /g s.m.o.	
1	17,7	28,6	7,2	11,7	40,7
3	62,8	101,3	29,4	47,4	46,8
5	108,8	175,4	56,2	90,6	51,6
9	149,1	240,6	75,9	122,5	50,9
15	217,4	350,7	131,3	211,7	60,4
20	227,9	367,6	143,2	231,0	62,8

4. Dyskusja wyników badań

Biodegradacja jest rozważana zazwyczaj jako rozkład substratów organicznych do prostych związków nieorganicznych, jednak zawsze należy rozpatrywać możliwość powstania przejściowych substancji organicznych. Zróżnicowanie mechanizmów biochemicznego rozkładu związków organicznych, a także różnorodność warunków abiotycznych mających wpływ na biodegradację obrazuje szerokie spektrum ustanowionych norm. Najczęściej w testach biodegradacji stosuje się specyficzne wskaźniki ubytku substratu, przez pomiar ChZT, OWO, zmniejszenia masy organicznej lub ilość wytworzonego CO_2/CH_4 .

Opracowano wiele metod badań podatności na rozkład biologiczny, wśród których wyróżnia się testy statyczne, gdzie substancję testową dodaje się jednorazowo, oraz testy semistatyczne i ciągłe z dozowaniem substancji w sposób ciągły.

Kryteria dalszego podziału testów to „łatwa rozkładalność” i „potencjalna rozkładalność”. Do badania „łatwej rozkładalności” stosuje się zazwyczaj testy statyczne, które wykonuje się w warunkach optymalnych przez niezaadaptowane mikroorganizmy z oczyszczalni ścieków. W przypadku gdy testowana substancja nie jest „łatwo rozkładalna” zdolność do biodegradacji badana jest w efekcie wielokrotnego dozowania testowanej substancji z dodatkową adaptacją mikroorganizmów. Warunki testów statycznych częściowo odbiegają od warunków panujących w oczyszczalniach ścieków. Często konieczne jest wykonanie testów symulacyjnych, gdy zdolność do rozkładu została udowodniona w testach statycznych, a sprawdzić trzeba kinetykę rozkładu w warunkach rzeczywistych.

Bez względu na metodę testowania stopień rozkładu substratu zależy od zawartości biodegradowalnego węgla organicznego, a efektywność procesu fermentacji może być mierzona m.in. udziałem metanu w biogazie.

Stopień przekształcenia węgla organicznego zawartego w substracie w metan (W_{CH_4}) wyznaczyć można z zależności [6]:

$$W_{\text{CH}_4} = \frac{\text{CH}_4 \cdot \frac{12 \text{ (mg/mmol)}}{25,4 \text{ (ml/mmol)}}}{\text{OWO}} \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie:

CH_4 – wyprodukowany metan (ml),

OWO – ogólny węgiel organiczny zawarty w substracie w próbce (mg).

Obliczony na podstawie wzoru (1) stopień przekształcenia węgla organicznego w metan dla osadu nadmiernego i biofrakcji odpadów komunalnych stosowanych w badaniach zestawiono w tabeli 7.

Tabela 7. Stopień przekształcenia węgla organicznego zawartego w substracie w metan, %

Table 7. The stage of organic carbon in the substrate transformation to methane, %

Stopień przekształcenia węgla organicznego zawartego w substracie w metan, W_{CH_4} %	Doba procesu					
	1	3	5	9	15	20
Osady nadmierne	4,03	11,21	14,93	19,26	23,68	25,70
Biofrakcja odpadów komunalnych	1,05	4,25	8,12	10,98	18,97	20,70

Do 9 doby procesu stopień przekształcenia węgla organicznego zawartego w osadach nadmiernych był kilkakrotnie większy (od 2 do 4 razy) niż w próbkach odpadów. Wraz z upływem czasu fermentacji parametr W_{CH_4} wzrastał i po 20 dobie procesu wynosił 25,7% dla osadów nadmiernych i 20,7% dla biofrakcji odpadów komunalnych.

Stopień beztlenowej biodegradacji substratów może być również oszacowany na podstawie sumarycznej produkcji metanu oraz wartości ChZT substratów zgodnie z równaniem [5, 7, 8]:

$$BD = \frac{CH_4}{M_{org}} \cdot \frac{2,85}{ChZT} \cdot 100\% \quad (2)$$

gdzie:

BD – stopień biodegradacji (%),

CH_4 – wyprodukowany metan (dm^3),

M_{org} – masa organiczna zawarta w substracie w próbce (g s.m.o.),

ChZT – ChZT substratu (g ChZT/g s.m.o.).

Stopień biodegradacji obliczony w oparciu o ChZT substratów oraz ilość wyprodukowanego metanu zestawiono w tabeli 8.

Stopień beztlenowej biodegradacji substratów wyznaczony w oparciu o ChZT substratów i produkcję metanu po 20 dobie fermentacji był wyższy dla osadów nadmiernych (41,12%), niż dla biofrakcji odpadów komunalnych (38,51%).

Tabela 8. Stopień biodegradacji wyznaczony w oparciu o ChZT substratów i produkcję metanu

Table 8. The stage of biodegradation appointed on the ground of COD in the substrate and methane production

Stopień biodegradacji, %	Doba procesu					
	1	3	5	9	15	20
Osady nadmierne	6,04	16,80	22,38	28,87	35,48	41,12
Biofrakcja odpadów komunalnych	2,08	8,44	16,12	21,81	37,68	38,51

Sumaryczne krzywe produkcji metanu mogą być podstawą wyznaczenia szybkości biodegradacji substratów, która jest opisana równaniem reakcji I- rzędu [3, 5, 6]:

$$\text{CH}_{4(t)} = \text{CH}_{4(\text{max})} \cdot (1 - e^{-k_h \cdot t}) \quad (3)$$

gdzie:

$\text{CH}_{4(t)}$ – sumaryczna produkcja metanu po czasie t ($\text{dm}^3/\text{kg s.m.o.}$),

$\text{CH}_{4(\text{max})}$ – maksymalna sumaryczna produkcja metanu ($\text{dm}^3/\text{kg s.m.o.}$),

k_h – stała szybkości hydrolizy substratu (d^{-1}),

t – czas procesu (d).

Wartości stałych szybkości hydrolizy zostały wyznaczone metodą estymacji nieliniowej i zestawione w tabeli 9.

Tabela 9. Stała szybkości hydrolizy osadów nadmiernych i biofrakcji odpadów komunalnych

Table 9. First order specific hydrolysis rate constant for sewage sludge and biofraction of wastes

Stała szybkości hydrolizy k_h , d^{-1}	Doba procesu				
	3	5	9	15	20
Osady nadmierne	0,203 $\pm 0,0055$	0,195 $\pm 0,0046$	0,182 $\pm 0,0047$	0,178 $\pm 0,0034$	0,179 $\pm 0,0032$
Biofrakcja odpadów komunalnych	0,077 $\pm 0,0035$	0,091 $\pm 0,0052$	0,105 $\pm 0,0049$	0,127 $\pm 0,0084$	0,137 $\pm 0,0083$

5. Wnioski

Przeprowadzone badania laboratoryjne oraz interpretacja uzyskanych wyników pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Efektywność produkcji biogazu (metanu) z osadów nadmiernych oraz biofrakcji odpadów komunalnych zależy od składu fizyczno-chemicznego tych substratów, a w szczególności od zawartości węgla organicznego.
2. Potencjał biogazowy dla badanych osadów nadmiernych wynosił ok. $302,5 \text{ dm}^3/\text{kg s.m.o.}$ oraz ok. $367,6 \text{ dm}^3/\text{kg s.m.o.}$ dla biofrakcji odpadów komunalnych. Udział procentowy metanu w biogazie był wyższy o ok. 10% dla osadów nadmiernych w porównaniu do odpadów komunalnych. Uzyskane ilości biogazu i udział metanu w biogazie są zgodne z danymi eksploatacyjnymi w skali technicznej.
3. Dobowa produkcja biogazu (metanu) z osadów nadmiernych malała z czasem trwania procesu. Produkcja biogazu (metanu) z biofrakcji odpadów komunalnych przebiegała nierównomiernie z największą intensywnością w 4 i 10 dobie procesu.
4. Współczynnik beztlenowej biodegradacji substratów (BD) wyznaczony na podstawie maksymalnej produkcji metanu oraz wartości ChZT substratów wynosił 41,1% s.m. dla osadów nadmiernych i 38,5% s.m. dla odpadów komunalnych.
5. Wartości stałej szybkości hydrolizy dla osadów nadmiernych wynosiły od $0,203 \text{ d}^{-1}$ w trzeciej dobie procesu do $0,179 \text{ d}^{-1}$ w dwudziestej dobie fermentacji. Są to wartości typowe dla osadów nadmiernych. Zmniejszenie wartości parametru k w czasie fermentacji metanowej świadczy o stopniowym zmniejszaniu się dostępności substratów dla mikroorganizmów.
6. Wyznaczone wartości stałej szybkości hydrolizy dla biofrakcji odpadów komunalnych w zakresie od $0,077 \text{ d}^{-1}$ do $0,137 \text{ d}^{-1}$ są charakterystyczne dla bioodpadów. Wzrost wartości stałej k wraz z czasem trwania procesu wynika ze stopniowego upłynniania i hydrolizy stałej frakcji odpadów.
7. Na uzyskany stopień biodegradacji, mierzony różnymi parametrami, istotny wpływ obok charakterystyki fizyczno-chemicznej substratów ma ich stopień rozdrobnienia. Wielkość cząstek stałych decyduje o szybkości hydrolizy frakcji organicznej i dostępności związków organicznych dla mikroorganizmów.

Literatura

1. ADM1 (*Anaerobic Digestion Model No1*), Scientific and Technical Report No 13, IWA 2001.
2. **Janosz-Rajczyk M.:** *Wybrane procesy jednostkowe w inżynierii środowiska*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2004.
3. **Vavilin V.A., Fernandez B., Palatsi J., Flotats X.:** *Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview*. Waste Management, Vol. 28, 939-951, 2008.
4. **Vavilin V.A., Lokshina L.YA., Rytov S.V., Kotsyurbenko O.R., Nozhevnikova A.N., Parshina S.N.:** *A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter*. Bioresource Technology, Vol. 56, 229-237, 1996.
5. **Mata-Alvarez J.:** *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA Publishing, Barcelona, 2002.
6. **Sanchez E., Borja R., Weiland P., Travieso L., MartõAn A.:** *Effect of temperature and pH on the kinetics of methane production, organic nitrogen and phosphorus removal in the batch anaerobic digestion process of cattle manure.*, Bioprocess Engineering 22 Springer-Verlag, 247-252, 2000.
7. **Veeken A., Hamelers B.:** *Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components.*, Bioresource Technology 69, 249-254, 1999.
8. **Jokela J.P.Y., Vavilin V.A., Rintala J.A.:** *Hydrolysis rates, methane production and nitrogen solubilisation of grey waste components during anaerobic degradation.*, Bioresource Technology 96, 501-508, 2005.

Biochemical Methane Potential as Indicator of Biodegradability of Organic Matter in Anaerobic Digestion Process

Abstract

Anaerobic digestion is used for stabilization of sewage sludge and bio-fraction of organic wastes. In spite of general applying of fermentation technology in the practice, projecting, working and the control of anaerobic processes usually is based on empirical indicators. The biodegradability of the organic matter is often estimated by the biochemical methane potential, the participation of methane in biogas and reduction of the organic mass.

In this paper the biodegradability ratio of sewage sludge and biofraction of municipal wastes on anaerobic digestion were compared, on the basis of the biochemical methane potential (BMP). The efficiency of the production of biogas (methane) from sewage sludge and biofraction of municipal wastes depends on the chemical composition of these substrates, particularly on the content of organic carbon.

Digestion of sewage sludge after 20 days resulted in BMP of 302.5 dm³/g VSS added. The participation of methane in the biogas was the lowest on beginning of process (51.3%) and increased while duration of fermentation to 72.0%. The production of biogas from the biofraction of municipal wastes in the end of the process was 367.6 dm³/g VSS. The participation of methane in the biogas on the beginning of the process was 51.3% and increased with duration of fermentation to 62.8%. The coefficient of the anaerobic biodegradation of substrates (BD) determined on the basis of the maximum production of methane and COD value of substrates received 41.1% VSS for sewage sludge and 38.5% VSS for municipal wastes.

The values of hydrolysis rate k_h for these substrates were also determined. First order specific hydrolysis rate constant for sewage sludge decreased from 0.203 d⁻¹ in third day of process to 0.179 d⁻¹ in twentieth day of the digestion. This are typical values for the sewage sludge. Decrease of the parameter k value during anaerobic digestion proves graded reduction of accessibility of substrates for microorganisms. First order specific hydrolysis rate constant for waste in range from 0.077 d⁻¹ to 0.137 d⁻¹ is characteristic for biowaste. The growth of the parameter k value with the time of the process duration results from graded solubilisation and hydrolysis of the solid fraction of wastes.

Fractional size of substrates has a significant influence on obtained stage of the biodegradation, beside the chemical characteristic. The size of solid particles decides about the speed of the hydrolysis of organic fraction and the accessibility of organic compounds for microorganisms.

