

Sylwia MYSZOGRAJ

Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Z. Szafrana 15
65-516 Zielona Góra, e-mail: S.Myszograj@iis.uz.zgora.pl

Biodegradowalność hydrolizatów z dezintegracji termicznej odpadów komunalnych

Omówiono zmiany charakterystyki dezintegrowanej termicznie biofrakcji odpadów komunalnych. Wykonano serie badań, w których bioodpady poddawano obróbce w temperaturach 55, 75, 95, 115, 135, 155, 175°C w czasie 0,5, 1 i 2 godzin. Potencjalną biodegradowalność hydrolizatów oceniono w oparciu o stężenie lotnych kwasów tłuszczowych, zawartość węgla organicznego i iloraz C:N. Stwierdzono, że parametrem decydującym o sprawności termohydrolyzy jest temperatura, a czas procesu ma mniejszy wpływ. Dezintegracja odpadów w całym zakresie temperatur spowodowała wzrost ilości OWO w hydrolizatach. Najwyższe stężenie rozpuszczonego węgla organicznego (odpowiednio 9125 i 8899 gC/m³) oznaczono w hydrolizatach po dezintegracji odpadów w czasie 1 i 2 h oraz w temperaturze 175°C. Wyłącznie w wysokich temperaturach obróbki, od 135 do 175°C, na ilość uzyskanych lotnych kwasów tłuszczowych wyraźnie wpływała nie tylko temperatura, ale również czas procesu. Najwyższe stężenie LKT w hydrolizatach uzyskano w temperaturze 175°C (1 i 2 h); wynosiło ono około 1000 gCH₃COOH/m³. Wraz ze wzrostem temperatury dezintegracji wartości ilorazu C:N w hydrolizatach zwiększały się od 10:1 do 20:1.

Słowa kluczowe: biofrakcja odpadów komunalnych, dezintegracja termiczna, LKT, OWO, iloraz C:N

Wprowadzenie

Odpady komunalne powstają w gospodarstwach domowych i obiektach infrastruktury (handel, rzemiosło, szkolnictwo). Z danych statystycznych wynika, że około 2/3 odpadów komunalnych generują gospodarstwa domowe. W 2008 r. w Polsce zebrano ponad 12,1 mln Mg odpadów komunalnych w stanie nieprzetworzonym, w tym około 6,6 mln ton odpadów biodegradowalnych (54,6%):

- papier i tektura 1520,5 tys. Mg,
- odpady z terenów zielonych 549,4 tys. Mg,
- odpady ulegające biodegradacji zawarte w odpadach pozostałych 4543,6 tys. Mg [1].

Odpady komunalne cechuje zmienność ilościowa i niejednorodność składu morfologicznego i chemicznego, niestabilność, podatność na zagniwanie i wydzielanie uciążliwych odorów. Skład morfologiczny odpadów komunalnych uzależniony jest od wielkości jednostki osadniczej i takich czynników, jak: struktura zabudowy, przyzwyczajenia mieszkańców, stopień recyklingu, częstotliwość zbierania, sezonowość, klimat, sposób ogrzewania budynków. Odpady te mogą być poddawane

biologicznemu przetwarzaniu w postaci odpadów zmieszanych, bioodpadów lub odpadów pozostałych. Wydzielona biofrakcja odpadów może być przetwarzana metodami biologicznymi w procesach kompostowania i fermentacji metanowej. O przydatności surowców do biologicznego przetwarzania, a także o sprawności procesów rozkładu decyduje ich struktura oraz skład chemiczny.

W przypadku odpadów (tab. 1) zawartość białek może wynosić od 11,6% s.m. dla owoców i warzyw do 57,0% s.m. dla odpadów z przetwórstwa ryb. Najwyższą ilością tłuszczów (70% s.m.) charakteryzują się odpady mięsne.

Tabela 1

Zawartość podstawowych składników organicznych i popiołu w wybranych odpadach [2]

Rodzaj odpadów	Sucha masa %	Białka % s.m.	Tłuszcze % s.m.	Ligniny % s.m.	Popiół % s.m.
Mięso (odpadki z rzeźni)	59,0 (37,6÷81,1)	24,6 (6,7÷49,3)	69,9 (36,1÷91,6)	0,6 (0,0÷3,0)	4,9 (0,5÷19,4)
Przetwórstwo ryb (skóry, ości, płetwy, głowy, wnętrzości)	26,1 (18,2÷30,8)	57,0 (49,5÷74,2)	19,1 (3,8÷30,4)	1,2 (0,0÷4,3)	21,8 (13,5÷35)
Warzywa i owoce	11,9 (8,4÷16,9)	11,6 (5,2÷19,5)	1,5 (0,1÷10)	13,4 (6,2÷30,6)	7,9 (3,1÷30,5)
Odpadki z restauracji	39,6 (27,3÷51,7)	27,5 (16,2÷37,9)	28,8 (15,8÷50,3)	2,3 (0,7÷4,8)	14,4 (6,0÷27,6)
Odpady komunalne - selektywna zbiórka	33,1 (12,4÷57,9)	16,3 (1,9÷28,0)	11,3 (1,3÷19,4)	12,4 (1,9÷37,4)	18,2 (3,9÷45,5)

Duży udział odpadów bogatych w tłuszcze i białka wpływa pozytywnie na proces biodegradacji, natomiast duża zawartość ligniny i hemicelulozy obniża efektywność rozkładu odpadów mieszanych [3, 4]. Roślinne włókno strukturalne składa się w około 30% s.m. z hemicelulozy, w 45% s.m. z celulozy i 25% s.m. z lignin [3], a odpadki żywności mogą zawierać węglowodany w udziale do 78% s.m. [5, 6]. Zawartość hemicelulozy, celulozy i lignin w stałych odpadach komunalnych wynosi odpowiednio: 10÷15%, 40÷50% i 5÷15% [7, 8]. nierozpuszczalność tych składników w wodzie oraz rozkład wyłącznie na drodze enzymatycznej powoduje ich niską biodegradowalność. Jednak np. hydrolizat z dezintegracji termicznej substratów zawierających ligniny jest w pełni biodegradowalny w procesie fermentacji metanowej [3, 9]. Oprócz związków podstawowych w odpadach występują m.in. taniny, alkaloidy, oligosacharydy, lecytyny, pestycydy, WWA, PCB i liczne inne związki organiczne zazwyczaj niepodatne na biodegradację.

Szybkość i skuteczność biodegradacji substancji organicznych zależy od wielu czynników, takich jak: stężenie substratów i biomasy, zawartość biodegradowalnego węgla organicznego, stopień zaadaptowania mikroorganizmów, charakter i stężenie końcowego akceptora elektronów, obecność substancji biogenych, inhibitorów i katalizatorów, odpowiednie warunki środowiskowe. Przyjmuje się, że wartością minimalną udziału masy organicznej w odpadach uzasadniającą stoso-

wanie procesów biodegradacji są straty prażenia, stanowiące więcej niż 30%. Podstawowe znaczenie dla przebiegu procesów biodegradacji ma również zależność pomiędzy węglem organicznym i innymi składnikami pokarmowymi, a także dostęp do makro- i mikroelementów. Podstawą oceny podatności bioodpadów na biodegradację są zależności, których optymalne wartości dla produkcji metanu wynoszą [10, 11]:

– C:N = od 10:1 do 25:1,

– C:P = 113:1,

– C:N:P:S = (500-1000):(15-20):5:3 lub ChZT:N:P:S = 800:5:1:0,5,

a w procesie kompostowania iloraz C:N powinien być w zakresie od 25:1 do 35:1 [12].

Wartości ilorazu C:N dla wybranych grup odpadów zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Wartości ilorazu C:N dla wybranych grup odpadów [12, 13]

Odpad	Wartość C:N	Odpad	Wartość C:N
Niska zawartość azotu		Wysoka zawartość azotu	
Drewno	700:1	Odpadowe rośliny niestrączkowe	11÷12:1
Gazety i karton	560:1	Roślinność morska	19:1
Trociny	200÷500:1	Rośliny motylkowe	18÷20:1
Makulatura	150÷200:1	Odpady z gospodarstw domowych	18÷40:1
Papier	170÷800:1	Nawóz krowi	18:1
Kora	100÷130:1	Nawóz kurzy	15:1
Słoma (sucha)	80÷100:1	Odpadowa żywność	15:1
Liście i chwasty (suche)	90:1	Odpady kuchenne	12÷20:1
Kolby kukurydzy	40÷80:1	Ścięte trawy	12÷20:1
Siano (suche)	40:1	Bioodpady	10÷25:1

Substraty, w których występuje niska wartość ilorazu C:N, powodują w procesie fermentacji wzrost stężenia azotu amonowego i inhibicję produkcji metanu (stężenia powyżej 3000 g NH₄⁺/m³). Wysokie wartości ilorazu C:N w substratach wpływają na niedobór azotu w procesie asymilacji białek, a więc zaburzają metabolizm i przemiany energii w komórkach. W procesie kompostowania przy wartościach ilorazu C:N większych niż 50:1 wzrost mikroorganizmów jest hamowany i kompostowanie przebiega wolno. Jedną z metod poprawy ilorazu C:N i w związku z tym podatności na biodegradację jest mieszanie zawartości bioreaktorów, np. w procesie kofermentacji czy kompostowania, gdzie zazwyczaj jeden z substratów jest w przeważającej ilości (>50%). Stosowane substraty to: osady ściekowe, odpady komunalne, gnojowica, odpady z rolnictwa i przemysłu rolno-spożywczego, bioodpady zbierane selektywnie, odpady papiernicze, biomasa lub kiszonki. Poprawę charakterystyki bioodpadów można również uzyskać przez stosowanie dezintegracji.

Hydrolizaty mogą wzbogacać w węgiel organiczny substraty z dużą zawartością związków azotu. Różne metody dezintegracji stosowane dla bioodpadów to [14]:

- dezintegracja termiczna, w zakresie temperatur od 40 do 180°C, która powoduje hydrolizę węglowodanów i tłuszczów, co zwiększa ich podatność na degradację, a białka są pozbawiane enzymatycznej ochrony ściany komórkowej,
- dezintegracja chemiczna z użyciem ozonu, kwasów lub zasad,
- dezintegracja mechaniczna z wykorzystaniem ultradźwięków, młynów, homogenizatorów,
- dezintegracja biologiczna (procesy autolitycznej hydrolizy mogą zostać rozpoczęte pod wpływem enzymów wydzielanych przez mikroorganizmy lub dozowanych zewnątrznie),
- zamrażanie i rozmrażanie osadów powoduje nieodwracalnie zmiany struktury przez zwiększenie objętości wody podczas zamarzania,
- zaawansowane procesy utleniania.

Granica między klasycznymi metodami przeróbki a metodami dezintegracyjnymi nie jest precyzyjnie określona. Niektóre z wymienionych metod są obecnie przedmiotem zainteresowania ośrodków badawczych wdrażających wysokosprawne technologie przetwarzania odpadów komunalnych.

Celem badań było ustalenie potencjalnej biodegradowalności hydrolizatów z dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych.

1. Zakres badań

Zakres badań obejmował przeprowadzenie dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych. Odpady komunalne wykorzystywane w badaniach zostały zebrane z obszaru nowej zabudowy. Próbkę wydzielono zgodnie z wytycznymi PN-93/Z-15006. Materiał badawczy składał się z wysegregowanych odpadów stanowiących frakcję od 0 do 80 mm. Skład morfologiczny odpadów użytych do badań po wysegregowaniu szkła, tworzyw sztucznych, metali, tekstyliów, materiałów inertnych był następujący: odpadki kuchenne (20÷80 mm) - 61%, frakcja (0÷20 mm - 26%), papier - 12%, patyczki drobne - 1%. Skład chemiczny odpadów wykorzystanych w badaniach przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3

Charakterystyka odpadów użytych w badaniach

Parametr	Wartość
Wilgotność	59,8%
Straty prażenia	62,0% s.m.
Iloraz C:N	18,1
Azot ogólny (TKN)	1,4% s.m.
Białko	8,75% s.m.
Węgiel organiczny (TOC)	25,4% s.m.
Fosfor ogólny	7,1% s.m.

Odpady poddano obróbce w temperaturach: 55, 75, 95, 115, 135, 155 oraz 175°C w czasie 0,5, 1 i 2 godzin. Próbkę do dezintegracji przygotowano przez odważenie 50 g odpadów i dodanie 200 ml wody destylowanej. Obróbkę termiczną prowadzono w autoklawie Zipperclave 1.0 firmy Autoclave Engineers. Czas nagrzewania autoklawu w zależności od zadanej temperatury wynosił od 10 do 20 min, a czas chłodzenia maksymalnie do 15 min. Ocenę wpływu dezintegracji termicznej odpadów na zmianę charakterystyki hydrolizatów przeprowadzono na podstawie analiz fizyczno-chemicznych próbek surowych oraz próbek po obróbce. Zakres analiz obejmował oznaczenie: wilgotności, zawartości ogólnego węgla organicznego, ChZT, azotu Kjeldahla, lotnych kwasów tłuszczowych.

2. Wyniki badań

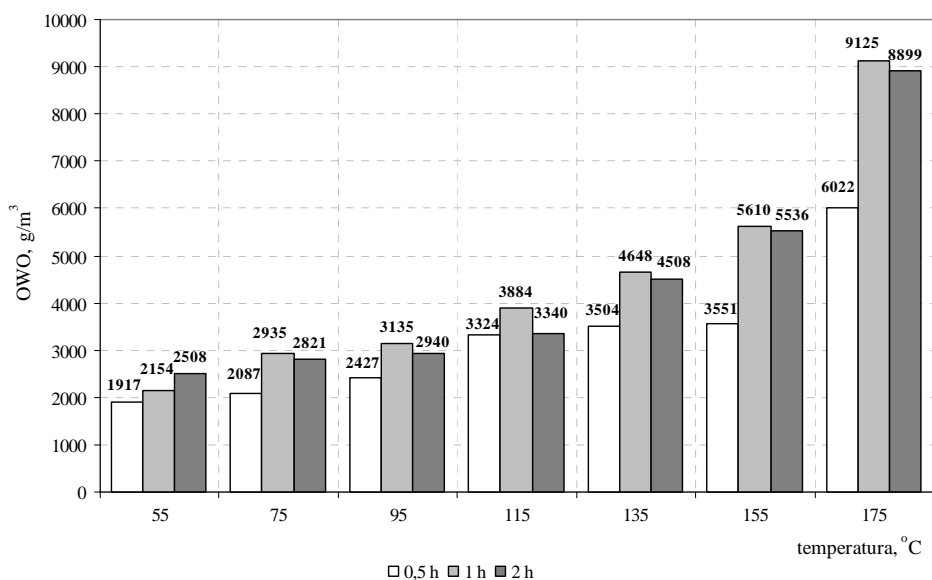
Zawartość ogólnego węgla organicznego w hydrolizatach po dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych przedstawiono na rysunku 1. W wyciągu wodnym z surowych odpadów stężenie rozpuszczonego węgla organicznego wynosiło 1288 gC/m³. Dezintegracja odpadów w badanym zakresie temperatur spowodowała wzrost ilości rozpuszczonego węgla organicznego w hydrolizatach. Obróbka odpadów w czasie 0,5-godziny w każdej temperaturze procesu wpłynęła, w porównaniu z pozostałymi próbkami, w najmniejszym stopniu na upłynnienie frakcji organicznej. Uzyskano efekt zwiększenia ilości węgla organicznego w hydrolizatach od 48% (55°C) do 176% (155°C). W temperaturze 175°C uzyskano najwyższy w 0,5-godzinnym czasie dezintegracji stopień zwiększenia OWO, wynoszący ponad 460% (6022 gC/m³). Natomiast w czasie obróbki odpadów w czasie 1 i 2 godzin upłynnienie frakcji organicznej mierzone stężeniem OWO w hydrolizatach było porównywalne. Nieznacznie większe (1÷16%) wartości uzyskano w czasie 1 godziny. Najwyższe stężenie rozpuszczonego węgla organicznego oznaczono w hydrolizacie po dezintegracji odpadów w czasie 1 godziny i w temperaturze 175°C (9125 gC/m³).

Jak wskazują dane literaturowe i badania własne autora [16], uzyskanie wysokiego stopnia upłynnienia frakcji stałej odpadów i stężenia rozpuszczonego węgla organicznego nie jest równoznaczne z najlepszą biodegradowalnością produktów dezintegracji z powodu powstawania m.in. związków refrakcyjnych zwłaszcza w wysokich temperaturach obróbki.

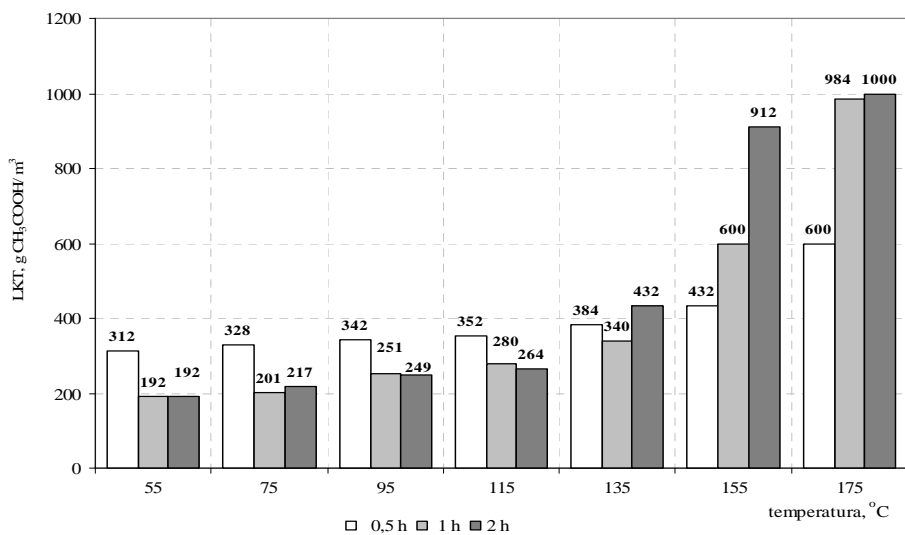
Mikroorganizmy heterotroficzne w różnych szlakach metabolicznych preferencyjnie korzystają z węgla organicznego w postaci lotnych kwasów tłuszczowych. Ich zawartość w substracie może dobrze charakteryzować jego podatność na rozkład biochemiczny. Zmiany zawartości lotnych kwasów tłuszczowych w hydrolizatach po dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych przedstawiono na rysunku 2.

Stężenie lotnych kwasów tłuszczowych w wyciągu wodnym z surowych odpadów wynosiło 60 gCH₃COOH/m³. Dezintegracja odpadów w czasie 0,5 h, w niskich temperaturach w zakresie od 55 do 115°C, zwiększyła około 5-krotnie

stężenie LKT w hydrolizatach. Wydłużenie czasu procesu do 1 i 2 godzin zmniejszyło efektywność produkcji LKT 3-4-krotnie. W temperaturach obróbki od 135 do 175°C na ilość uzyskanych lotnych kwasów tłuszczowych wyraźnie wpływał czas procesu. Najwyższe stężenie LKT w hydrolizatach uzyskano w temperaturze 175°C w czasie obróbki 1 i 2 godzin; wynosiło ono około 1000 gCH₃COOH/m³.



Rys. 1. Zawartość ogólnego węgla organicznego w hydrolizatach po dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych

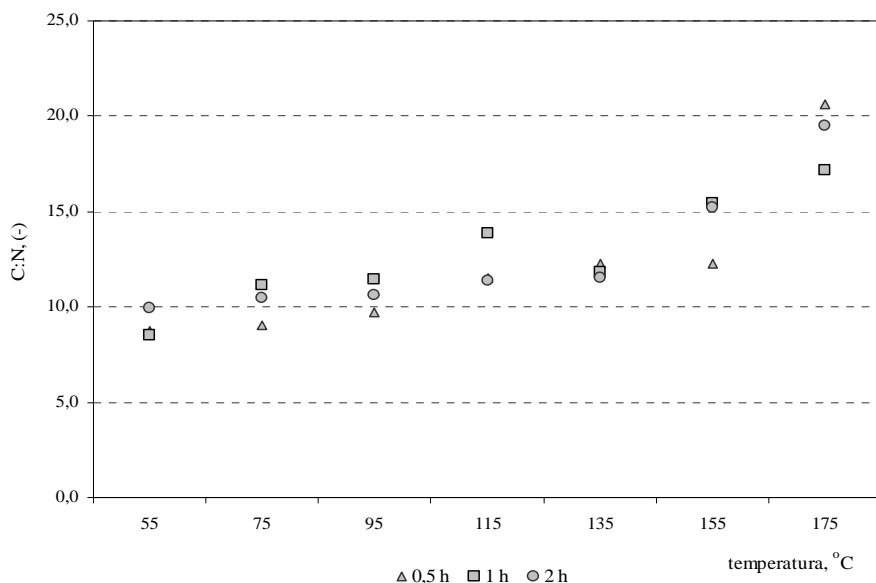


Rys. 2. Zawartość lotnych kwasów tłuszczowych w hydrolizatach po dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych

3. Dyskusja wyników i podsumowanie

Z danych doświadczalnych publikowanych w literaturze wynika, że głównym parametrem decydującym o sprawności termohydrolizy jest temperatura, a mniejsze znaczenie ma czas procesu [15-17]. Wyniki badań potwierdziły pozytywny wpływ dezintegracji termicznej na zmiany składu chemicznego hydrolizatów. Obróbka termiczna w wysokich temperaturach powodowała wyższy stopień upłynnienia frakcji stałej odpadów niż dezintegracja niskotemperaturowa. Stwierdzono, że czas zatrzymania bioodpadów w hydrolizerze w mniejszym stopniu niż temperatura wpływał na końcowy efekt upłynnienia. Wzrost temperatury obróbki powodował również zwiększenie stężenia LKT w hydrolizatach.

Li i Noike [18] badali termohydrolizę osadów ściekowych w zakresie temperatur od 120 do 175°C w czasie 30 min. Stwierdzili, że proces termicznej obróbki wpływa na upłynnienie frakcji stałej do węglowodanów, białek i tłuszczów, a następnie do lotnych kwasów tłuszczowych. Jednak nie wszystkie składniki organiczne reagują podobnie. Wilson i Novak [19] oraz Bougrier [20] potwierdzili większy wpływ termicznej hydrolizy na polisacharydy niż na białka. W wyniku obróbki termicznej powstaje hydrolizat o charakterystycznej barwie „mocnej herbaty”, zawierający obok zhydrolizowanych związków biodegradowalnych inne składniki, takie jak produkty Amadori, melanoidy, które są potencjalnymi inhibitorami fermentacji metanowej. W przeprowadzonych badaniach dezintegracji bioodpadów udział węgla organicznego zawartego w lotnych kwasach tłuszczowych w całkowitym rozpuszczonym OWO wynosił od 2,7% (75°C, 1 h) do 6,6% (155°C, 2 h).



Rys. 3. Iloraz C:N w hydrolizatach po dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych

Szczegółowe informacje na temat składu chemicznego hydrolizatów możliwe są do uzyskania na drodze analizy chromatograficznej. Biodegradowalność można natomiast ocenić w testach biochemicznych oraz pośrednio, analizując iloraz C:N. Iloraz C:N dla surowych odpadów wynosił 18,1, natomiast w wyciągu wodnym z surowych odpadów wynosił 7,1. Zmiany ilorazu C:N w hydrolizatach po dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych przedstawiono na rysunku 3.

Wraz ze wzrostem temperatury dezintegracji wartości ilorazu C:N zwiększały się od 10:1 do 20:1. Można również zauważyć znikomy wpływ czasu obróbki na zmiany charakterystyki hydrolizatów opisanych ilorazem C:N. Jak wskazują dane literaturowe i doświadczalne z instalacji w skali technicznej, substraty o wartości ilorazu w zakresie od 10:1 do 25:1 charakteryzują się potencjalnie dobrą biodegradowalnością w warunkach beztlenowych. Można więc przypuszczać, że proces termicznej dezintegracji biofrakcji odpadów komunalnych jest skuteczną metodą uzyskiwania biodegradowalnych substratów o dużej zawartości lotnych kwasów tłuszczowych, które mogą być rozkładane w warunkach beztlenowych z odzyskiem energetycznego biogazu. Zaletą takiej metody dezintegracji jest, oprócz uzyskiwania rozpuszczonych łatwo rozkładanych związków organicznych, higienizacja substratów oraz zmniejszenie pozostałych po fermentacji odpadów w związku z wysokim stopniem upłynnienia.

Wnioski

Analiza wyników badań dezintegracji termicznej biofrakcji odpadów komunalnych wykazała, że:

1. Parametrem decydującym o sprawności termohydrolizy jest temperatura (czas procesu ma mniejsze znaczenie).
2. Dezintegracja odpadów w badanym zakresie temperatur spowodowała wzrost ilości OWO w hydrolizatach. Najwyższe stężenie rozpuszczonego węgla organicznego (odpowiednio 9125 i 8899 gC/m³) oznaczono w hydrolizatach po dezintegracji odpadów w czasie 1 i 2 h i w temperaturze 175°C.
3. Wyłącznie w wysokich temperaturach obróbki, od 135 do 175°C, na ilość uzyskanych lotnych kwasów tłuszczowych wyraźnie wpływała nie tylko temperatura, ale również czas procesu. Najwyższe stężenie LKT w hydrolizatach uzyskano w temperaturze 175°C (1 i 2 h); wynosiło ono około 1000 gCH₃COOH/m³.
4. Wraz ze wzrostem temperatury dezintegracji wartości ilorazu C:N zwiększały się od 10:1 do 20:1.

Literatura

- [1] Uchwała Nr 217 Rady Ministrów z dnia 24 grudnia 2010 r. w sprawie „Krajowego planu gospodarki odpadami 2014” (MP Nr 101, poz. 1183). Dyrektywa Rady 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów, Dz. Urz. WE L 182 z 16.07.1999, s. 1 z późn. zm.

- [2] GarcíA.A.J., Esteban M.B., Ma'Rquez M.C., Ramos P., Biodegradable municipal solid waste: Characterization and potential use as animal feedstuffs, *Waste Management* 2005, 25, 780-787.
- [3] Bobleter O., Hydrothermal degradation of polymers derived from plants, *Progress in Polymer Science* 1994, (19), 797-841.
- [4] Lynd L.R., Weimer P.J., Van Zyl W.H., Pretorius I.S., Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology, *Microbial and Molecular Biology Research* 2002, 66, 506-577.
- [5] Delgenes J.P., Penaud V., Moletta R., Pretreatment for the enhancement of anaerobic digestion, [w:] J. Mata-Alvarez (ed.), *Biomethanisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, IWA Publishing, London 2003, 201-228.
- [6] Ryanal J., Delgenes J.P., Moletta R., Two phase anaerobic digestion of solid wastes by a multiple liquefaction reactors process, *Bioresource Technology* 1998, 65, 97-103.
- [7] Barlaz M.A., Ham R.K., Schaefer D.M., Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics, *Critical Reviews in Environmental Control* 1990, 19(6), 557-584.
- [8] El-Fadel M., Findikakis A.N., Lechic J.O., Environmental impacts of solid waste landfilling, *Journal of Environmental Management* 1997, 50, 1-27.
- [9] Fox M.H., Noike T., Ohki T., Alkaline subcritical-water treatment and alkaline heat treatment for the increase in biodegradability of newsprint waste, *Water Science and Technology* 2003, 48(4), 77-84.
- [10] Chynoweth D., Isaacson R., *Anaerobic Digestion of Biomass*, Elsevier Applied Science Publishers 1987.
- [11] Deublein D., Steinhauser A., *Biogas from Waste and Renewable Resources*, Wiley-VCH Verlag, 2008.
- [12] Jędrzak A., *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, WN PWN, Warszawa 2007.
- [13] Khanal S.K., *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production*, Wiley-Blackwell, A John Wiley&Sons Publications, 2008.
- [14] Müller J.A., Prospects and problems of sludge pre-treatment processes, *Water Sci. Technol.* 2001, 44(10).
- [15] Elbing G., Dünnebeil A., Thermal disintegration with subsequent digestion lab-scale investigation, *Korrespondenz Abwasser* 1999, 46, 538-547.
- [16] Myszograj S., The influence of thermo-chemical treatment of primary sludge on methane fermentation process, [w:] *Environmental Protection into the Future*, red. W. Nowak, J. Bień, Częstochowa 2007, 228-237.
- [17] Myszograj S., Effects and mathematical modelling of thermal pretreatment of waste activated sludge, *Polish Journal of Environmental Studies* 2010, 2, 166-170.
- [18] Li Y.Y., Noike T., Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pre-treatment, *Journal of Water Science and Technology* 1992, 26, 3-4, 857-866.
- [19] Wilson Ch.A., Novak J.T., Hydrolysis of macromolecular components of primary and secondary wastewater sludge by thermal hydrolytic pretreatment, *Water Research* 2009, 43, 4489-4498.
- [20] Bougrier C., Delgenes J.P., Carrere H., Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion, *Chemical Engineering Journal* 2008, 139(2), 236-244.

Production of Biodegradable Hydrolysate from Municipal Solid Waste Using Thermal Disintegration

The rate and effectiveness of biodegradation of organic matter depends on many factors such as concentration of substrate and biomass, content of biodegradable organic carbon,

the degree of microorganisms adopting, the characteristic and concentration of the final acceptor of electrons, the presence of nutrients, inhibitors and catalysts, suitable environmental conditions. Fundamental to the processes of biodegradation is also a relationship between organic carbon and other nutrients, as well as access to the macro- and micronutrients. One method of improving the ratio C:N and hence the biodegradability is the mixing of substrates such as in the process of co-fermentation or composting, where usually one of the substrates is in greater proportion (> 50%). Large potential for improving the characteristics of biowaste also give disintegration methods.

The article discusses the changing of characteristics of thermally disintegrated biowaste. Biowaste was at temperatures of 55, 75, 95, 115, 135, 155, 175°C for 0.5, 1 and 2 hours treated. The potential biodegradability of hydrolysates was on the concentration of volatile fatty acids, organic carbon content and the ratio C: N rated. It was found that the principal parameter of thermo hydrolyses process efficiency is temperature and time has less impact. Disintegration of the waste in the whole range of temperatures has increased of the amount of TOC in the hydrolysates. The highest concentration of dissolved organic carbon (respectively 9125 and 8899 gC/m³) were determined in hydrolysates after the disintegration of the waste during the 1 and 2 h, and at 175°C. Only in the high temperature treatment, from 135 to 175°C, the amount of generated volatile fatty acids specifically was influenced not only from temperature, but also from a time of process. The highest VFA concentration in hydrolysates achieved at 175°C (1 and 2 h) and it was approximately 1000 g CH₃COOH/m³. With increasing temperature of disintegration the ratio C:N in hydrolysates increased from 10:1 to 20:1.

Keywords: biofraction of municipal waste, thermal disintegration, VFA, TOC, C:N ratio