

FERMENTACJA METANOWA GNOJOWICY Z DODATKIEM CHEMICZNYM I BIOLOGICZNYM

Anna Smurzyńska¹, Wojciech Czekala¹, Kamil Kozłowski¹,
Michał Brzoski¹, Dawid Chełkowski¹, Ewa Woźniak¹

¹ Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Instytut Inżynierii Biosystemów, ul. Wojska Polskiego 50, 60-637 Poznań, e-mail: a.smurzynska@gmail.com

STRESZCZENIE

Problem z właściwym zagospodarowaniem gnojowicy obecny jest przede wszystkim podczas intensywnej produkcji zwierzęcej. Uprzemysłowione fermi zwierząt gospodarskich generują ogromne ilości odchodów w postaci gnojowicy w beżściółkowym systemie utrzymania zwierząt. Tradycyjne zagospodarowanie gnojowicy odbywa się poprzez wykorzystanie jej jako nawozu naturalnego. Alternatywne techniki wykorzystywane w celu zneutralizowania szkodliwego wpływu gnojowicy opierają się na stosowaniu dodatków chemicznych i biologicznych, a także poprzez wprowadzenie środowiska tlenowego przez napowietrzanie lub beztlenowego, prowadząc fermentację metanową. W przeprowadzonym doświadczeniu wykorzystano gnojowicę bydłą, która pochodziła z gospodarstwa Przybroda należącego do Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Celem badań było określenie wydajności biogazowej gnojowicy z zastosowaniem dodatku chemicznego i biologicznego dostępnego na polskim rynku. Dla wskazania skuteczności zastosowanego procesu fermentacji wykorzystano fermentację mezofilową oraz termofilową. Dodatkowo do badanej gnojowicy zastosowano dodatek biologiczny – Efektywne Mikroorganizmy oraz chemiczny – PRP. Przeprowadzone doświadczenie wykazało wyższą wydajność biogazową podczas zastosowania Efektywnych Mikroorganizmów.

Słowa kluczowe: gnojowica, biogaz, fermentacja metanowa, Efektywne Mikroorganizmy, PRP

METHANE FERMENTATION OF SLURRY WITH CHEMICAL AND BIOLOGICAL ADDITIVE

ABSTRACT

The problem of proper slurry management is primarily present in intensive livestock production. Industrialized livestock farms generate enormous quantities of manure droppings in a livestock-litter-free system. The traditional management of slurry is made by using it as a fertilizer. Alternative techniques used for neutralizing the detrimental effect of slurry are based on the use of chemical and biological additives, as well as by introducing aerobic environment through aerobic or anaerobic digestion, leading to methane fermentation. In the experiment, cattle manure was used, which came from the Przybroda farm belonging to the University of Life Sciences in Poznan. The aim of the study was to determine the biogas yield of slurry using the chemical and biological additive available on the Polish market. Mesophilic and thermophilic fermentation was used for the indication of the effectiveness of the employed fermentation process. The slurry was supplemented by a biological and chemical additive, i.e. Effective Microorganisms and – PRP, respectively. The experiment allowed to achieve a higher biogas yield during the use of Effective Microorganisms.

Keywords: slurry, biogas, methan fermentation, Effective Microorganisms, PRP

WPROWADZENIE

Celem prowadzenia intensywnej produkcji zwierzęcej jest zaspokojenie potrzeb żywieniowych społeczeństwa. Prowadzenie wielkotowa-

rowych ferm rozpowszechnione zostało w szczególności na terenie Ameryki Północnej i Południowej. Intensywny chów zwierząt przyczynił się również do rozwoju gospodarki wielu państw europejskich, w szczególności Danii, Holandii,

Belgii, Francji, Niemczech, Włoszech oraz Hiszpanii (UE 2005). Taki system chowu zwierząt gospodarskich przyczynia się do rozwoju handlu zagranicznego, ale niesie ze sobą również ogromne ryzyko, bowiem obok nieposzanowania dobrostanu utrzymywanych zwierząt dochodzi do skażenia środowiska naturalnego [Gocsik et al. 2015; Sakadevan and Nguyen 2017].

Głównym zagrożeniem dla środowiska wynikającym z intensywnej produkcji zwierzęcej jest niewłaściwe zagospodarowanie odchodów zwierzęcych [De Bere 2000; Lu et al. 2007; Fierro et al. 2014]. Uprzemysłowione fermy zwierząt generują ogromne ilości gnojowicy wynikające z beżściółkowego systemu utrzymania, który pozwala na łatwe i szybkie usuwanie nieczystości. W wydalanych przez zwierzęta odchodach znajduje się znaczna część spożytych przez nie składników odżywczych, dzięki czemu gnojowica jest bogatym źródłem nawozowym [Dourmad i in. 1999]. Wśród makroelementów należy wymienić przede wszystkim azot. W gnojowicy obecny jest również potas oraz fosfor, a także liczne mikroelementy. Poza tym odchody zwierzęce przyczyniają się do poprawy właściwości fizycznych i chemicznych gleby. Wobec powyższego gnojowica jest powszechnie stosowana jako nawóz. Jednak wspomniane zagrożenie środowiska wynika najczęściej z braku planu wykorzystania ogromnych ilości powstającej gnojowicy, co prowadzi bardzo często do przenawożenia pól powodując skażenie gleby, wód gruntowych oraz powierzchniowych, eutrofizację czy skażenie mikrobiologiczne [Guan and Holley 2003; Gołaś and Kozera 2008]. Należy podkreślić, iż nieracjonalna gospodarka nawozem naturalnym wynika między innymi z nieprzestrzegania okresów agrotechnicznych, złego doboru dawki nawozowej czy z niedostosowania pojemności zbiorników magazynujących gnojowicę [Smurzyńska i in. 2016a]. Zasady gospodarki nawozami zawarte są w przepisach prawnych tj. Ustawa o nawozach i nawożeniu, Dyrektywie Azotanowej czy Kodeksie Dobrej Praktyki Rolniczej. Utrzymanie zwierząt wywiera również ogromny wpływ na zanieczyszczenie powietrza. Zagrożenia te wynikają z emisji gazów odorowych oraz cieplarnianych [Hansen et al. 2006; Hao and Larney 2011].

Degradacja środowiska na obszarach, na których prowadzone są fermy wielkotowarowe sprawia, że poszukuje się innych sposobów utylizacji gnojowicy. Stosowanymi rozwiązaniami są działania opierające się na modyfikacji diety zwierząt oraz alternatywnego zagospodarowania odcho-

dów. Wprowadza się również rozwiązania mające na celu zneutralizowanie wpływu występujących w gnojowicy substancji mineralnych oraz redukcję emisji gazowych [Smurzyńska i in. 2016b].

Alternatywne techniki wykorzystywane w celu ochrony środowiska przed niewłaściwą gospodarką gnojowicą opierają się na stosowaniu dostępnych chemicznych i biologicznych dodatków, a także na wytworzeniu warunków tlenowych przez napowietrzanie lub beztlenowych – przy zastosowaniu procesu fermentacji metanowej. Ostatnia z wymienionych metod jest powszechnie stosowana w celu zagospodarowania gnojowicy, która pozwala na uzysk bezpiecznego nawozu [Chynoweth et al. 1999; Milán i in. 2001; Murto i in. 2004]. Wykorzystanie fermentacji metanowej pozwala w skuteczny sposób ograniczyć emisję gazów odorowych oraz gazów cieplarnianych [Amon i in. 2006; Clemens in. 2006; Kaffle, Kim 2013]. Efektem tego procesu jest również produkcja energii odnawialnej.

Celem niniejszej pracy była ocena skuteczności i wpływu produktów rynkowych (łagodzących wpływ odchodów zwierzęcych na środowisko) podczas zagospodarowania gnojowicy bydłowej w warunkach beztlenowych. W doświadczeniu przeprowadzono proces fermentacji metanowej w warunkach mezofilowych i termofilowych w wariantach bez dodatków oraz z dodatkami o charakterze biologicznym i chemicznym. Zastosowanym środkiem biologicznym były Efektywne Mikroorganizmy, natomiast chemicznym – PRP. Oba produkty są powszechnie dostępne na polskim rynku.

MATERIAŁ I METODY

Badania zostały przeprowadzone w Pracowni Ekotechnologii Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu – największym laboratorium biogazowym w Polsce. Analiza emisji gazów z gnojowicy bazowała na zmodyfikowanej niemieckiej normie DIN 38 414/S8 oraz znormalizowanym poradniku biogazowym Stowarzyszenia Inżynierów Niemieckich w Dreźnie VDI 4630. Analizy chemiczne zostały wykonane zgodnie z Polskim Systemem Normalizacyjnym. Metodyka badań w zakresie bioodpadów została opracowana podczas grantów realizowanych w trakcie 6-go Projektu Ramowego UE oraz Polskiego Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego w latach 2006–2012 [Stachowiak et al. 2008].

Substraty i technologie

Jako materiał badawczy wybrano gnojowicę bydłącą, ze względu na stan pogłowia oraz dobową produkcję odchodów przez zwierzęta monogastryczne [GUS 2016]. Gnojowica pochodziła z Rolniczo – Sadowniczego Gospodarstwa Doświadczalnego Przybroda należącego do Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.

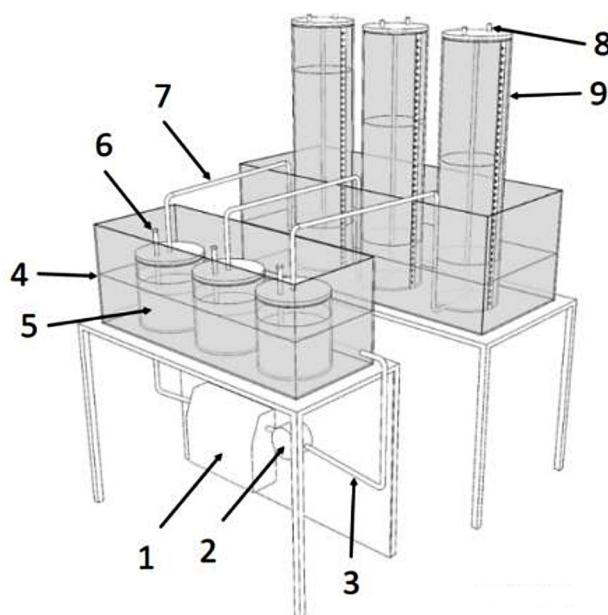
W doświadczeniu przeprowadzono fermentację metanową w warunkach mezofilowych i termofilowych. W celu określenia zasadności stosowania dodatków biologicznych i chemicznych w przypadku energetycznego wykorzystania tego materiału, fermentację przeprowadzono w wariacie bez i z dodatkami. Produktem biologicznym były Efektywne Mikroorganizmy – preparat wyselekcjonowanych grup mikroorganizmów, które mają charakteryzować się powstrzymaniem procesu gnicia i zainicjowaniem procesu fermentacji oraz PRP – dodatek o charakterze chemicznym regulujący procesy fermentacji w postaci granulatu na bazie węglanu wapnia i magnezu. Mezofilową zaszczepkę fermentacyjną uzyskano poprzez odseparowanie frakcji ciekłej pulpy pofermentacyjnej z funkcjonującej biogazowni rolniczej w Działyniu. Natomiast zaszczepkę ter-

mofilową stanowiła frakcja ciekła pulpy pofermentacyjnej z reaktora termofilowego, działającego w systemie quasi-ciągłym, znajdującego się w Pracowni Ekotechnologii.

Stanowisko badawcze

Badania emisji metanu z gnojowicy poddanej procesowi fermentacji zostały przeprowadzone w wielokomorowym stanowisku fermentacyjnym (rys. 1) zaprojektowanym i wykonanym w Instytucie Inżynierii Biosystemów UP w Poznaniu.

Fermentacja metanowa prowadzona była w szklanych reaktorach o pojemności 2 dm³. Badany substrat z dodatkiem chemicznym i biologicznym umieszczony został w reaktorach, a następnie zalane odpowiednią ilością zaszczepki fermentacyjnej i umieszczony w łaźni wodnej o temperaturze 39°C ±1 (fermentacja mezofilowa) i 55°C ±1 (fermentacja termofilowa) w celu zapewnienia optymalnych warunków do prowadzenia procesu fermentacji metanowej. Wyprodukowany biogaz transportowany był za pomocą teflonowych wężyków z reaktorów do zbiorników gazowych skonstruowanych na zasadzie odwróconego cylindra zanurzonego w wodzie i podciągniętym słupie cieczy. Na granicy faz woda-gaz



Rys. 1. Schemat 3-komorowego biofermentatora do produkcji biogazu: 1 – podgrzewacz wody z regulatorem temperatury, 2 – pompa obiegowa wody, 3 – izolowane przewody cieczy ogrzewającej, 4 – płaszcz wodny o temp. 39°C, 5 – biofermentator o pojemności 2 dm³, 6 – zawory do pobierania prób, 7 – przewód transportujący biogaz, 8 – zawór to pomiaru stężenia biogazu, 9 – skala objętości zebranego biogazu

Fig. 1. Scheme of biofermentor for biogas production research (3-chamber section): 1 – water heater with temperature regulator, 2 – water pump, 3 – insulated conductors of calefaction liquid, 4 – water coat with temp. 39°C or 55°C, 5 – biofermentor with charge capacity 2 dm³, 6 – sampling tubes, 7 – biogas transporting tube, 8 – gas sampling valve, 9 – biogas volume-scale reservoir

znajdowała się ciecz zaporowa zapobiegająca rozpuszczaniu się CO₂ w wodzie. Wszystkie próby badane były w 3 powtórzeniach.

Wykonane analizy i przygotowanie mieszanek fermentacyjnych

Badane próby analizowano pod kątem zawartości suchej masy (PN-75 C-04616/01), suchej masy organicznej (PN-Z-15011-3) oraz azotu amonowego (PN-ISO 5664:2002) na początku i na końcu doświadczenia.

Pomiaru dobowej produkcji biogazu dokonywano co 24 h. Skład jakościowy i ilościowy gazów fermentacyjnych oznaczano za pomocą analizatora gazowego GA5000 firmy Geotech każdorazowo, kiedy objętość gazu w tubie przekroczyła 450 ml.

Pomiary podstawowych parametrów fizykochemicznych fermentujących mieszanek wykonywano co drugi dzień. Próby pobierano w sposób beztlenowy i analizowano pH (PN-90 C-04540/01), konduktywność (PN-EN 27888:1999).

W celu dobrania odpowiednich proporcji między gnojowicą bydlęcą a zaszczepką, oznaczono podstawowe parametry fizykochemiczne substratu i zaszczepki. Zebrane dane pozwoliły określić świeżą masę substratu i zaszczepki użytych w mieszance fermentacyjnej (tab. 1).

WYNIKI I DYSKUSJA

Dzienna produkcja biogazu

Wykresy dziennej produkcji biogazu z reaktora dla każdej mieszanki fermentacyjnej przedstawiono na rysunkach 2 i 3.

W przypadku fermentacji mezofilowej można zauważyć niewielką emisję gazów w początkowej fazie procesu. Wynika to z tempa namnażania

się bakterii pozwalających na zajście fermentacji oraz konieczności wstępnej hydrolizy materii organicznej zwartej w gnojowicy [Shrestha et al. 2017]. Od 3. dnia zauważono intensywny wzrost produkcji biogazu, który trwał do dnia 11. W tym okresie zaobserwowano najintensywniej zachodzące procesy biodegradacji, zarówno w przypadku gnojowicy bez oraz z dodatkami biologicznymi i chemicznymi. Zebrane wykresy pozwalają zauważyć, iż dobową produkcję biogazu w warunkach mezofilowych zachodzi intensywniej niż podczas fermentacji termofilowej. Wynika to najprawdopodobniej ze składu chemicznego gnojowicy oraz tempa namnażania bakterii metanogennych przystosowanych do biodegradacji substancji organicznych znajdujących się w gnojowicy w warunkach mezo- i termofilowych co potwierdza Skowron et al. [2015].

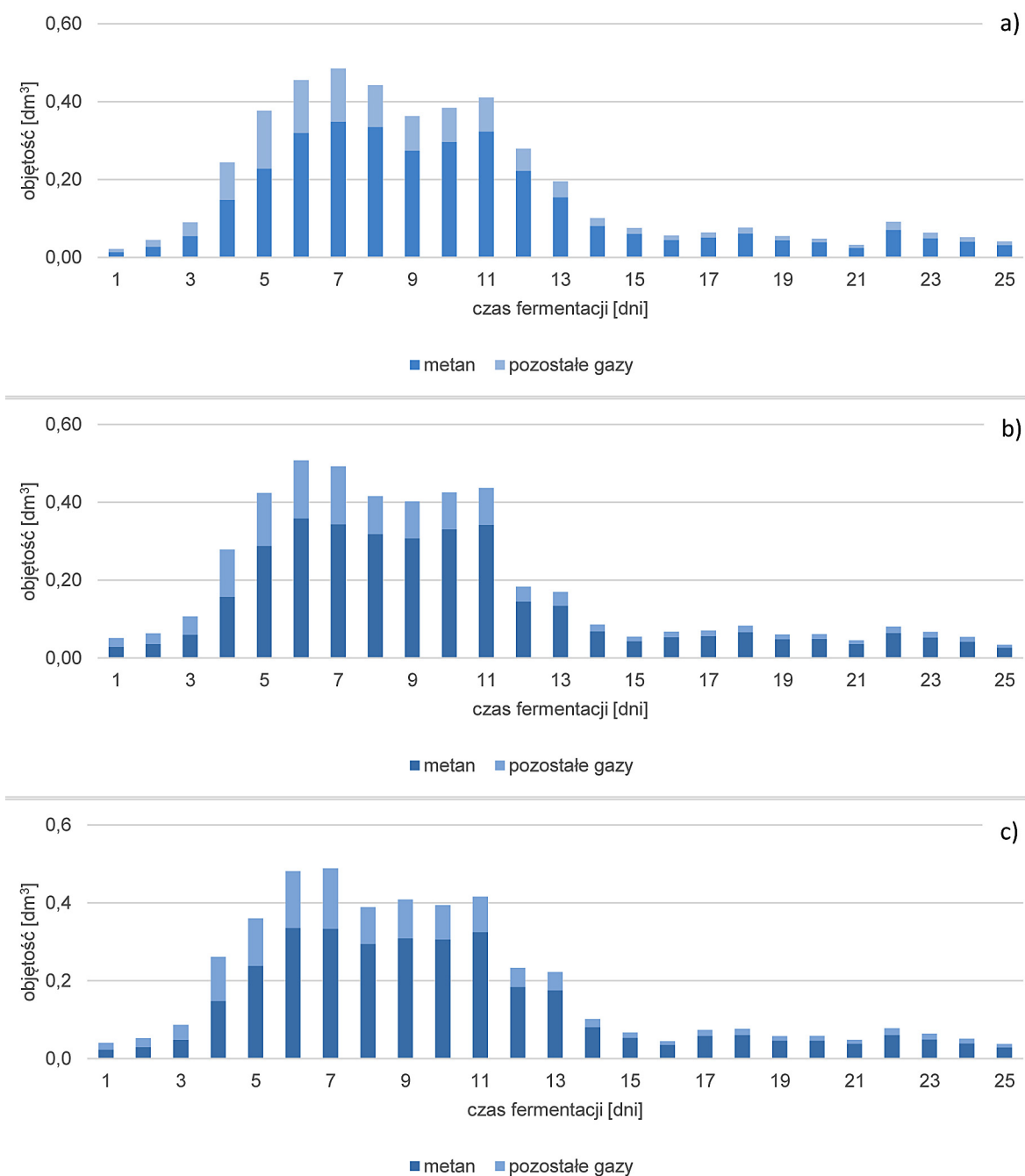
W przypadku fermentacji termofilowej początek procesu przebiegał ze znikomą emisją biogazu. Dopiero w 5. dobie odnotowano dynamiczny wzrost produkcji badanych gazów wynikający z aktywności bakterii, po którym obserwuje się spadek na skutek rozkładu lotnych kwasów tłuszczowych [Jędrzak 2007]. Proces wzrostu i obniżenia dobowej produkcji biogazu obserwowany jest również w późniejszym okresie, co wynika z zapotrzebowania energetycznego bakterii, rozkładających związki sukcesywnie o trudniejszym stopniu rozkładu. Obraz produkcji biogazu dla gnojowicy w warunkach termofilowych jest znacznie bardziej dynamiczny, co również w swoich badaniach potwierdza Heinonen-Tanski et al. [2006].

Czas retencji

Wpływ temperatury przyczynia się, obok degradacji chorobotwórczych patogenów, również do krótszego czasu retencji [Dugba, Zhang 1999; Sahlström 2003]. W przypadku realizowanego badania zaobserwowano jednak wydłużony okres fermentacji w warunkach termofilowych, co mogło być spowodowane powstawaniem substancji inhibujących bakterie metanogenne, czego w przeprowadzonym doświadczeniu nie stwierdzono [Hansen et al. 1998]. Kolejnym powodem dłuższego rozkładu gnojowicy jest obecność trudnorozkładalnych związków, do których zaszczepka nie jest przystosowana, co przyczynia się do dłuższego okresu rozkładu i niższej wydajności. Ze względu na obecność substancji lignocelulozowych, proces hydrolizy,

Tabela 1. Proporcje mieszaniny fermentacyjnej
Table 1. Proportions of the mixture fermentation

Próbki	Substrat [g]	Zaszczepka [g]	Dodatek
Gnojowica	400	800	–
Gnojowica + EM	400	800	5 ml
Gnojowica + PRP	400	800	3 g



Rys. 2. Dobowa produkcja biogazu podczas fermentacji mezofilowej dla: A) gnojowicy, B) gnojowicy z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów, C) gnojowicy z dodatkiem PRP

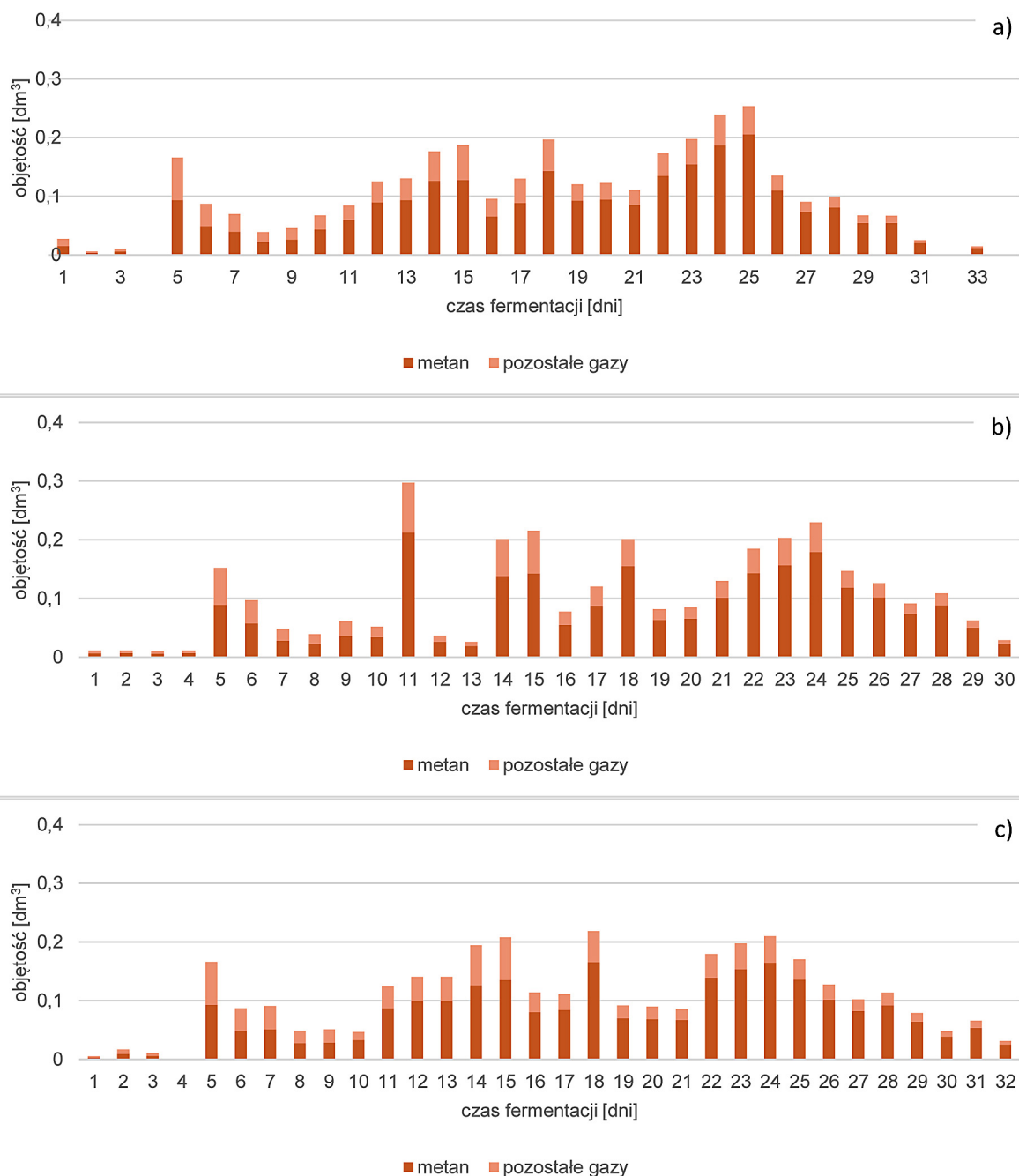
Fig. 2. Daily biogas production during mesophilic fermentation for: A) slurry, B) slurry with Effective Microorganism, C) slurry with PRP

czyli uszkodzenie ściany komórkowej w celu degradacji biologicznej komórek jest utrudniony [González-Fernández et al. 2008]. Najprawdopodobniej wydłużony czas rozkładu gnojowicy w przeprowadzonym doświadczeniu wynika z stopniowego namnażania bakterii zdolnych do funkcjonowania w wyższej temperaturze (tab. 2). Dokładne wyjaśnienie zaobserwowanych zależności wymaga dalszych badań.

Tabela 2. Hydrauliczny czas retencji podczas fermentacji mezo- i termofilowej

Table 2. The hydraulic retention time during meso- and thermophilic fermentation

Próba	Fermentacja mezofilowa	Fermentacja termofilowa
Gnojowica	25	33
Gnojowica + EM	25	30
Gnojowica + PRP	25	32



Rys. 3. Dobowa produkcja biogazu z reaktora podczas fermentacji termofilowej A) gnojowicy bez dodatku, B) gnojowicy z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów, C) gnojowicy z dodatkiem PRP
Fig. 3. Daily biogas production during thermophilic fermentation for: A) slurry, B) slurry with Effective Microorganism, C) slurry with PRP

Wydajności biogazowe i metanowe

Porównując wydajność biogazową i metanową badanych mieszanek fermentacyjnych w przeliczeniu na tonę świeżej masy zaobserwowano wyższą produkcję biogazu oraz metanu dla fermentacji prowadzonej w warunkach mezofilowych (tab. 3). Największą produkcję odnotowano dla gnojowicy z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów.

Przeliczenie wydajności biogazowej na tonę suchej masy organicznej badanych substratów wykazało najwyższą produkcję w przypadku gnojowicy poddanej procesowi fermentacji mezofilowej, w szczególności dla gnojowicy z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów, która wynosiła 533,78 m³/t s.m.o. (tab. 4).

Badane mieszanki fermentacyjne gnojowicy w warunkach mezofilowych pozwoliły uzyskać większą produkcję metanu w przelicze-

Tabela 3. Skumulowana produkcja biogazu i metanu podczas fermentacji mezo- i termofilowej
Table 3. Cumulated production biogaz end methan during meso- and thermophilic fermentation

Próba	Skumulowana produkcja biogazu [$\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ św. m.]		Skumulowana produkcja metanu [$\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ św. m.]	
	fermentacja mezofilowa	fermentacja termofilowa	fermentacja mezofilowa	fermentacja termofilowa
Gnojowica	8,52	8,47	6,62	6,17
Gnojowica + EM	8,98	8,03	6,93	5,83
Gnojowica + PRP	8,63	8,50	6,64	6,12

Tabela 4. Skumulowana produkcja biogazu i metanu podczas fermentacji mezo- i termofilowej
Table 4. Cumulated production biogaz end methan during meso- and thermophilic fermentation

Próba	Skumulowana produkcja biogazu [$\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ s.m.o.]		Skumulowana produkcja metanu [$\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ s.m.o.]	
	fermentacja mezofilowa	fermentacja termofilowa	fermentacja mezofilowa	fermentacja termofilowa
Gnojowica	506,32	503,59	393,23	366,45
Gnojowica + EM	533,78	477,10	411,77	346,33
Gnojowica + PRP	512,95	505,47	394,61	363,68

niu na tonę suchej masy organicznej. Ponownie najwyższą wydajność wykazała gnojowica z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów ($411,77 \text{ m}^3/\text{t s.m.o.}$).

Porównując wydajność biogazową i metanową badanych mieszanek fermentacyjnych w przeliczeniu na tonę świeżej masy i tonę suchej masy organicznej odnotowano wyższą produkcję biogazu dla fermentacji prowadzonej w warunkach mezofilowych. Wynika to z wpływu podwyższonej temperatury, która wpływa na aktywność i tempo namnażania mikroflory bakteryjnej w danej temperaturze.

Odnutowano największą produkcję metanu i biogazu dla gnojowicy z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów. Świadczy to, iż zastosowany produkt wzbogacił fermentowaną gnojowicę w mikroorganizmy pozwalające na efektywniejszy rozkład substancji zawartych w gnojowicy.

PODSUMOWANIE

Fermentacja metanowa umożliwia na bezpieczną utylizację gnojowicy. Proces powstawania emisji gazowych zachodzi w szczelnej instalacji nie zagrażając środowisku. W doświadczeniu zauważono, iż fermentacja mezofilowa gnojowicy jest procesem przebiegającym bardziej stabilnie niż w przypadku procesu fermentacji w warunkach termofilowych. Ponadto proces fermentacji w warunkach temperatury 39°C wykazał krótszy czas rozkładu gnojowicy. Fermentacja mezofilowa pozwoliła na uzyskanie wyższej wydajności biogazowej i metanowej, natomiast najefektyw-

niejszą produkcję biogazu i metanu uzyskano dla gnojowicy z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów. W warunkach mezofilowych ilość wyprodukowanego biogazu i metanu dla gnojowicy z dodatkiem PRP jest niewiele większa niż dla gnojowicy bez żadnych dodatków, co powoduje, że stosowanie tego dodatku nie jest uzasadnione.

Konieczne jest przeprowadzenie analizy ekonomicznej potwierdzającej opłacalność stosowania Efektywnych Mikroorganizmów jako dodatku do gnojowicy poddanej procesowi fermentacji mezofilowej.

BIBLIOGRAFIA

1. Amon B., Kryvoruchko V., Amon T., Zechmeister-Boltenstern S. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 153–162.
2. Chynoweth D. P., Wilkie A. C., Owens J. M. 1999. Anaerobic treatment of piggery slurry – review. *Asian-Aus. J. Anim. Sci.* 12, 607–628.
3. Clemens J., Trimborn M., Weiland P., Amon B. 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 171–177.
4. De Bere L. 2000. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water Sci. Technol.* 41, 283–290.
5. Dourmad J. Y., Guingand N., Latimier P., Sève B. 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livest. Prod. Sci.* 58, 199–211.
6. Dugba P. N., Zhang R. 1999. Treatment of dairy

- wastewater with two-stage anaerobic sequencing batch reactor systems-thermophilic versus mesophilic operations. *Bioresource Technology*. 68, 225–233.
7. Fierro J., Gómez X., Murphy J. D. 2014. What is the resource of second generation gaseous transport biofuels based on pig slurries in Spain? *Appl. Energy*, 114, 783–789.
 8. Gołaś Z., Kozera M. 2008. Ekologiczne konsekwencje koncentracji produkcji trzody chlewnej [Ecological implication of pig production concentration]. *Journal of Agribusiness and Rural Development*. 1(7), 29–42.
 9. González-Fernández C., León-Cofreces C., García-Encina P.A. 2008. Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure. *Bioresource Technology*, 99, 8710–8714.
 10. É. Gocsik, A.G.J.M. Oude Lansink, G. Voermans, H.W. Saatkamp. 2015. Economic feasibility of animal welfare improvements in Dutch intensive livestock production: A comparison between broiler, laying hen, and fattening pig sectors. *Livestock Science*, Volume 182, 38–53.
 11. Guan T. Y., Holley R. A. 2003. Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness – a review. *J. Environ. Quality*, 32, 383–392.
 12. GUS. 2016. Główny Urząd Statystyczny. Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2016 r. Warszawa.
 13. Hansen K. H., Angelidaki I., Kiær ahring B. 1998. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research*, 32, 5–12.
 14. Hansen M.N., Henriksen K., Sommer S.G. 2006. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment*, Volume 40, Issue 22, 4172–4181.
 15. Hao X., Larney F. J. 2011. Reducing greenhouse gas emissions from animal manure. *Manure Manage.*, 37–45.
 16. Heinonen-Tanski H., Mohaibes M., Karinen P., Koivunen J. 2006. Methods to reduce pathogen microorganisms in manure. *Livestock Sci.* 102, 248–255.
 17. Jędrzak A. 2007. Biologiczne przetwarzanie odpadów [The biological treatment waste]. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa
 18. Kaffle G. K., Kim S. H. 2013. Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: batch and continuous operation. *Appl. Energy*. 103, 61–72.
 19. Milán Z., Sánchez E., Weiland P., Borja R., Martín A., Ilangovan K. 2001. Influence of different natural zeolite concentrations on the anaerobic digestion of piggery waste. *Bioresource Technology*, 80, 37–43.
 20. Lu S. G., Imai T., Ukita M., Sekine M. 2007. Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes. *J. Environ. Sci.*, 19, 416–420.
 21. Murto M., Björnsson L., Mattiasson B. 2004. Impact of food industrial waste on anaerobic codigestion of sewage sludge and pig manure. *Journal of Environmental Management*, 70, 101–107.
 22. Sahlström L. 2003. A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresource Technology*, 87, 161–166.
 23. Sakadevan K., Nguyen M.-L. 2017. Chapter Four: Livestock Production and Its Impact on Nutrient Pollution and Greenhouse Gas Emissions. *Advances in Agronomy*, Volume 141, 147–184.
 24. Skowron K., Bauza-Kaszewska J., Kaczmarek A., Budzyńska A., Gospodarek E. 2015. Mikrobiologiczne aspekty gospodarki gnojowicą. *Post. Mikrobiol.*, 54, 3, 235–249.
 25. Shrestha S., Fonoll X., Khanal S.K., Raskin L. 2017. Biological strategies for enhanced hydrolysis of lignocellulosic biomass during anaerobic digestion: Current status and future perspectives. *Bioresource Technology*, In press, corrected proof, Available online 18 August 2017
 26. Smurzyńska A., Czekala W., Kwiatkowska A., Działak B., Bartnikowska S. 2016a. Techniczne i technologiczne rozwiązania magazynowania nawozów naturalnych. *Ekologia i Technika*, nr 2 (141), 66–71.
 27. Smurzyńska A., Dach J., Czekala W. 2016b. Technologie redukujące emisje uciążliwych gazów powstających podczas chowu zwierząt gospodarskich. *Inż. Ekol.*, nr 47, 189–198.
 28. Stachowiak B., Piotrowska-Cyplik A., Dach J. 2008. Assessing the fungi static activity of a compost prepared from plant biomass with the addition of tobacco waste. *Ochrona Środowiska*, 30(3), 27–29.