

**ROZPRAWY NAUKOWE**

**516**

**WOJCIECH CZEKAŁA**

**EFEKTYWNOŚĆ BIOKONWERSJI  
ODPADÓW ORGANICZNYCH NA BIOGAZ  
W PROCESACH FERMENTACJI  
Z WYKORZYSTANIEM OWADÓW *HERMETIA ILLUCENS***



POZNAŃ 2019

KOMITET REDAKCYJNY

**Anna Golcz, Stanisław Grześ, Jolanta Komisarek, Andrzej Krauss,  
Andrzej Mazur, Sebastian Nowaczewski, Julita Reguła, Arkadiusz Sadowski,  
Jacek Wójtowski** (przewodniczący), **Anna Zielińska-Krybus**

Redaktor Działu

**dr hab. Stanisław Grześ**

Recenzenci

**dr hab. Andrzej Białowiec, prof. UPWr  
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu**

© Copyright by Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu  
Poznań 2019, Poland

Praca została zrealizowana w ramach projektu  
„IN-OIL: Innowacyjna metoda biokonwersji produktów  
ubocznych przemysłu spożywczego” finansowanego  
przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju –  
Program Lider VII, nr umowy:  
LIDER/5/0148/L-7/15/NCBR/2016.



Książka jest dostępna na licencji Creative Commons – Uznanie autorstwa – Użycie niekomercyjne – Bez utworów zależnych 4.0 Międzynarodowe (CC BY-NC-ND 4.0)

ISSN 1896-1894

ISBN 978-83-7160-934-3

e-ISBN 978-83-67112-79-6

<https://doi.org/10.17306/978-83-67112-79-6>

<https://wydawnictwo.up.poznan.pl/book.html?isbn=978-83-67112-79-6>

Opracowanie redakcyjne

Kamila Markowska

Skład i łamanie

Stanisław Tuchołka • panbook.pl

WYDAWNICTWO UNIWERSYTETU PRZYRODNICZEGO W POZNANIU

ul. Witosza 45, 61-693 Poznań

tel.: 61 848 78 08, e-mail: [wydawnictwo@up.poznan.pl](mailto:wydawnictwo@up.poznan.pl)

<https://wydawnictwo.up.poznan.pl/>

Ark. wyd. 9,1

Wersja elektroniczna dostępna na stronie <https://wydawnictwo.up.poznan.pl/books.html?dostepnosc=open%20access> oraz w serwisie <https://www.ibuk.pl/>

# EFEKTYWNOŚĆ BIOKONWERSJI ODPADÓW ORGANICZNYCH NA BIOGAZ W PROCESACH FERMENTACJI Z WYKORZYSTANIEM OWADÓW *HERMETIA ILLUCENS*

## ABSTRAKT

Biogazownie rolnicze do produkcji energii w coraz większym stopniu wykorzystują odpady. W związku z tym proces fermentacji metanowej zachodzący w biogazowniach wydaje się być optymalnym rozwiązaniem, umożliwiającym racjonalne zagospodarowanie odpadów organicznych z jednoczesną produkcją energii. Jednym z innowacyjnych rozwiązań pozwalającym na produkcję biogazu, a następnie energii, może okazać się wykorzystanie larw owadów *Hermetia illucens*. W pracy analizowano możliwości zastosowania wybranych odpadów organicznych pochodzenia roślinnego w procesie produkcji biogazu rolniczego oraz w hodowli larw *Hermetia illucens* przeznaczonych do celów energetycznych.

Problem naukowy został sformułowany w postaci pytania: czy zastosowanie procesu biokonwersji odpadów organicznych z wykorzystaniem owadów *Hermetia illucens* pozwoli podnieść efektywność energetyczną oraz ekonomiczną funkcjonowania biogazowni (włączając w to również wykorzystanie produktów ubocznych), w porównaniu do fermentacji samych odpadów?

W badaniach nad wydajnością biogazową oraz metanową użyto 18 wybranych odpadów organicznych oraz larwy *Hermetia illucens* wraz z substratami związanymi z ich produkcją i przetwarzaniem: wytloki po ekstrakcji tłuszczu owadziego, sam tłuszcz, rozdrobione larwy, wysuszone larwy czy odchody larw.

Na podstawie uzyskanych danych z badań opracowano innowacyjną technologię biokonwersji odpadów organicznych, w tym wycofanej ze sprzedaży żywności, w ramach procesu odzysku. Z kolei na podstawie wydajności biogazowych i metanowych odpadów oraz larw i ich frakcji przeprowadzono obserwację dotyczącą efektywności energetycznej. Jednocześnie uwzględniając właściwości uzyskanych pofermentów, wykonano również analizę ekonomiczną dla pięciu zaproponowanych technologii.

Odpady wykorzystane w badaniach charakteryzowały się między innymi dużym zakresem wahań zawartości suchej masy przy zawartości materii organicznej wynoszącej ponad 80%, co kwalifikuje je do wykorzystania w procesie fermentacji metanowej. Równie dobre wyniki zaobserwowano w odniesieniu do larw *Hermetia illucens* oraz produktów związanych z ich produkcją i przetwarzaniem.

Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że wytloki były wartościowym substratem do biogazowni rolniczej. Sprzedaż pozyskanego tłuszczu może mieć korzystny wpływ na bilans ekonomiczny funkcjonowania biogazowni.

Pracę zrealizowano w ramach projektu „IN-OIL: „Innowacyjna metoda biokonwersji produktów ubocznych przemysłu spożywczego” finansowanego przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju – Program Lider VII, nr umowy: LIDER/5/0148/L-7/15/NCBR/2016.

# THE EFFICIENCY OF ORGANIC WASTE BIOCONVERSION INTO BIOGAS IN FERMENTATION PROCESSES USING *HERMETIA ILLUCENS* INSECTS

## ABSTRACT

Agricultural biogas plants use more and more often waste for energy production. Therefore, the process of anaerobic digestion taking place in biogas installations is suitable, allowing for rational use of organic waste with energy production at the same time. One of the innovative solutions for the production of biogas and afterwards energy is the use of insect larvae *Hermetia illucens*. The presented research analyzed the possibilities of using selected plant origin waste in the process of agricultural biogas production and in breeding of *Hermetia illucens* larvae for energy purposes.

The scientific problem was formulated in the form of a question: will the use of organic waste in the bioconversion process with the use of *Hermetia illucens* insects increase the energy and economic efficiency of biogas plants (including the use of by-products), compared to the fermentation of the waste itself?

In the research on biogas and methane efficiency, 18 selected organic wastes and *Hermetia illucens* larvae along with substrates associated with their production and processing: residue after oil extraction, oil, shredded larvae, dried larvae, and larva excrements were used.

Based on the obtained data from the research, an innovative technology for the bioconversion of organic waste, including the withdrawal from the sale of food as part of the recovery process was created. In turn on the basis of biogas and methane efficiency of waste as well as larvae and their fractions, an analysis regarding energy efficiency was carried out. At the same time, considering the properties of the obtained digestate, an economic analysis for the five proposed technologies was also performed.

The waste used in the research was characterized, among others wide range of fluctuations in total solids, with a volatile total solids content of over 80%, which qualifies them for use in the methane fermentation process. Equally good results were observed for *Hermetia illucens* and product associated with their production and processing.

Based on the obtained results, it was found that the residue after oil extraction was a valuable substrate for agricultural biogas plants. The sale of the obtained oil can give a large additional benefit having an impact on the economic balance of the biogas plant operation.

This study was performed in the frame of the IN OIL project: An innovative method for bioconversion of by-products from food processing industry that was financed by the National Centre for Research and Development within the Lider VII Programme No. LIDER/5/0148/L-7/15/NCBR/2016.



# SPIS TREŚCI

|   |    |
|---|----|
| WYKAZ WAŻNIEJSZYCH OZNACZEŃ I SKRÓTÓW .....   | 7  |
| 1. WSTĘP .....  | 9  |
| 2. PRZEGLĄD LITERATURY .....  | 11 |
| 2.1. Charakterystyka odpadów ulegających biodegradacji .....  | 11 |
| 2.2. Procesy biologicznego przetwarzania odpadów biodegradowalnych .....                                  | 13 |
| 2.3. Przebieg i parametry procesu fermentacji metanowej .....   | 15 |
| 2.4. Rynek biogazu rolniczego w Polsce .....  | 17 |
| 2.5. Substraty wykorzystywane do produkcji biogazu rolniczego .....                                       | 20 |
| 2.6. Zastosowanie różnych rodzajów konwersji substratów zwiększających ich podatność na fermentację ..... | 23 |
| 2.7. <i>Hermetia illucens</i> – charakterystyka i wykorzystanie w gospodarce odpadami .....               | 25 |
| 3. WYZWANIA DLA DALESZYCH BADAŃ .....   | 28 |
| 4. PROBLEM NAUKOWY I HIPOTEZA .....   | 31 |
| 5. MATERIAŁY ORAZ METODYKA BADAWCZA .....   | 33 |
| 5.1. Schemat przeprowadzonych badań .....   | 33 |
| 5.2. Wykorzystywane do badań odpady organiczne i ich właściwości .....                                    | 35 |
| 5.3. Hodowla owadów <i>Hermetia illucens</i> i ich przetwarzanie .....                                    | 38 |
| 5.4. Proces fermentacji metanowej .....   | 41 |
| 5.5. Badania właściwości pofermentów .....  | 43 |
| 5.6. Obliczenia energetyczne dla wybranych technologii .....  | 46 |
| 5.7. Obliczenia ekonomiczne dla wybranych technologii .....   | 48 |
| 6. WYNIKI BADAŃ I ICH OMÓWIENIE .....   | 52 |
| 6.1. Przetwarzanie wybranych odpadów w procesie fermentacji okresowej ...                                 | 52 |
| 6.1.1. Parametry początkowe substratów .....  | 52 |
| 6.1.2. Dzienna dynamika produkcji biogazu w procesie fermentacji okresowej .....                          | 54 |

|  |     |
|--|-----|
| 6.1.3. Czas odfermentowania substratów . . . . .                                       | 63  |
| 6.1.4. Wyniki skumulowanej wydajności biogazowej . . . . .                             | 65  |
| 6.2. Przetwarzanie odpadów z wykorzystaniem owadów <i>Hermetia illucens</i> . . .      | 80  |
| 6.2.1. Przetwarzanie odpadów organicznych przez <i>Hermetia illucens</i> . . . .       | 80  |
| 6.2.2. Separacja larw owadów na tłuszcz i pozostałość ekstrakcyjną . . . . .           | 80  |
| 6.2.3. Fermentacja metanowa owadów i powstałych frakcji . . . . .                      | 81  |
| 6.2.3.1. Parametry początkowe substratów . . . . .                                     | 81  |
| 6.2.3.2. Dzienna dynamika produkcji biogazu w procesie fermentacji okresowej . . . . . | 82  |
| 6.2.3.3. Czas odfermentowania substratów . . . . .                                     | 88  |
| 6.2.3.4. Wyniki skumulowanej wydajności biogazowej . . . . .                           | 89  |
| 6.3. Właściwości nawozowe wytworzonej pulpy pofermentacyjnej . . . . .                 | 93  |
| 6.4. Efektywność energetyczna badanych technologii . . . . .                           | 95  |
| 6.5. Efektywność ekonomiczna badanych technologii . . . . .                            | 100 |
| 6.6. Aspekt środowiskowy i społeczny zastosowanych rozwiązań . . . . .                 | 109 |
| 7. DYSKUSJA . . . . .  | 115 |
| 8. PODSUMOWANIE . . . . .  | 124 |
| 9. WNIOSKI . . . . .   | 126 |
| ANEKS . . . . .  | 128 |
| LITERATURA . . . . .   | 133 |

# WYKAZ WAŻNIEJSZYCH OZNACZEŃ I SKRÓTÓW

- GOZ – gospodarka obiegu zamkniętego / circular economy
- HI – *Hermetia illucens* / *Hermetia illucens*
- HI<sub>l</sub> – *Hermetia illucens* larwy / *Hermetia illucens* larvae
- HI<sub>lr</sub> – *Hermetia illucens* larwy rozdrobnione / *Hermetia illucens* shredded larvae
- HI<sub>ls</sub> – *Hermetia illucens* larwy wysuszone / *Hermetia illucens* dried larvae
- HI<sub>o</sub> – *Hermetia illucens* odchody / *Hermetia illucens* larvae excrements
- HI<sub>t</sub> – *Hermetia illucens* tłuszcz / *Hermetia illucens* oil
- HI<sub>w</sub> – *Hermetia illucens* wytloki po ekstrakcji oleju / *Hermetia illucens* residue after oil extraction
- m.m. – materia mineralna, popiół (% s.m.) / mineral matter, ash (% t.s.)
- OZE – odnawialne źródła energii, energia pochodząca ze źródeł odnawialnych / renewable energy sources, energy from renewable sources
- pH – wartość pH (-) / pH value (-)
- św.m. – świeża masa substratu (Mg, kg) / fresh mass of the substrate (Mg, kg)
- s.m. – sucha masa substratu (%) / total solids of substrate (%)
- s.m.o. – sucha materia organiczna (% s.m.) / volatile total solids (% t.s.)



# 1. WSTĘP

Wraz ze wzrostem świadomości dotyczącej środowiska przyrodniczego, na znaczeniu przybierają zagadnienia związane z jego ochroną. Wśród najważniejszych tematów wymienia się m.in. produkcję energii ze źródeł odnawialnych oraz racjonalną gospodarkę odpadami. Mając na uwadze regulacje prawne dotyczące zagospodarowania odpadów, w tym i zakazu składowania odpadów selektywnie zebranych o ciepłe spalania ponad  $6 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  w suchej masie (s.m.) umieszczonych w grupie 20 (Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach) tzw. katalogu odpadów (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów), koniecznym staje się poszukiwanie alternatywnych metod ich składowania, recyklingu lub odzysku. Spośród stosowanych metod obserwuje się dynamiczny rozwój termicznych metod unieszkodliwiania odpadów, w tym spalanie oraz pirolizę. Metody te budzą jednak duże obawy społeczeństwa ze względu na potencjalne oddziaływanie na środowisko oraz uciążliwość odorową, co jest podstawową przyczyną protestów społecznych związanych z takimi inwestycjami. Problematiczne są też wysokie koszty budowy i eksploatacji takich instalacji, a także związane z tym częste awarie. Z tego względu metody te wykorzystuje się głównie do specyficznych grup odpadów, w tym zmieszanych odpadów komunalnych, odpadów drzewnych czy opon.

W gospodarce odpadami organicznymi sprzyjającymi rozwiązaniami są biologiczne procesy ich przetwarzania, obejmujące kompostowanie oraz produkcję biogazu. W przypadku biogazowni rolniczych możliwy jest m.in. odzysk energii w ramach produkcji biometanu lub energii elektrycznej oraz ciepła. Podstawą prawidłowego funkcjonowania instalacji jest jednak zapewnienie codziennych dostaw substratów. Wsad do biogazowni stanowią nie tylko uprawy celowe (kiszonki z kukurydzy, trawy) (Fugol i Szlachta, 2010), ale coraz częściej wykorzystuje się także inne substraty, w tym odpady i produkty uboczne przemysłu rolno-spożywczego (Zhang i in., 2014). Poza tym do produkcji biogazu rolniczego stosuje się również niezagospodarowaną żywność pochodzenia roślinnego, składającą się między innymi

z selektywnie zebranych, a niesprzedanych warzyw i owoców, odpadów z targowisk czy pozostałości z gospodarstw domowych (Czekała, 2017a).

Mimo dużej gamy wykorzystywanych odpadów w biogazowniach, wciąż poszukuje się nowych substratów, jak również innowacyjnych technologii. Działania te mają na celu zwiększenie opłacalności ekonomicznej instalacji oraz winny sprzyjać poprawie stanu środowiska związanego z przetwarzaniem odpadów. Za przykład alternatywnego, innowacyjnego rozwiązania pozwalającego na produkcję biogazu, a następnie energii, uznać można wykorzystanie w tym procesie gospodarki odpadami larw owadów *Hermetia illucens*. Larwy te charakteryzują się szybkim przyrostem biomasy oraz wysoką zawartością białka i tłuszczu w suchej masie (Czekała, 2017a). W związku z tym owady te można z powodzeniem wykorzystać do procesu biokonwersji odpadów organicznych pochodzenia roślinnego. Poza tym, rozwiązanie to należy uznać za interesujące i innowacyjne, pozwalające w zintegrowanym procesie zagospodarować wybrane odpady organiczne oraz wyprodukować biogaz rolniczy, zaliczany do odnawialnych źródeł energii.

W związku z tym w pracy podjęto się wykonania analizy dotyczącej możliwości wykorzystania wybranych odpadów organicznych pochodzenia roślinnego w procesie produkcji biogazu rolniczego oraz w hodowli larw *Hermetia illucens* przeznaczonych na cele energetyczne.

## 2. PRZEGLĄD LITERATURY

### 2.1. Charakterystyka odpadów ulegających biodegradacji

Proces akcesyjny i wejście Polski do Unii Europejskiej skutkowało między innymi koniecznością dostosowania regulacji krajowych do obowiązującego w Unii Europejskiej prawa. Zmiany te dotyczyły między innymi szeroko rozumianej ochrony środowiska, w tym i gospodarki odpadami. Jednym z ważniejszych wyzwań stanowiło zaimplementowanie unijnych dyrektyw, m.in. Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE w sprawie odpadów oraz uchylającej niektóre dyrektywy. Przełożeniem na warunki polskie najważniejszym krajowym aktem w dziedzinie gospodarki odpadami była Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach. Zgodnie z artykułem pierwszym powyższej ustawy, określa ona „środki służące ochronie środowiska, życia i zdrowia ludzi zapobiegające i zmniejszające negatywny wpływ na środowisko oraz zdrowie ludzi wynikający z wytwarzania odpadów i gospodarowania nimi oraz ograniczające ogólne skutki użytkowania zasobów i poprawiające efektywność takiego użytkowania”.

Ustawa ta definiuje odpady jako „każdą substancję lub przedmiot, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć lub do których pozbycia się jest obowiązany”. Ponieważ przytoczona definicja ma charakter ogólny, pozwala na indywidualne określenie i zaklasyfikowanie danej substancji lub przedmiotu jako odpadu. Jednym z aktów wykonawczych do Ustawy o odpadach było Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów. W myśl tego dokumentu odpady klasyfikuje się m.in. według źródła ich powstawania, zaliczając je do odpowiedniej grupy, podgrupy oraz rodzaju. Każda grupa i podgrupa opisane są dwoma cyframi, podobnie jak rodzaj. W związku z tym każdy odpad sklasyfikowany według katalogu odpadów ma przypisany sześciocyfrowy kod. Wszystkie odpady zostały podzielone, a następnie sklasyfikowane w 20 grupach. Odpady ulegające biodegradacji sklasyfikowane są przede wszystkim w grupach 02 – „odpady z rolnictwa, ogrodnictwa, upraw hydroponicznych, rybołówstwa, leśnictwa, łowiectwa oraz

przetwórstwa żywności” oraz 20 – „odpady komunalne łącznie z frakcjami gromadzonymi selektywnie”.

W rozważaniach o odpadach nie można pominąć kwestii definicji. Tym bardziej że pojęcia odpadów organicznych, bioodpadów czy odpadów ulegających biodegradacji często są używane zamiennie bądź wręcz mylnie definiowane. Z tego względu podjęto się wyjaśnienia występujących między nimi różnic. W krajowym ustawodawstwie brak jest definicji odpadów organicznych. Najczęściej zalicza się do nich te, które w swoim składzie zawierają ponad 50% części organicznej w suchej masie (Czekała i in., 2014). Nieco węższa definicja obejmuje natomiast odpady ulegające biodegradacji, którymi w myśl Ustawy o odpadach (2014) określa się „odpady, które ulegają rozkładowi tlenowemu lub beztlenowemu przy udziale mikroorganizmów”. Jeszcze węższą grupę odpadów stanowią bioodpady. Wyjaśnienie, które odpady klasyfikuje się do tej grupy, zawarto w wyżej wymienionym akcie. Stanowi on, że przez bioodpady „rozumie się ulegające biodegradacji odpady z ogrodów i parków, odpady spożywcze i kuchenne z gospodarstw domowych, gastronomii, zakładów zbiorowego żywienia, jednostek handlu detalicznego, a także porównywalne odpady z zakładów produkujących lub wprowadzających do obrotu żywność”. Przykładem substratów, które mogą być jednocześnie klasyfikowane we wszystkich wymienionych grupach, są np. pozostałości z przetwórstwa warzyw i owoców. Zaznaczyć jednak należy, że substratami ulegającymi biodegradacji, a niebędącymi bioodpadami, są np. osady ściekowe. W obrębie bioodpadów wyróżnia się odpady zielone, definiowane jako „odpady komunalne stanowiące części roślin pochodzących z pielęgnacji terenów zielonych, ogrodów, parków i cmentarzy, a także z targowisk, z wyłączeniem odpadów z czyszczenia ulic i placów” (Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach).

Odpady ulegające biodegradacji charakteryzują się specyficznymi właściwościami pozwalającymi na poddawanie ich procesom odzysku, w tym biologicznym procesom przetwarzania (Fisgativa i in., 2017; Li i in., 2017). Najważniejszą ich cechą jest wysoka zawartość materii organicznej (s.m.o.), sięgająca nawet ponad 90% w suchej masie. Przykładem są np. kiszonki z kukurydzy (Colussi i in., 2013) czy warzywa (Smurzyńska i in., 2016a). Wysoka zawartość s.m.o. świadczy o większym potencjale energetycznym materiału, ponieważ wytwarzana energia powstaje właśnie z rozkładu biomasy do m.in. metanu będącego gazem palnym (Saidur i in., 2011). Drugą równie istotną cechą tej grupy odpadów jest na ogół zawartość wody w substracie. Niektóre substraty, jak np. pozaklasowe odpady czy warzywa, mogą zawierać nawet powyżej 90% wody w swoim składzie (Czekała i in., 2016a). Wyjątki stanowią np. słoma, trociny czy odpady z przemysłu meblarskiego, które są zasobne w s.m.o., a ich wilgotność jest relatywnie niska. Ze względu na właściwości, to wilgotna, selektywnie zebrana biomasa najczęściej jest wykorzystywana w biologicznych procesach przetwarzania odpadów (ryc. 1).





**Ryc. 1.** Selektywna zbiórka odpadów ulegających biodegradacji jako klucz do sukcesu w gospodarce odpadami (fot. Wojciech Czekala)  
**Fig. 1.** Selective collection of the biodegradable waste as the key to success in waste management (photo: Wojciech Czekala)

Odpady wilgotne zarówno w obecności tlenu, jak i bez jego udziału, mogą ulegać rozkładowi (Gizińska-Górna i in., 2016). Jednak biodegradacja przeprowadzana w niekontrolowanych warunkach może być źródłem szkodliwych emisji gazowych (metanu, amoniaku, siarkowodoru oraz odorów) zanieczyszczających atmosferę (Bates i in., 2009). Równie istotne jest generowanie odcieków, które mogą zanieczyścić wody powierzchniowe oraz podziemne (Jenkins i in., 2003). W związku z powyższym koniecznym staje się takie gospodarowanie odpadami ulegającymi biodegradacji, które pozwoli je przetworzyć w ramach odzysku, nie oddziałując szkodliwie na środowisko.

## 2.2. Procesy biologicznego przetwarzania odpadów biodegradowalnych

Zgodnie z prawem każdy wyprodukowany odpad powinien być zagospodarowany. Najmniej preferowanym, ale nadal często praktykowanym w Polsce sposobem jest poddanie odpadów unieszkodliwieniu w ramach procesu składowania (GUS, 2017a).

Podkreślić jednak trzeba, że w ciągu ostatnich lat procent składowanych odpadów komunalnych wykazuje wyraźnie tendencję malejącą, nie tylko w Polsce, ale i Unii Europejskiej (Malinauskaite i in., 2017).

Według danych GUS (2016) w 2015 roku składowaniu poddane było 44% ogólnej ilości wytworzonych odpadów komunalnych, a w 2016 stanowiło to tylko 37% (GUS, 2017a). W związku z tym można sądzić, że w kolejnych latach utrzymany będzie wykazany trend, co pozwoli zwiększać strumień odpadów komunalnych przeznaczonych do instalacji termicznego przekształcania.

Niezależnie od tego, składowanie jest metodą niekorzystną dla środowiska, głównie za sprawą występowania emisji gazów oraz odcieków do otoczenia w warunkach niekontrolowanych (Cobo i in., 2018). Nie bez znaczenia jest również fakt niewykorzystania ogromnego potencjału energetycznego zawartego w odpadach biodegradowalnych. Z tego względu, kiedy nie ma możliwości zapobiegania wytwarzania odpadów ani ograniczenia ich ilości, sugeruje się wykorzystać te odpady w ramach procesu odzysku bądź recyklingu, włączając w to recykling organiczny (Qi i in., 2018).

W myśl Ustawy o odpadach pod pojęciem odzysku rozumie się „jakikolwiek proces, którego głównym wynikiem jest to, aby odpady służyły użytecznemu zastosowaniu przez zastąpienie innych materiałów, które w przeciwnym przypadku zostałyby użyte do spełnienia danej funkcji, lub w wyniku którego odpady są przygotowywane do spełnienia takiej funkcji w danym zakładzie lub ogólnie w gospodarce”. W załączniku nr 1 powyższej ustawy zawarto „Niewyczerpujący wykaz procesów odzysku” obejmujący trzynaście pozycji opisanych od R1 do R13. Odpady organiczne, w tym ulegające biodegradacji, najczęściej wykorzystuje się w ramach procesów:

- R1 – wykorzystania głównie jako paliwa lub innego środka wytwarzania energii,
- R3 – recyklingu lub odzysku substancji organicznych, które nie są stosowane jako rozpuszczalniki (w tym kompostowanie i inne biologiczne procesy przekształcania) oraz
- R10 – obróbki na powierzchni ziemi przynosząca korzyści dla rolnictwa lub poprawę stanu środowiska.

Jedną z metod biologicznego przetwarzania odpadów jest kompostownie (Cáceres i in., 2018; Haug, 1993), które definiuje się jako proces polegający na rozkładzie substancji organicznych zawartych w kompostowanych substratach, zachodzący w warunkach tlenowych z udziałem mikroorganizmów (Janczak i in., 2017; Czekąła i in., 2016b). W trakcie kompostowania zachodzą procesy mineralizacji i humifikacji kompostowanych substratów. Wsadem w tym procesie mogą być różne substraty i odpady zawierające w swoim składzie materię organiczną (Cerdeja i in., 2017; Malińska, 2017). Najczęściej wykorzystuje się liście, trawy, zrębki, osady ściekowe, słomę, trociny, korę drzewną itp. Proces kompostowania zachodzi w czterech zasadniczych

fazach: wstępnego rozkładu (mezofilna), intensywnego rozkładu (termofilna), przemian (schłodzenia) oraz dojrzewania (psychrofilna). Produktem finalnym całego cyklu jest kompost, będący nawozem organicznym zasobnym w związki mineralne i próchniczne (Steel i in., 2018; Sharma i in., 2017). Ponadto wytwarzane są związki gazowe, wśród których wymienia się głównie ditlenek węgla, parę wodną i amoniak. Ważnymi parametrami procesu, które należy kontrolować, są: stosunek węgla do azotu (C:N), stężenie tlenu, odczyn (pH) oraz temperatura (Azim i in., 2018). W zależności od miejsca i metody kompostownia wyróżnia się proces prowadzony na otwartych przyzmach oraz w zamkniętych reaktorach (Sarkar i in., 2016; Czekąła i in., 2013). W praktyce kompostowanie, zwłaszcza w otwartych przyzmach, jest często praktykowanym procesem odzysku, co spowodowane jest przede wszystkim łatwością prowadzenia procesu oraz stosunkowo mniejszymi kosztami inwestycyjnymi w porównaniu z instalacjami termicznego przekształcania odpadów czy biogazowniami. W Polsce w ostatnich latach na znaczeniu przybrało głównie kompostowanie osadów ściekowych oraz bioodpadów, co wynika przede wszystkim z rygorystycznych warunków dotyczących możliwości składowania odpadów organicznych.

Drugi obok kompostowania proces biologiczny przetwarzania odpadów to fermentacja metanowa. Jest to złożony proces prowadzący do rozkładu substancji organicznych zawartych w substratach, w tym odpadach, który zachodzi w warunkach beztlenowych przy udziale odpowiednich grup mikroorganizmów (Ren i in., 2018; Dach i in., 2016). Wspólną cechą kompostowania oraz fermentacji metanowej jest rozkład różnych substratów zasobnych w materię organiczną (Achinas i in., 2017). Natomiast wśród dwóch głównych różnic należy wymienić warunki środowiska, w jakich zachodzą oba procesy (Zou i Kang, 2018), tzn. tlenowe w procesie kompostownia oraz beztlenowe w procesie fermentacji metanowej (Cieślik i in., 2016) oraz różnice w produktach procesu. W procesie fermentacji metanowej jest to mieszanka gazów zwana biogazem oraz pozostałość po procesie fermentacji, jaką stanowi pulpa pofermentacyjna (Czekąła i in., 2012). W przypadku kompostowania produktem finalnym jest nawóz organiczny, czyli kompost, oraz emisje gazowe z dominującym udziałem pary wodnej oraz ditlenku węgla (Cáceres i in., 2018).

### **2.3. Przebieg i parametry procesu fermentacji metanowej**

Jak wspomniano wcześniej, w procesie fermentacji metanowej odpady i produkty bogate w substancję organiczną ulegają rozkładowi, w wyniku czego powstaje biogaz oraz poferment. Biogaz to mieszanka gazów z dominującym udziałem metanu

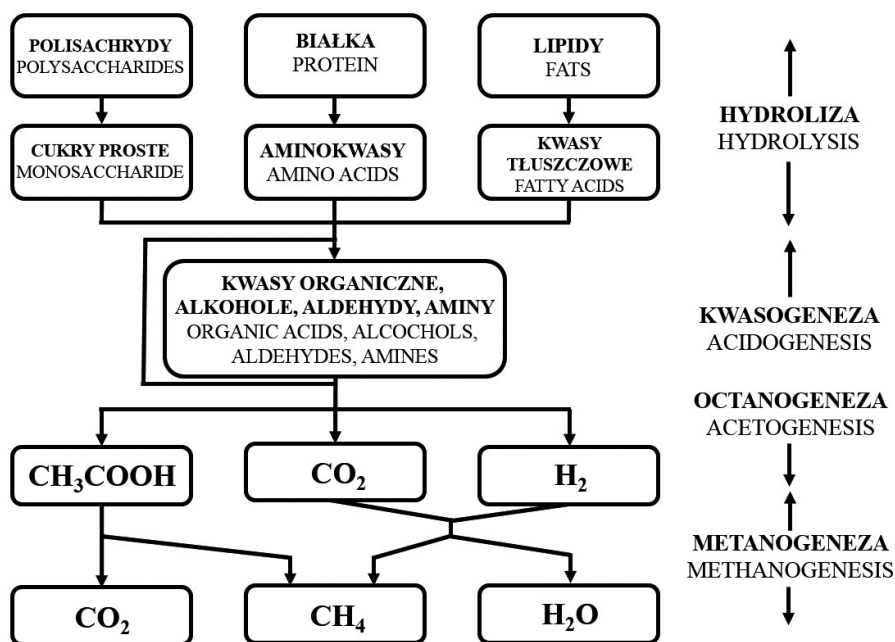
(Budzianowski i Budzianowska, 2015; Chodkowska-Miszczuk i Szymańska, 2013). Jego zawartość jest warunkowana wykorzystywanymi w procesie substratami i waha się na ogół w przedziale od 50% do 70%. Poza metanem w omawianej mieszance występuje ditlenek węgla, będący produktem rozkładu materii organicznej zarówno w procesach termicznych, jak i biologicznych (Gupta i in., 2018; Xu i Ge, 2011). W prawidłowo przebiegającym procesie, przy dużej produkcji metanu, zawartość CO<sub>2</sub> sięga najczęściej od 29% do 49%. Procentowy udział pozostałych gazów, w tym m.in. wodoru, azotu, tlenku węgla, amoniaku oraz siarkowodoru, jest śladowy. Drugim po biogazie produktem końcowym tego procesu fermentacji jest poferment (Dahlin i in., 2017; Zeshan i Visvanathan, 2014), który w polskim ustawodawstwie nie ma na dzień dzisiejszy stosownej definicji.

W praktyce najczęściej pojęcie to obejmuje całość związków organicznych nierozłożonych w procesie fermentacji metanowej wraz ze związkami mineralnymi oraz biomasą organizmów żywych. Z prawnego punktu widzenia poferment jest klasyfikowany według Katalogu odpadów jako odpad, jednak w przypadku spełnienia pewnych kryteriów, zawartych m.in. w Ustawie o odpadach (2012) i Ustawie o nawozach i nawożeniu (2007) oraz aktach wykonawczych, możliwa jest zmiana statusu pofermentu na produkt uboczny czy nawóz organiczny. Dlatego pulpę pofermentacyjną najczęściej wykorzystuje się do nawożenia bezpośredniego, produkcji kompostu oraz produkcji energii czy biowęgla (Czekała i in., 2018a).

Fermentacja metanowa jest procesem zachodzącym w czterech etapach (ryc. 2):

- I etap rozpoczyna proces hydrolizy, w trakcie której białka, tłuszcze i cukry rozkładane są do związków prostszych,
- II etap – kwasogeneza; w czasie tego etapu następuje przetworzenie produktów hydrolizy, czego wynikiem jest powstawanie głównie kwasów organicznych, wśród których dominuje kwas octowy, propionowy, mrówkowy oraz masłowy,
- III etap – octanogeneza, w której następuje przekształcanie się kwasów organicznych powstałych w procesie kwasogenezy do kwasu octowego, ditlenku węgla i wodoru,
- IV etap – metanogeneza to najważniejszym proces produkcji biogazu, w którym przy udziale mikroorganizmów powstaje metan.

Proces fermentacji metanowej składa się z szeregu złożonych przemian biochemicznych zachodzących pod wpływem mikroorganizmów (Kowalczyk-Juško i in., 2014). Z tego względu niezbędne jest zapewnienie właściwych warunków mikroorganizmom odpowiedzialnym za produkcję biogazu (Ahmad i in., 2018; Jin i in., 2014). Najważniejszym sposobem pozwalającym uzyskać produkcję biogazu na wysokim poziomie i o stężeniu metanu przekraczającym 60% jest dobór odpowiednich substratów i stała kontrola procesu od momentu umieszczenia wsadu w reaktorach.



Ryc. 2. Schemat beztlenowego rozkładu związków organicznych (opracowanie własne za Margel, 2002)

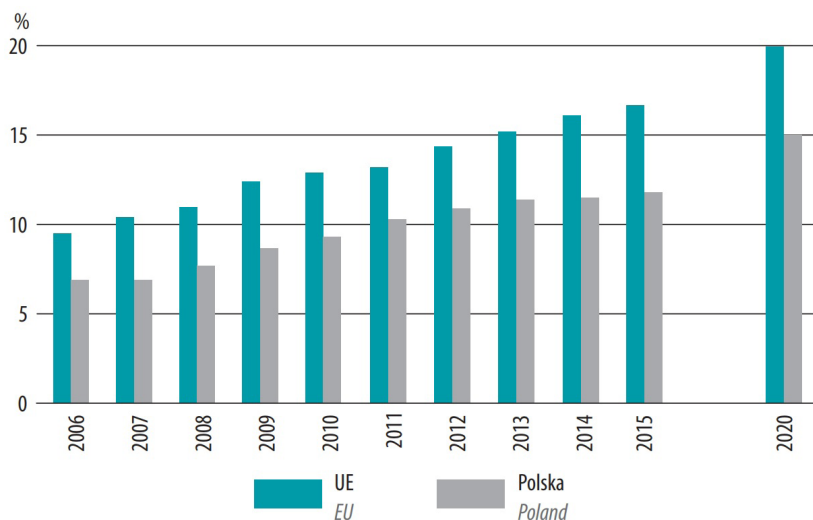
Fig. 2. Scheme of anaerobic decomposition of organic compounds (own study based on Margel, 2002)

Do najważniejszych parametrów procesu fermentacji metanowej zachodzącego w biogazowniach zaliczyć należy: temperaturę, intensywność mieszania, pH, zawartość materii organicznej w substracie i pofermencie oraz hydrauliczny czas retencji. Niezwykle ważna jest również kontrola poziomu tlenu oraz wybranych inhibitorów, np. azotu amonowego czy metali ciężkich celem zapewnienia poprawności przebiegu procesu (Chen i in., 2018).

## 2.4. Rynek biogazu rolniczego w Polsce

Rozwój OZE w Polsce jest systematyczny, jednak powolny. W myśl Ustawy o odnawialnych źródłach energii (2015), OZE definiuje się jako „odnawialne, niekopalne źródła energii obejmujące energię wiatru, energię promieniowania słonecznego, energię aerotermalną, energię geotermalną, energię hydrotermalną, hydroenergię, energię

fal, prądów i pływów morskich, energię otrzymywaną z biomasy, biogazu, biogazu rolniczego oraz z biopłynów”. Udział energii ze źródeł odnawialnych w energii pierwotnej ogółem w Polsce w 2016 wyniósł 13,1% (GUS, 2017b). Omawiając OZE, warto porównać jej udział w końcowym zużyciu energii brutto w Polsce i UE. W ujęciu graficznym przedstawiono ten wątek na rycinie 3. Z kolei na rycinie 4 zaprezentowano strukturę pozyskania energii pierwotnej ze źródeł odnawialnych w Polsce w 2016 roku. W odniesieniu do Polski dominującym źródłem OZE były biopaliwa stałe, których udział w całkowitym bilansie OZE w 2016 r. wyniósł aż 70,7%. Z kolei biogaz, z udziałem 2,9%, zajmuje czwarte miejsce, jednak z tendencją wzrostową w ostatnich latach.

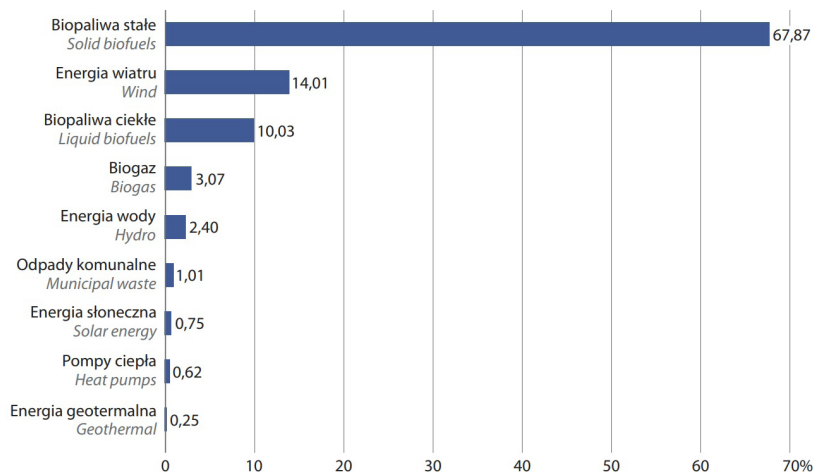


**Ryc. 3.** Udział energii ze źródeł odnawialnych w końcowym zużyciu energii brutto dla Polski i Unii Europejskiej (GUS, 2018)

**Fig. 3.** Share of energy from renewable sources in gross final energy consumption for Poland and the European Union (GUS, 2018)

Dane zaprezentowane na rycinie 4 dowodzą, że najpopularniejszym źródłem pozyskiwania energii pierwotnej była biomasa, z wyraźną dominacją paliw stałych. Wykorzystanie biomasy do produkcji energii wynika przede wszystkim z tego, że Polska jest krajem rolniczym, dysponującym dużą ilością i różnorodnością substratów, które mogą być wykorzystane do produkcji biopaliw (Chodkowska-Miszczuk i Szymańska, 2013). Niski procentowy udział biogazu, w tym pochodzenia rolniczego, spowodowany jest przede wszystkim niestabilnymi uwarunkowaniami prawnymi, związanymi z systemem wsparcia oraz obrotu energią odnawialną. Przykładem





**Ryc. 4.** Struktura pozyskania energii pierwotnej ze źródeł odnawialnych w 2016 r. dla Polski (opracowanie własne za GUS, 2018)

**Fig. 4.** The structure of primary energy obtained from renewable sources in 2016 for Poland (own study based on GUS, 2018)

tego są lata 2010–2012, kiedy sytuacja ta była odmienna w stosunku do późniejszych warunków. W początkowym okresie bodziec do rozwoju rynku OZE stanowiły wysokie ceny zielonych certyfikatów. Jednakże z upływem czasu ich nadmiar na rynku wynikający z niekontrolowanego wzrostu współspalania biomasy doprowadził do katastrofalnego spadku ich ceny z 286 zł w kwietniu 2012 roku do poniżej 100 zł w styczniu 2013. W efekcie nastąpił wyraźny regres rynku w latach 2013–2015, którego częstym skutkiem były straty właścicieli instalacji OZE, w tym i producentów biogazu rolniczego. Paradoksalnie, zaistniała sytuacja wymusiła na inwestorach konieczność poszukiwania nowych technologii i ograniczania kosztów, co wielu z nich uchroniło wręcz przed bankructwem. Wśród tych technologii wymienić należy m.in. zastępowanie kiszzonek alternatywnymi substratami, w tym i odpadami pochodzenia roślinnego (Czekala i in., 2018b). Sytuację utrudniał między innymi brak stabilności przepisów prawnych spowodowanych np. brakiem ustawy o odnawialnych źródła energii i dodatkowo ciągłymi zmianami w projekcie tejże ustawy. Z tego względu dokument ten wszedł w życie dopiero w maju 2015 roku. Mimo że duża część zawartych w nim przepisów prawnych była korzystna dla producentów energii, to wiele regulacji, w tym te najważniejsze, zawarte w rozdziale 4, dotyczące wsparcia OZE, zostało przesuniętych w czasie, a część z nich w ogóle nie weszła w życie. Działanie to było związane m.in. ze zmianą filozofii i odmiennym podejściem wsparcia dla OZE ze strony decydentów, co skutkowało również zmianą większości przepisów prawnych. Najbardziej istotną różnicą dla producentów biogazu rolniczego okazało

się wprowadzenie błękitnego certyfikatu, będącego prawem majątkowym za wyprodukowanie energii z biogazu rolniczego. Świadczenie to było przekazywane jednak tylko biogazowniom funkcjonującym przed 1 lipca 2016 roku, co miało istotny wpływ na rynek. Wielu inwestorów, mających pozwolenia na budowę biogazowni czy będących wręcz w trakcie ich budowy, zaniechało działań, obawiając się niestabilnej sytuacji związanej z problemami funkcjonowania systemu aukcyjnego. Co więcej – w wyniku konieczności notyfikacji systemu wsparcia poprzez aukcje dla OZE przez Komisję Europejską, system aukcyjny (poza małymi wyjątkami dotyczącymi aukcji migracyjnych dla biogazowni i fotowoltaiki) w zasadzie nie rozpoczął się aż do jesieni 2018 roku. Potwierdzeniem tego są dane liczbowe świadczące o tym, że roczna wydajność produkcji biogazu rolniczego w Polsce dla 85 instalacji wynosi około 0,4 mld m<sup>3</sup> (KOWR – Rejestr wytwórców biogazu rolniczego, 2018a). Z kolei własna analiza kalkulacyjna pozwoliła stwierdzić, że potencjał substratowy dla Polski wynosi nawet 13,5 mld m<sup>3</sup> biogazu (blisko 8 mld m<sup>3</sup> metanu), nie wliczając w to upraw celowych i odpadów komunalnych. Informacje te powinny stać się bodźcem do rozwoju rynku biogazu rolniczego, bez obaw o wystąpienie konfliktu dotyczącego wykorzystania gruntów rolnych pod uprawy roślin na cele energetyczne (Czekała, 2018). Zdaniem Ciepielewskiej (2016) możliwy jest dynamiczny rozwój sektora OZE, jednak potrzebne są jasno przedstawione regulacje, zwłaszcza te dotyczące kwestii finansowych. Mimo wszystko w bliskiej przyszłości przewiduje się zwiększony rozwój rynku biogazu rolniczego w Polsce, związany przede wszystkim z możliwością wykorzystania odpadów pochodzących z rolnictwa czy przemysłu rolno-spożywczego. Ponadto biogazownie rolnicze, traktowane jako instalacje zdecentralizowane, stanowią niezależne źródło energii z OZE oraz uporządkowania gospodarki energetycznej na danym obszarze (w tym w szczególności tzw. stabilizację końcówek sieci elektroenergetycznej).

## **2.5. Substraty wykorzystywane do produkcji biogazu rolniczego**

Biogazownie rolnicze, wykorzystując szeroką gamę substratów ulegających biodegradacji, w tym odpadów, wpisują się korzystnie w politykę energetyczną kraju, produkując energię ze źródeł odnawialnych (Deepanraj i in., 2017). Tym bardziej że produkcja biogazu rolniczego, tak jak pozostałych biopaliw, jest stabilna i przewidywalna. Oznacza to, że dysponując odpowiednimi jednostkami do produkcji energii oraz mając dostęp do substratów, można precyzyjnie przewidzieć ilość wyprodukowanej energii z dokładnością sięgającą nawet powyżej 90% na wiele lat do przodu.



Jest to jedna z największych zalet w stosunku do niestabilnych źródeł energii, jakimi są siłownie wiatrowe (Kaplan, 2015) czy panele fotowoltaiczne (Vasconcelos Sampaio i Aguirre González, 2017). Chcąc osiągnąć nominalną moc instalacji, koniecznym jest dostarczanie niezbędnej ilości substratów ulegających biodegradacji każdego dnia (Wiater i Horysz, 2017) (ryc. 5), co może stanowić poważne wyzwanie dla biogazowni. Jednak rynek dysponuje szeroką gamą substratów wykorzystywanych do produkcji biogazu rolniczego (Scarlat i in., 2018), które to różnią się względem siebie m.in. stanem skupienia, składem chemicznym, zawartością wody oraz obecnością zanieczyszczeń. W głównym akcie prawnym z zakresu OZE (Ustawa o odnawialnych źródłach energii, 2015) biogaz rolniczy jest definiowany jako „gaz otrzymywany w procesie fermentacji metanowej surowców rolniczych, produktów ubocznych rolnictwa, płynnych lub stałych odchodów zwierzęcych, produktów ubocznych, odpadów lub pozostałości z przetwórstwa produktów pochodzenia rolniczego lub biomasy leśnej, lub biomasy roślinnej zebranej z terenów innych niż zaewidencjonowane jako rolne lub leśne, z wyłączeniem biogazu pozyskanego z surowców pochodzących z oczyszczalni ścieków oraz składowisk odpadów”. W myśl przytoczonej definicji substratami wykorzystywanymi do produkcji biogazu rolniczego może być cała gama znacząco zróżnicowanych substratów (Kazimierowicz, 2014). Zasadniczym ograniczeniem jest zakaz stosowania substancji pochodzących



**Ryc. 5.** Dostarczanie codziennego wsadu substratów do biogazowni (fot. A. Lewicki)

**Fig. 5.** Daily supply of feedstock for biogas plant (photo: A. Lewicki)

z oczyszczalni ścieków i składowisk z odpadów, chociaż gaz powstały w wyniku fermentacji wykluczonych substratów również nazywany jest biogazem (Kwaśny i in., 2012). Nie będzie on jednak miał statusu rolniczego.

Wsady stosowane w biogazowniach rolniczych na ogół w dużym stopniu różnią się między instalacjami, co wynika z dostępności substratów na danym obszarze. Zdarza się, że w zależności od nich i posiadanych zezwoleń na przetwarzanie odpadów, pewna część substratów może być wykorzystywana w biogazowni tylko przez krótki okres. Ma to miejsce np. w przypadku otrzymania nagłej dostawy odpadów, wynikającej z nadmiaru produkcji lub wycofania produktów ze sprzedaży (Czekąła, 2018). Należy jednak pamiętać, że wybór substratów dla każdej biogazowni jest zagadnieniem kluczowym (Szlachta i Dworaczyk, 2017; Witaszek i in., 2013), ponieważ działania związane z pozyskaniem i przetwarzaniem substratu mogą stanowić nawet 40% kosztów funkcjonowania instalacji. Tym bardziej że z punktu widzenia biogazowni najważniejszymi czynnikami warunkującymi opłacalność są dostępność substratów na danym terenie, wydajność biogazowa i metanowa oraz cena (Hijazi i in., 2016). W związku z tym substraty powinny być stosunkowo tanie i możliwe do pozyskania w bliskiej odległości od instalacji.

Substraty wykorzystywane do produkcji biogazu rolniczego można podzielić na dwie podstawowe grupy. Pierwsza to pochodzące z produkcji roślinnej oraz zwierzęcej, uwzględniając również uprawy celowe (Wojcieszak i in., 2018). Drugą grupę stanowią produkty uboczne i odpady organiczne przeznaczone do procesów odzysku bądź unieszkodliwiania (Deng i in., 2017; Zhang i in., 2014). Jednym z najstarszych, a zarazem najpopularniejszych substratów, jest gnojowica (Dach i in., 2016), której dostępność na terenie Polski jest bardzo duża i warunkowana dobrze rozwiniętą produkcją zwierzęcą (Smurzyńska i in., 2016b). Wadą tego substratu jest mała wydajność. Z kolei wykorzystanie gnojowicy wynika przede wszystkim z możliwości upłynnienia wsadu oraz dostarczenia mikroorganizmów niezbędnych w procesie fermentacji metanowej. Substratem najczęściej fermentowanym z gnojowicą jest kiszonka z kukurydzy (Fugol i Prask, 2011), która charakteryzuje się dużą wydajnością biogazową oraz dobrze poznaną technologią uprawy, zbioru i przechowywania. Ze względów oszczędnościowych, wynikających z poprawy bilansu biogazowni, poszukuje się jednak innych substratów do produkcji biogazu. Jednym z ważniejszych źródeł okazał się przemysł rolno-spożywczy (Alexander i in., 2017), dysponujący licznymi odpadami, które w wielu biogazowniach są podstawowym wsadem do produkcji biogazu rolniczego (ryc. 6).

Liczne produkty uboczne oraz odpady mogą być wykorzystywane jako wsad do biogazowni rolniczej, bez zmiany jej statusu z biogazowni rolniczej na odpadową. Dobrym przykładem jest np. niewykorzystana żywność pochodzenia rolniczego. Pamiętać jednak należy o unikaniu konfliktu polegającego na wykorzystaniu



**Ryc. 6.** Selektywnie zebrane odpady organiczne pochodzenia roślinnego (fot. A. Lewicki)

**Fig. 6.** Selectively collected organic waste of vegetable origin (photo: A. Lewicki)

pełnowartościowej żywności na cele energetyczne (Moreb i in., 2017). W związku z tym do produkcji biogazu rolniczego zaleca się wykorzystywać przede wszystkim niespożytą żywność pochodzenia roślinnego oraz tę wycofaną ze sprzedaży (Czekala, 2018).

## **2.6. Zastosowanie różnych rodzajów konwersji substratów zwiększających ich podatność na fermentację**

Mając na uwadze zapotrzebowanie biogazowni rolniczej na wsad sięgający zazwyczaj kilkudziesięciu Mg dziennie, poszukuje się technologii pozwalających zoptymalizować proces i poprawić bilans funkcjonowania instalacji (Kozłowski i in., 2017). Działania te najczęściej obejmują pozyskanie tańszych, a równie wydajnych substratów, oraz przeprowadzenie ich wstępnej obróbki, aby otrzymać większą wydajność metanową z jednego megagrama. Celem poszukiwania oraz wdrażania metod obróbki wstępnej (ang. *pretreatment*) jest zwiększenie wydajności metanowej substratów, tak aby otrzymany uzysk był wyższy niż nakłady energetyczne i finansowe

zainwestowane w sam proces obróbki (Sahota i in., 2018; Rodriguez i in., 2017). Wellinger i in. (2013) zestawili i omówili wybrane metody przygotowania substratu, prezentując następujący wykaz metod obróbki wstępnej wykorzystywanych do produkcji biogazu:

Obróbka fizyczna:

- mechaniczna,
- termiczna,
- ultradźwiękowa,
- dezintegracja elektrokinetyczna.

Obróbka chemiczna:

- z wykorzystaniem zasad,
- z wykorzystaniem kwasów.

Obróbka biologiczna:

- mikrobiologiczna,
- z wykorzystaniem enzymów.

Procesy łączone:

- *steam explosion*,
- ekstruzja,
- obróbka termiczno-chemiczna.

W przedstawionym wyżej podziale wskazano na szeroki zestaw metod pozwalających na wstępne przygotowanie substratu przeznaczonego do procesu produkcji biogazu. Jednak w praktyce zdarza się, że wykonanie technologii obróbki wstępnej nie zawsze przynosi pożądany efekt. Na przykład Mendez i in. (2014) wykazali, że wpływ czasu obróbki termicznej nie miał istotnego wpływu na produkcję metanu. Dlatego w takiej sytuacji należy rozważyć zmianę technologii lub obniżyć koszty jej stosowania, celem uzyskania opłacalności procesu. Z kolei Kumar i Sharma (2017) przedstawili inny podział metod obróbki wstępnej, proponując w nim m.in. mielenie czy pirolizę, które są również stosowane w praktyce (Petrozzi i in., 2016; Hübner i Mumme, 2015). Według Witaszka i in. (2015), metody obróbki wstępnej najczęściej mają na celu doprowadzenie do takiej zmiany struktury substratu, która pozwoli przygotować ligninę, celulozę i hemicelulozę do procesu fermentacji metanowej. Ponieważ związki te na ogół są rozkładalne w warunkach tlenowych, poszukuje się metod ich dezintegracji, aby poprawić wydajność przebiegu procesu zachodzącego w warunkach beztlenowych. Według Sałagana (2012) istnieją duże rozbieżności w kwestii długości rozdrobnienia substratów przeznaczonych do sporządzenia kiszzonek wykorzystywanych na cele energetyczne. Dlatego prowadzone

są liczne badania w zakresie obróbki wstępnej substratów, spośród których właśnie rozdrobnienie uchodzi za istotny czynnik. Zdarza się, że niektóre metody pozwalają zwiększyć degradację substratu, nie powodując wzrostu wydajności biogazowej. Z tego względu koniecznym jest poszukiwanie metod, które będą skutecznie przygotowywać substrat do procesu fermentacji metanowej przy jednocześnie niskich kosztach. O tym, jak ważne jest prowadzenie obróbki wstępnej, świadczą doniesienia literaturowe, prezentujące coraz szerszy zakres badań nad omawianym problemem (Patinvoh i in., 2017).

W niniejszej pracy podjęto się określenia wpływu *biokonwersji* – jako metody biologicznej – na wydajność biogazową i metanową substratów. Biokonwersja jest stosunkowo nową i dotychczas sporadycznie spotykaną metodą polegającą na przeróbce substratów z wykorzystaniem organizmów żywych. Ideą badań zrealizowanych w ramach pracy było m.in. wykorzystanie owada *Hermetia illucens* w procesie technologii biokonwersji wybranych produktów ubocznych przemysłu spożywczego oraz niespożytkowanej żywności pochodzenia roślinnego. Działania te bazują na założeniach polegających na włączeniu odpadów organicznych pochodzenia roślinnego w dietę owadów, a następnie wykorzystania larw do produkcji biogazu. Stwarza to możliwość wykorzystywania na skalę masową owadów do produkcji biopaliw.

## **2.7. *Hermetia illucens* – charakterystyka i wykorzystanie w gospodarce odpadami**

Bezkęgowce stanowią najliczniejszą grupę zwierząt, a liczba gatunków owadów (*Insecta*) występujących w przyrodzie jest większa niż liczba pozostałych gromad zwierząt łącznie (Czekała, 2016). Owady to wyjątkowe organizmy, mogące przystosować się do różnorodnych warunków środowiskowych (Jaworski i Hilszczański, 2013), dzięki czemu funkcjonują we wszystkich możliwych ekosystemach na świecie (Yang i Gratton, 2014). W Polsce liczba gatunków szacowana jest na około 30 000 z dominacją rzędów chrząszczy, muchówek, błonkówek oraz motyli. Owady pełnią liczne funkcje w środowisku, wśród których najczęściej wymienia się zapylanie roślin (Majewski, 2017) czy rozkład materii organicznej w środowisku glebowym (Frouz, 2017). Poza tym owady stanowią pokarm dla wielu organizmów żywych, w tym i człowieka (Smetana i in., 2016). Według Raportu FAO (2013a) szacuje się, że ponad 2 mld ludzi na świecie, głównie mieszkańcy Azji i Afryki, spożywają owady regularnie. Niemniej w Europie oraz krajach rozwiniętych można zaobserwować tendencję do zwiększonego zainteresowania się tego typu pożywieniem. Chęć



konsumpcji pokarmu z udziałem owadów wynika w dużej mierze z faktu, że są one bogatym źródłem białka oraz tłuszczu, możliwym do przyswojenia przez zwierzęta oraz człowieka (Kierończyk i in., 2018; Bueschke i in., 2017, Kierończyk i in., 2016).

Wykorzystując wiedzę o dużej zdolności i szybkości owadów w przystosowywaniu się do różnych warunków środowiska oraz ich rozwoju, coraz częściej poszukuje się możliwości ich eksploatacji w przemyśle oraz rolnictwie. Badania nad zastosowaniem owadów dotyczą m.in. gospodarki odpadami spożywczymi (Nguyen i in., 2015), odchodami (Banks i in., 2014) czy biomasą leśną (Varelas i Langton, 2017). Poza tym, od wielu lat coraz większego znaczenia nabiera wykorzystywanie tych owadów w procesach gospodarki odpadami (Diener i in., 2011).

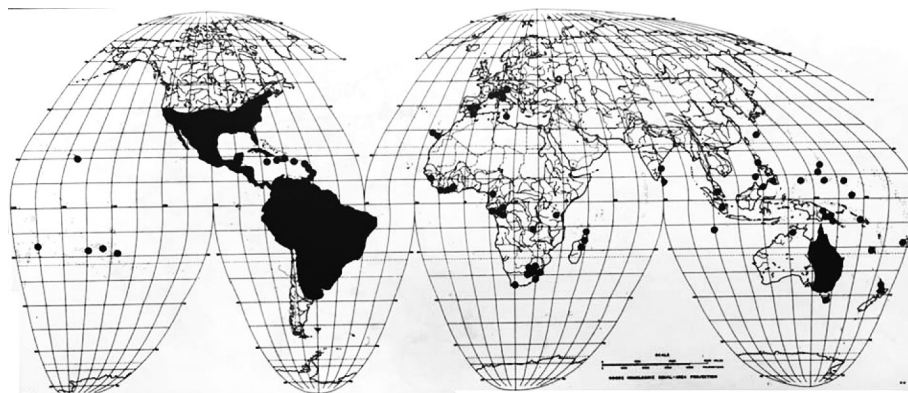
Jednym z owadów, który może być stosowany zarówno w procesach produkcji żywności, pasz, jak i gospodarki odpadami, jest muchówka *Hermetia illucens* (ang. *Black Soldier Fly*). *Hermetia illucens* (ryc. 7) to owad o przeobrażeniu zupełnym, a w jej w cyklu rozwojowym wyróżnia się takie stadia jak larwa, pre-poczwarka, poczwarka oraz imago. Osobniki dorosłe żyją około 6 dni, osiągając do 2 cm długości. Pierwotnie owad ten zamieszkiwał ciepłe obszary obu Ameryk, obecnie ma jednak zasięg kosmopolityczny (Caruso i in., 2013) (ryc. 8).



**Ryc. 7.** Larwy owada *Hermetia illucens* (fot. W. Czekala)

**Fig. 7.** *Hermetia illucens* insect larvae (photo: W. Czekala)

Dużym problemem ludzkości są straty związane z marnowaniem żywności, które w Unii Europejskiej ocenia się na około 89 mln Mg rocznie (Lucifero, 2016), w tym 9 mln Mg przypada na Polskę (Czekala, 2017b). Odpady te z powodzeniem mogą



**Ryc. 8.** Występowanie owada *Hermetia illucens* na Ziemi (Oliviera i in., 2015 za Roskosny, 1983)

**Fig. 8.** Occurrence of the *Hermetia illucens* insect on Earth (Oliviera et al., 2015 basing on Roskosny, 1983)

zostać wykorzystane do produkcji biopaliw bezpośrednio (Lijo, 2017) lub z zastosowaniem metody biokonwersji przy udziale owadów, m.in. *Hermetia illucens* (Salomone i in., 2011). Koncepcję prowadzonych badań własnych opisującą możliwość włączenia *Hermetia illucens* w ramach procesu biokonwersji odpadów organicznych opisał szerzej Czekala (2017b).

**Nowatorski aspekt pracy:** koncepcja doświadczeń, przeprowadzenie badań i analiza uzyskanych wyników z zakresu fermentacji metanowej odpadów organicznych pochodzenia roślinnego, pochodzących z przemysłu rolno-spożywczego z wykorzystaniem innowacyjnej metody biokonwersji przy udziale larw *Hermetia illucens* oraz zaproponowanie zagospodarowania powstałej pulpy pofermentacyjnej.

Biorąc pod uwagę wykorzystanie powstałych produktów po przeprowadzeniu kolejnych procesów, uznaje się, że podejmowane działania wpisują się w ideę gospodarki obiegu zamkniętego, realizowanego na obecnym etapie, głównie w państwach wysoko rozwiniętych i rozwijających się.

### 3. WYZWANIA DLA DALSZYCH BADAŃ

Regulacje prawne oraz konieczność dbania o środowisko naturalne warunkują rozwój rynku OZE. Obok wykorzystania biopaliw stałych i ciekłych zauważalny jest niewielki, lecz systematyczny rozwój rynku biopaliw gazowych. Biogazownie rolnicze, wytwarzając energię w sposób przyjazny środowisku, często używają do jej produkcji odpadów, dzięki czemu wzrasta popularność tego źródła OZE.

Do najważniejszych problemów związanych z rozwojem rynku biogazowego oraz produkcją biogazu rolniczego jako źródła energii zaliczyć można:

- występowanie czynników ograniczających rozwój rynku biogazowego wynikających z niestabilizowanych regulacji prawnych dotyczących OZE (do 2018 roku włącznie),
- brak istotnych instrumentów wsparcia dla inwestorów, zwłaszcza w kontekście długoletniej eksploatacji instalacji (jednak prawdopodobne jest zwiększenie poziomu taryf gwarantowanych dla instalacji w systemach FiP i FiT w 2019 roku),
- wybieranie innych metod zagospodarowania odpadów organicznych, np. kompostowania, spalania, składowania oraz obejmujących nielegalne działania,
- problemy z pozyskiwaniem odpowiednich ilości substratów o pożądanej jakości do produkcji biogazu,
- rosnące ceny substratów wykorzystywanych do produkcji zarówno biogazu, jak i elementów oferowanych biogazowniom (np. silniki kogeneracyjne), celem osiągnięcia większych zysków przez dostawców,
- problemy technologiczne występujące na instalacjach, wynikające przede wszystkim z braku kompetencji osób zarządzających i braku umiejętności prowadzenia procesów biotechnologicznych, oraz liczne błędy konstrukcyjne i technologiczne w już istniejących biogazowniach,
- problemy z zagospodarowaniem pulpy pofermentacyjnej wynikające m.in. z konieczności uzyskiwania licznych dokumentów pozwalających na jej gospodarkę, np. w ramach procesu odzysku R10,



- możliwość wystąpienia protestów społecznych dotyczących ingerencji w środowisko oraz ryzyko konfliktów na tle wykorzystania terenów uprawnych na substraty do produkcji biopaliw zamiast na żywność,
- trudność w pozyskiwaniu finansowania inwestycji (banki po zapaści na rynku OZE w latach 2013–2016 niechętnie udzielają kredytów w tej branży).

Po początkowych latach dynamicznego rozwoju rynku biogazowego, w chwili obecnej zauważa się pewną jego stagnację, mimo korzystnych (w końcu 2018 roku) warunków do budowy i użytkowania biogazowni w Polsce. Biorąc pod uwagę powyższe stwierdzenia, jako czynniki mogące mieć pozytywny wpływ na rozwój rynku wytwarzania i zagospodarowania biogazu rolniczego, wymienia się:

- dostosowanie regulacji prawnych do panujących realiów i możliwości produkcji OZE do warunków Polski. Mowa tutaj zwłaszcza o preferowaniu instalacji stabilnych, produkujących systematycznie energię w ciągu prawie całego roku, w tym instalacji szczytowych (biogazownie jako jedyne OZE mogą produkować stabilnie energię elektryczną w czasie jej największego zapotrzebowania, czyli np. od 6:00 do 21:00 – w tym reżimie pracy planowane jest uruchomienie biogazowni w gospodarstwie doświadczalnych w Przybrodzie należącym do Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu,
- stworzenie i wdrożenie instrumentów prawnych i ekonomicznych preferujących wykorzystanie odpadów organicznych do produkcji energii. Pozwoli to nie tylko wyprodukować więcej energii z OZE, zredukować wydobycie i termiczne przekształcenie paliw kopalnych, ale i w znacznej mierze wpłynąć pozytywnie na proces właściwego zagospodarowania odpadów,
- koordynację działań pomiędzy różnymi sektorami gospodarki, zwłaszcza energetyką, usługami, rolnictwem i leśnictwem celem prowadzenia działań zmierzających do maksymalnego wykorzystania substratów i produktów, w myśl zasady gospodarki obiegu zamkniętego,
- zmienienie statusu pulpy pofermentacyjnej na taki, który umożliwi jego łatwiejsze zagospodarowanie, zwłaszcza wykorzystanie nawozowe,
- edukowanie nie tylko pracowników firm związanych z OZE, ale i ludności, w zakresie prowadzenia działań zmierzających do produkcji i wykorzystania energii przy zachowaniu bezpieczeństwa zarówno dla zdrowia, jak i środowiska naturalnego,
- edukowanie społeczeństwa w zakresie gospodarki odpadami, zwłaszcza tymi, które w łatwy sposób można poddać procesom odzysku oraz recyklingu. Selektywnie zbierając odpady na poziomie gospodarstwa domowego, możliwym jest uzyskanie wydajnego substratu do instalacji produkujących energię w sposób przyjazny środowisku,

- wykorzystywanie nowych metod, np. biokonwersji, pozwalających uzyskiwać wyższe wskaźniki przy możliwie małych nakładach ekonomicznych i czynnika ludzkiego.

Dynamiczny rozwój rynku OZE oraz aktualnie występujące bariery i wyzwania w zakresie produkcji biogazu rolniczego wskazują na konieczność prowadzenia dalszych badań. Zdaniem autora powinny być one skierowane przede wszystkim na dobór substratów i ich obróbkę wstępną celem osiągnięcia wysokiej produkcji metanu, przy możliwie niskich kosztach eksploatacji biogazowni rolniczej. Jednocześnie przyszłe kierunki badań powinny dotyczyć przede wszystkim:

- doboru substratów pod kątem ich dostępności, ceny oraz dochodowości biogazowej,
- wykorzystywania substratów pochodzenia lokalnego, z możliwością połączenia zakładów produkcyjnych z biogazownią. Przykładem może być instalacja przy gorzelnii czy zakładzie przetwarzającym odpady pochodzenia roślinnego albo rzeźni/ubojni,
- określenia przebiegu procesu fermentacji na substratów, zwłaszcza w kierunku stabilnej produkcji biogazu oraz występowania inhibitorów i ich wpływu na proces,
- wykorzystania innych niż metan produktów procesu fermentacji metanowej (ciepło z kogeneracji, CO<sub>2</sub> ze spalin lub z czyszczenia biogazu do biometanu),
- kontynuowania badań nad wykorzystaniem *Hermetia illucens* do produkcji biopaliw,
- zbadania możliwości wykorzystania innych owadów w procesie biokonwersji substratów do produkcji biogazu rolniczego oraz biopaliw ciekłych,
- opracowania uniwersalnej technologii biokonwersji pozwalającej na jej zastosowanie w różnych lokalizacjach, z wykorzystaniem zróżnicowanych mieszanek odpadów organicznych będących wsadem do biogazowni oraz pokarmem dla owadów,
- opracowania metod pozwalających wykorzystywać wszystkie powstające produkty procesu produkcyjnego (w tym poferment czy odchody owadów), wpisując się w trend gospodarki obiegu zamkniętego.

## 4. PROBLEM NAUKOWY I HIPOTEZA

Środowisko naukowe oraz producenci biopaliw są jednomyślni w kwestii konieczności redukcji kosztów związanych z zakupem substratów celem poprawy bilansu energetycznego i ekonomicznego biogazowni. Z tego względu od wielu lat poświęca się coraz więcej uwagi właściwemu doborowi substratów do produkcji biopaliw. Ponieważ powyższy problem jest złożony, w pracy podjęto się przeprowadzenia badań fermentacji wybranych odpadów organicznych i określenia możliwości ich użycia na drodze biokonwersji z udziałem owadów *Hermetia illucens*. Wykorzystanie odpadów do produkcji biogazu rolniczego może mieć wpływ na osiągnięcie pożądanego efektu ekonomicznego oraz środowiskowego. Dodatni efekt ekonomiczny byłby z jednej strony wynikiem redukcji kosztów niezbędnych na zakup surowca, z drugiej natomiast – stwarza realną możliwość pozyskania dodatkowego źródła zysku pochodzącego ze sprzedaży energii elektrycznej oraz pofermentu. Wystąpienie powyższego efektu jest możliwe np. w przypadku zastąpienia kiszonki z kukurydzy odpadami pochodzenia roślinnego, za których wykorzystanie w procesie odzysku właściciel biogazowni może uzyskać dodatkowo zapłatę. Z kolei efekt środowiskowy wynikałby nie tylko z produkcji energii odnawialnej, lecz również z bezpośredniego zagospodarowania odpadów na drodze odzysku, a nie ich składowania. Tym samym można uniknąć niekorzystnego wpływu na środowisko szkodliwych związków i emisji pochodzących z tradycyjnego zagospodarowania lub składowania odpadów.

Założono, iż przeprowadzenie badań oraz analiza otrzymanych wyników pozwolą odpowiedzieć na następująco sformułowany **problem naukowy**: czy zastosowanie procesu biokonwersji odpadów organicznych z wykorzystaniem owadów *Hermetia illucens* pozwoli podnieść efektywność energetyczną oraz ekonomiczną funkcjonowania biogazowni (włączając w to również wykorzystanie produktów ubocznych), w porównaniu do fermentacji samych odpadów?

Na podstawie danych literaturowych oraz przygotowanego schematu badań sformułowano następującą **hipotezę**: zastosowanie procesu biokonwersji odpadów organicznych z wykorzystaniem owadów *Hermetia illucens* pozwoli zwiększyć efektywność energetyczną i ekonomiczną funkcjonowania biogazowni (wraz

z wykorzystaniem jako produktów ubocznych tłuszczów na cele paszowe i pofermentu na cele nawozowe) w porównaniu do scenariusza biogazowni wykorzystującej bezpośrednio odpady organiczne.

**Zakres prac** obejmował:

- wybranie oraz zbadanie podstawowych właściwości odpadów organicznych pochodzenia roślinnego, mogących stanowić wsad do biogazowni rolniczych. Szczególną uwagę zwrócono na odpady powstające masowo w miejscach, gdzie stosunkowo łatwo je zebrać selektywnie; dotyczy to głównie sklepów, targów i giełd owocowo-warzywnych,
- przeprowadzenie badań dotyczących fermentacji metanowej dla wytypowanych odpadów organicznych, z określeniem ich wydajności biogazowej oraz metanowej,
- przeprowadzenie badań fermentacji metanowej dla larw *Hermetia illucens*, produktów powstałych w wyniku separacji ich frakcji oraz odchodów larw,
- określenie właściwości pulp pofermentacyjnych powstałych w wyniku fermentacji odpadów pochodzenia roślinnego (mieszanka), larw *Hermetii illucens* oraz wycieków po ekstrakcji,
- analizę energetyczną, ekonomiczną i środowiskową zastosowanych rozwiązań.

## 5. MATERIAŁY ORAZ METODYKA BADAWCZA

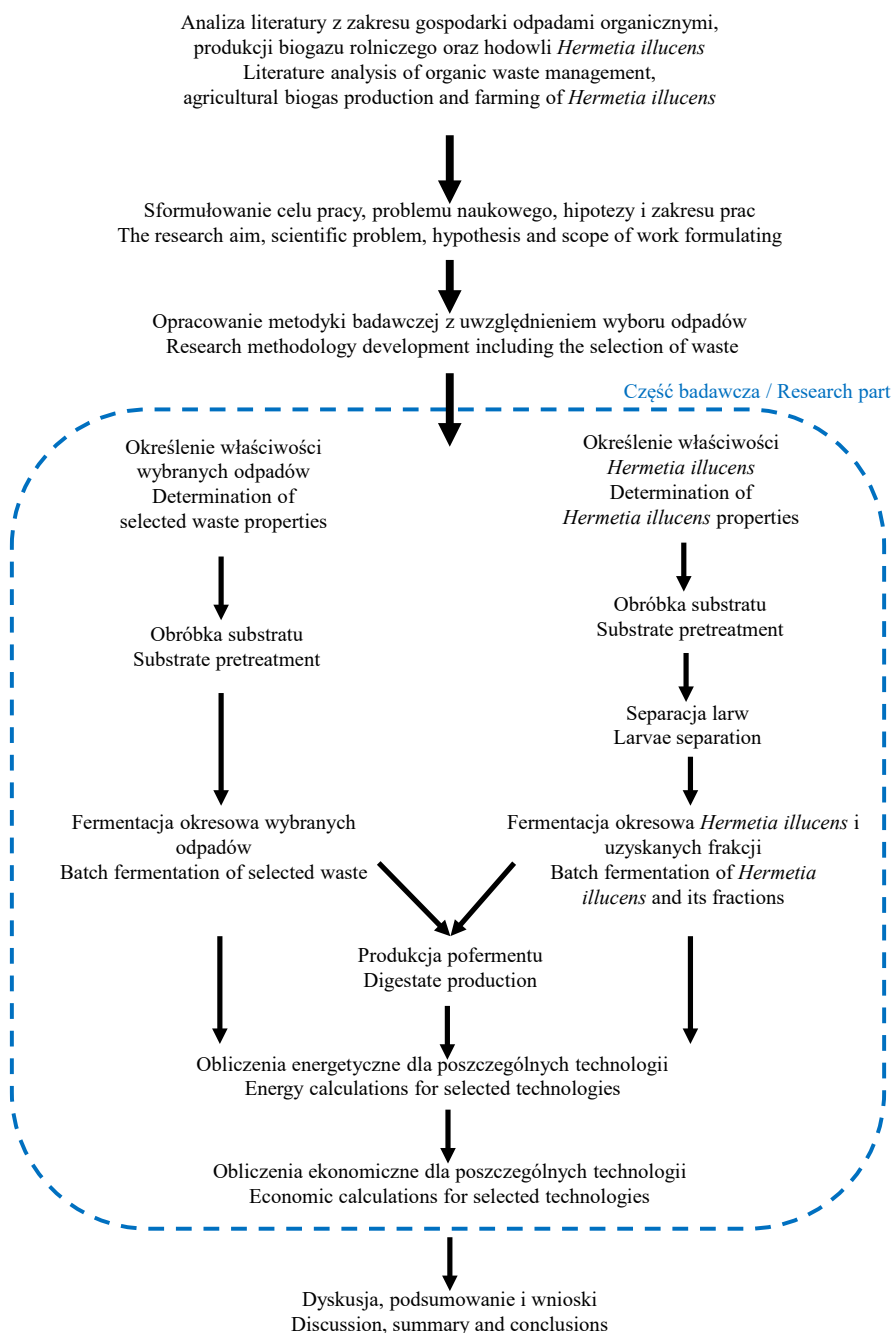
### 5.1. Schemat przeprowadzonych badań

Badania przeprowadzono zgodnie ze schematem przedstawionym w rycinie 9.

Ciąg przeprowadzonych badań polegał na zastosowaniu niewykorzystanej żywności pochodzenia roślinnego do produkcji biogazu rolniczego. W ramach badań zbadano wydajność biogazową oraz metanową wykorzystanych substratów wraz z uwzględnieniem dynamiki procesu. Ponadto wybrane odpady pochodzenia rolnospożywczego włączono do żywienia larw *Hermetia illucens* (HI<sub>l</sub>). Poza tym zastosowano także proces separacji pozwalający uzyskać z larw dwie frakcje:

- tłuszcz (HI<sub>t</sub>) oraz
- pozostałość po ekstrakcji (HI<sub>w</sub>) składającą się głównie z białka i chityny.

Całe larwy oraz uzyskane frakcje poddano fermentacji metanowej w celu określenia ich wydajności biogazowej i metanowej. W wyniku przeprowadzonych badań opracowano innowacyjną technologię biokonwersji odpadów organicznych, w tym wycofanej ze sprzedaży żywności, która może być przetwarzana w ramach procesu odzysku. Na podstawie uzyskanych wyników wydajności biogazowych i metanowych badanych substratów przeprowadzona została analiza dotycząca efektywności energetycznej. Ponadto, uwzględniając dodatkowo właściwości uzyskanych pofermentów, w pracy przeprowadzono również analizę ekonomiczną dla zaproponowanych technologii.



Ryc. 9. Graficzna prezentacja schematu przeprowadzonych badań (W. Czekala)

Fig. 9. Experimental design (W. Czekala)

## 5.2. Wykorzystywane do badań odpady organiczne i ich właściwości

Do badań nad wydajnością biogazową oraz metanową wykorzystano dwie grupy substratów. Pierwsza to wybrane odpady organiczne, druga to larwy *Hermetia illucens* oraz substraty związane z ich produkcją i przetwarzaniem. Na podstawie przeprowadzonej analizy rynku odpadów rolno-spożywczych wytypowano osiemnaście substratów (tab. 1), w tym dziesięć z przemysłu rolnego, które przebadano pod kątem wydajności biogazowej.

Należy zaznaczyć, że wszystkie substraty miały status odpadów bądź niewykorzystanej żywności i były przeznaczone do zagospodarowania. Odpady owocowe i warzywne pozyskano z supermarketów, targowisk i giełdy. Odpady kuchenne, które następnie zmieszano i zhomogenizowano, pobrano z pięciu gospodarstw domowych. Chleb i drożdżówki pochodziły z jednej z poznańskich piekarni i zostały pozyskane na koniec dnia, po ich wycofaniu ze sprzedaży. Ostatnią grupą substratów były sok pomidorowy oraz marchwiowy, które wycofano z jednego ze sklepów ze względu na kończącą się datę ich przydatności do spożycia.

Grupa odpadów pochodzących z przetwórstwa rolno-spożywczego obejmowała sześć substratów. Cztery z nich pochodziły z zakładu produkującego oleje spożywcze. Były to: plewy, śruta, odpad z przyzakładowej oczyszczalni ścieków i węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju. Dodatkowo przebadano fusy kawowe pochodzące z kawiarni oraz wysłodziny browarniane z browaru rzemieślniczego znajdującego się na terenie województwa wielkopolskiego.

Odpady w dwóch wyżej opisanych grup były pochodzenia roślinnego. Ich ważną cechą jest to, że mogą być wykorzystane w biogazowniach rolniczych, jak również stanowić komponent paszy w hodowli owadów. Dodatkowo w celu porównania wydajności biogazowej oraz metanowej wykorzystano dwa substraty pochodzenia zwierzęcego (mięso wycofane ze sprzedaży, zwane dalej „mięsem”, i jogurt naturalny).

Substraty danego rodzaju pozyskiwano za każdym razem jednego dnia, celem ograniczenia możliwości ich biodegradacji. Po dostarczeniu ich w hermetycznych pojemnikach do laboratorium zostały zmagazynowane w chłodni.

Przykładowe substraty przedstawiono na rycinie 10.

Substraty przed wykorzystaniem do doświadczeń zostały rozdrobnione i zhomogenizowane (ryc. 11), stanowiąc próbki reprezentatywne każdego z nich. Szczególnej uwagi wymagały substraty, w których następuje naturalne wytrącanie się frakcji ciekłej (zwłaszcza odpady warzywne i owocowe), na ogół zasobnej m.in. w składniki pokarmowe ważne dla funkcjonowania mikroorganizmów (ryc. 12).

**Tabela 1.** Wykaz wykorzystanych w badaniach odpadów organicznych  
**Table 1.** The list of organic waste used in the experiments

| Grupa odpadów organicznych<br>Group of organic waste                            | Substrat<br>Substrate  | Kod odpadu<br>Code of waste |
|---|--|-----------------------------|
| Odpady z przemysłu rolnego<br>Waste from the agricultural industry              | pieczarki pozaklasowe<br>champignon  | 02 03 04, 16 03 80          |
|   | miks owocowo-warzywny<br>fruit and vegetable mix   | 02 03 04, 16 03 80          |
|   | sok pomidorowy<br>tomato juice   | 16 03 80                    |
|   | sok marchwiowy<br>carrot juice   | 16 03 80                    |
|   | miks warzywny<br>vegetable mix   | 02 03 04, 16 03 80          |
|   | miks owocowy<br>fruit mix  | 02 03 04, 16 03 80          |
|   | odpady targowe<br>market waste   | 16 03 80, 20 03 02          |
|   | odpady kuchenne<br>kitchen waste   | 20 01 08                    |
|   | chleb<br>bread   | 16 03 80                    |
|   | drożdżówki<br>buns   | 16 03 80                    |
| Odpady z przetwórstwa rolno-spo-<br>żywczego<br>Waste from agri-food processing | fusy kawowe<br>spent coffee grains   | 20 01 08                    |
|   | wysłodziny browarniane<br>spent brewer's grain   | 02 07 80                    |
|   | plewy<br>chaff   | 02 03 80                    |
|   | śruta<br>middlings   | 02 03 80                    |
|   | odpad z przyzakładowej oczysz-<br>czalni ścieków<br>waste from sewage treatment plant                  | 02 03 05                    |
|   | węgiel aktywny po procesie oczysz-<br>czania oleju<br>activated charcoal after oil cleaning<br>process | 02 03 03                    |
| Odpady pochodzenia zwierzęcego<br>Animal waste                                  | jogurt naturalny<br>yoghurt  | 16 03 80                    |
|   | mięso wycofane ze sprzeda-<br>ży – „mięso”<br>meat   | 16 03 80                    |





**Ryc. 10.** Zdjęcia substratów wykorzystywanych do badań A – giełda, B – targowisko, C – supermarket, D – gospodarstwo domowe (fot. W. Czekala)

**Fig. 10.** Substrates used for research A – vegetable market, B – market, C – supermarket, D – household (photo: W. Czekala)

**Ryc. 11.** Homogenizacja odpadów organicznych pochodzenia roślinnego będących pokarmem dla larw *Hermetia illucens* (fot. W. Czekala)

**Fig. 11.** Homogenization of plant origin organic waste as feed for the *Hermetia illucens* larvae (photo: W. Czekala)





**Ryc. 12.** Frakcje ciekłe uzyskane przez grawitacyjne sączenie, wyciskanie oraz frakcja stała odpadów (fot. W. Czekala)

**Fig. 12.** Liquid waste fractions obtained by gravitational filtration, squeezing and solid fraction (photo by W. Czekala)

### 5.3. Hodowla owadów *Hermetia illucens* i ich przetwarzanie

Poza odpadami organicznymi, do badań wykorzystano larwy owadów, ich frakcje oraz produkty związane z bytowaniem larw HI. Wykaz substratów obejmował:

- HI<sub>l</sub> – *Hermetia illucens* larwy,
- HI<sub>lr</sub> – *Hermetia illucens* larwy rozdrobnione,
- HI<sub>ls</sub> – *Hermetia illucens* larwy wysuszone,
- HI<sub>t</sub> – *Hermetia illucens* tłuszcz,
- HI<sub>w</sub> – *Hermetia illucens* wytloki po ekstrakcji oleju,
- HI<sub>o</sub> – *Hermetia illucens* odchody.

Podstawowy materiał badawczy w postaci larw HI (ryc. 13) pozyskano z ośrodka badawczo-rozwojowego firmy HiProMine S.A. (Robakowo k. Poznania), będącej polskim start-upem i posiadającej unikatową w skali Europy zautomatyzowaną linię produkcyjną larw owadów z przeznaczeniem na dodatek do pasz dla drobiu oraz łososi norweskich.

Pokarmem dla larw była niezanieczyszczona mieszanka owocowo-warzywna, (pasza) zadawana w formie rozdrobnionej poniżej 5 mm. Materiał pochodził ze zwrotów sklepowych, mających status niesprzedanych i przeznaczonych do zagospodarowania żywności pochodzenia roślinnego. Na rycinie 14 przedstawiono przykładową paszę wykorzystywaną do karmienia larw.



**Ryc. 13.** Larwy *Hermetia illucens* (fot. W. Czekala)

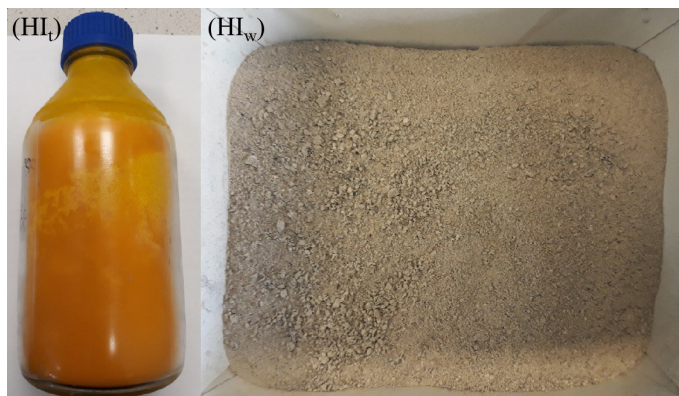
**Fig. 13.** *Hermetia illucens* larvae (photo: W. Czekala)



**Ryc. 14.** Materiał paszowy wykorzystywany do karmienia larw *Hermetia illucens* (fot. W. Czekala)

**Fig. 14.** Animal feed used for feeding *Hermetia illucens* larvae (photo: W. Czekala)





**Ryc. 15.** Frakcje larw HI po ekstrakcji nadkrytycznej – tłuszcz oraz wyciek (fot. W. Czekąła)

**Fig. 15.** Fractions of HI larvae after supercritical extraction – fat and residue after extraction (photo: W. Czekąła)



**Ryc. 16.** Odchody larw *Hermetia illucens* odseparowane za pomocą sit (fot. W. Czekąła)

**Fig. 16.** Excrement of *Hermetia illucens* larvae separated by sieves (photo: W. Czekąła)

Larwy po wcześniejszym uśmierceniu były dostarczane do laboratorium IIB w warunkach izolacji termicznej, które wykorzystano do badań po wcześniejszym rozdrobieniu ( $HI_{lr}$ ). Mając na uwadze możliwość biodegradacji materiału  $HI_l$  w stanie świeżym oraz wystąpienie konieczności jego czasowego magazynowania, przeprowadzono dodatkowe badania na próbkach wysuszonych ( $HI_{ls}$ ). Po wysuszeniu materiał  $HI_{ls}$  poddano dwuetapowej separacji z wykorzystaniem metody ekstrakcji nadkrytycznej  $CO_2$ . W pierwszym etapie ekstrakcja przebiegała w warunkach ciśnienia 300 barów i temperaturze  $40^\circ C$ , w drugim przy ciśnieniu 56 barów oraz temperaturze  $40^\circ C$ . Natężenie przepływu  $CO_2$  wyniosło  $110,4 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$ . Efektem ekstrakcji było uzyskanie dwóch frakcji: tłuszczu ( $HI_t$ ) oraz wycieków po ekstrakcji oleju ( $HI_w$ ) (ryc. 15).

Kolejną wykorzystywaną w badaniach frakcją były odchody larw ( $HI_o$ ) (ryc. 16). Zostały one oddzielone od larw przy użyciu metody mechanicznej z wykorzystaniem sit o różnicowanej średnicy oczek.

## 5.4. Proces fermentacji metanowej

Analizę parametrów fizykochemicznych substratów i zaszczepki fermentacyjnej, wydajności biogazowej oraz metanowej substratów przeprowadzano w Pracowni Ekotechnologii IIB Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Należy podkreślić, iż jest to jedyne laboratorium biogazowe w Polsce posiadające prestiżowy certyfikat jakości badań wydany przez niemiecki KTBL.

### Pomiary parametrów fizykochemicznych substratów i zaszczepki fermentacyjnej

Proces fermentacji prowadzono w warunkach mezofilowych oraz termofilowych. Zaszczepką mezofilową (*inoculum*) była frakcja ciekła pulpy pofermentacyjnej wytworzona w biogazowni przy wykorzystaniu separatora, którą po pobraniu ze zbiornika służącego do magazynowania pofermentu przechowywano w warunkach beztlenowych. Z kolei zaszczepkę termofilową wytworzono w warunkach laboratoryjnych (IIB), bazując na zaszczepce mezofilowej. Temperatura omawianej zaszczepki wynosiła 52°C i była systematycznie dokarmiana substratem w celu podtrzymania aktywności życiowej mikroorganizmów. Jednocześnie, mając na uwadze konieczność utrzymania poprawności prowadzenia procesu, każdorazowo przed rozpoczęciem pomiarów kontrolowano pH poprzez umieszczenie głowicy pH-metru w buforach kalibracyjnych (pH 4, pH 7 oraz pH 9). W razie konieczności dokonywano kalibracji urządzenia. Analizy podstawowych parametrów fizykochemicznych badanych substratów oraz zaszczepki wykonano następującymi metodami:

- pH – norma PN-90 C-04540/01:1990, pH-metr CPC-411 firmy Elmetron,
- sucha masa – norma PN-75 C-04616/01:1975,
- sucha masa organiczna i popiół – norma PN-Z-15011-3:2001.

Uzyskane dane pozwoliły ustalić odpowiednie proporcje mieszanek poddanych fermentacji, a po zakończeniu procesu fermentacji substratów określić wydajność biogazu i metanu w przeliczeniu na megagram (Mg) świeżej i suchej materii oraz suchej materii organicznej każdego substratu.

### Wyznaczanie wydajności biogazowej i metanowej

Wykorzystywana w Pracowni Ekotechnologii metodyka analizy wydajności biogazowej bazuje na powszechnie stosowanej, zmodyfikowanej normie DIN 38414-S8 oraz VDI 4630. Badania wydajności biogazowej i metanowej substratów przeprowadzono w 21-komorowych stanowiskach dla każdego substratu, które zaprojektowano i wykonano w Pracowni Ekotechnologii (ryc. 17). Ze względu na dużą zawartość wody



**Ryc. 17.** Stanowiska wykorzystywane do badania wydajności biogazowej i metanowej substratów (Materiały promocyjne Instytutu Inżynierii Biosystemów)

**Fig. 17.** The experimental setup used to test biogas and methane efficiency of substrates (Promotional materials of the Institute of Biosystems Engineering)

i materii organicznej w badanym materiale, doświadczenia prowadzono na drodze fermentacji mokrej dla większości substratów w warunkach mezofilowych i termofilowych, celem porównania przebiegu procesu oraz określenia wydajności substratów. Technologia termofilowa jest na ogół stosowana sporadycznie, chociaż istnieją dane literaturowe wskazujące na skrócenie czasu rozkładu oraz zwiększony uzysk biogazu w warunkach termofilowych.

Na podstawie ustalonych parametrów fizykochemicznych każdą porcję substratu umieszczono w reaktorze o pojemności  $1,8 \text{ dm}^3$ , zalewając ją wcześniej przygotowaną zaszczepką (temp.  $39/52^\circ\text{C}$  zależnie od warunków prowadzenia procesu). Następnie bioreaktor umieszczono w łaźni wodnej utrzymującej stałą temperaturę  $39/52^\circ\text{C}$ . Produkowany biogaz był magazynowany metodą eudiometryczną w wyskalowanych tubach wypełnionych wodą. Mając na uwadze rozpuszczalność gazów w wodzie, wyeliminowano to zjawisko przez zastosowanie odpowiednio przygotowanej zapory umieszczonej na granicy faz ciecz – gaz. W każdym obiekcie badawczym wydajność biogazową substratu wykonano w trzech powtórzeniach, mierząc codziennie objętość wyprodukowanego biogazu. Skład jakościowy biogazu oznaczano każdorazowo, gdy objętość gazu zgromadzonego w tubie wynosiła  $0,45 \text{ dm}^3$  lub więcej. Stężenie gazów w biogazie analizowano przy użyciu analizatora gazowego GA5000 firmy GeoTech pozwalającego na analizę pięciu gazów w zakresach stężeń:  $\text{CH}_4$  od 0% do 100%,  $\text{CO}_2$  od 0% do 100%,  $\text{O}_2$  od 0% do 25%,  $\text{H}_2$  od 0% do 0,1% i  $\text{H}_2\text{S}$  od

0% do 1%. Proces fermentacji zakończono dla każdej z prób, gdy dobową objętość wyprodukowanego biogazu była poniżej 1% całkowitej produkcji (DIN 38414-8S). Na podstawie uzyskanych pomiarów s.m., s.m.o. oraz codziennych pomiarów ilościowych i jakościowych wyprodukowanego biogazu dokonano stosownych obliczeń na specjalnie opracowanym na potrzeby doświadczenia kalkulatorze biogazowym.

W badaniach ważną czynnością była weryfikacja uzyskanych wyników, którą określono przez zbadanie wydajności celulozy mikrokrystalicznej jako substratu referencyjnego. Uzyskana dla niej wydajność  $745 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o potwierdziła wiarygodność wyników z prowadzonych badań (norma zakłada wydajność biogazową tego substratu w zakresie  $740\text{--}750 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o.). Poza tym o poprawności i wysokiej jakości prowadzonych badań świadczy przyznany 12 lipca 2018 roku przez Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) certyfikat jakości prowadzonych badań biogazowych (Proficiency Test Biogas, 2017).

## 5.5. Badania właściwości pofermentów

### Metodyka dla produkcji pofermentów

Realizując założenia pracy, wyprodukowano w warunkach laboratoryjnych pulę pofermentacyjną (poferment), powstałą z substratów stanowiących odpowiednio dobraną mieszankę z odpadów spożywczych pochodzących z rolnictwa,  $\text{HI}_w$  oraz  $\text{HI}_1$ . Działania te wynikały z braku biogazowni wykorzystujących larwy owadów do produkcji energii. Proces pozyskania pofermentu odbywał się w bioreaktorach wykorzystywanych do badania wydajności biogazowej i metanowej (rozdział 5.4.). Procedura badań polegała na beztlenowym odbiorze pofermentu w ilości równej masie dodawanego substratu. Każdego dnia dostarczano nową porcję substratów do reaktorów w dawkach ustalanych na podstawie parametru obciążenia reaktora materią organiczną – OLR (ang. *Organic Load Rate*). W celu zachowania stabilności prowadzenia procesu i jego odwzorowania zgodnie z procesem zachodzącym w biogazowniach rolniczych, OLR zwiększano stopniowo po uzyskaniu stabilności procesu od  $0,5 \text{ kg s.m.o.} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{doba}^{-1}$  (z krokiem 0,5) do momentu przeciążenia reaktorów. Przed dokarmieniem odbywał się pomiar jakościowy i ilościowy biogazu celem kontrolowania prawidłowego przebiegu procesu. Ponieważ pH jest jednym z parametrów mających istotny wpływ na przebieg procesu fermentacji, podczas pobierania pofermentu z reaktora codziennie dokonywano pomiaru odczynu.

Stabilny przebieg procesu fermentacji zależy przede wszystkim od składu wykorzystywanych substratów oraz rodzaju zastosowanej technologii w instalacji

biogazowej. Ważnym parametrem procesu fermentacji metanowej, oprócz wcześniej wspomnianego pH, jest stosunek stężenia lotnych kwasów tłuszczowych do alkalicznej pojemności buforowej w pulpie fermentacyjnej (FOS/TAC), a jego wartość to wskaźnik obciążenia komory fermentacyjnej. Do określenia tego parametru wykorzystano metodę miareczkową przy użyciu automatycznego titratora TitroLine® 5000 firmy SI Analytics, z zastosowaniem 0,05 mol·dm<sup>-3</sup> kwasu siarkowego. Analiza prowadzona była do uzyskania wartości pH 5,0 oraz pH 4,4 zgodnie z metodyką zaprogramowaną przez producenta urządzenia. W uzyskanych pofermentach określono podstawowe parametry, wybrane makroelementy oraz metale ciężkie, których wykaz przedstawiono w tabeli 2.

**Tabela 2.** Wykaz parametrów badanych w pofermentach  
**Table 2.** The list of parameters analyzed in digestates

| Parametr – Parameter                            | Metody badania<br>Research methods |
|---|------------------------------------|
| podstawowe parametry – basic parameters         |                                    |
| pH  | PN-EN 12176:2004                   |
| s.m. – t.s.                                     | PN-EN 12880:2004                   |
| s.m.o. – v.t.s.                                 | PN-EN 12879:2004                   |
| makroelementy – macronutrients                  |                                    |
| Azot ogólny Kjeldahla – Total Kjeldahl nitrogen | PN-EN 13342:2002                   |
| Azot amonowy – Ammonium nitrogen                | PN-ISO 5664:2002                   |
| Fosfor ogólny – Total phosphorus                | PB/PFO-11                          |
| Potas – Potassium                               | PN-EN ISO 11885:2009               |
| Magnez – Magnesium                              | PN-EN ISO 11885:2009               |
| Wapń – Calcium                                  | PN-EN ISO 11885:2009               |
| metale ciężkie – heavy metals                   |                                    |
| Cynk – Zinc                                     | PN-EN ISO 17294-2:2006             |
| Kadm – Cadmium                                  | PN-EN ISO 17294-2:2006             |
| Miedź – Copper                                  | PN-EN ISO 17294-2:2006             |
| Nikiel – Nickel                                 | PN-EN ISO 17294-2:2006             |
| Ołów – Lead                                     | PN-EN ISO 17294-2:2006             |
| Rtęć – Mercury                                  | PB-PFO-8                           |
| Chrom – Chromium                                | PN-EN ISO 17294-2:2006             |



### Metodyka oszacowania wartości ekonomicznej pofermentu

Na podstawie zaproponowanej metodyki (Czekała i in., 2018a) oszacowano wartość ekonomiczną. W analizie wykorzystano ceny jednostkowe nawozów mineralnych stosowanych w Polsce z uwzględnieniem zawartości czystego składnika i ich ceny, co pozwoliło wyliczyć koszt kilograma N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> i K<sub>2</sub>O.

- a) Obliczenie ilości kilogramów składnika pokarmowego w jednym Mg nawozu mineralnego:

$$Q_n = (1000 \text{ kg} \cdot C_n)/100 \quad (1)$$

gdzie:

$Q_n$  – ilość kg analizowanego składnika pokarmowego w 1 Mg nawozu mineralnego (kg),

$C_n$  – zawartość czystego składnika w nawozie (%).

- b) Obliczenie ceny 1 kg, N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> i K<sub>2</sub>O:

$$N_{\text{kg}} = (P_f/Q_n) \quad (2)$$

gdzie:

$N_{\text{kg}}$  – cena za 1 kg czystego składnika w analizowanym nawozie mineralnym (PLN),

$P_f$  – przyjęta cena za 1 Mg analizowanego nawozu,

$Q_n$  – ilość kg analizowanego czystego składnika nawozowego w jednej tonie nawozu (kg).

- c) Obliczenie wartości analizowanego pofermentu na podstawie zawartego w nim azotu, fosforu i potasu.

$$V_p = V_N + V_P + V_K \quad (3)$$

gdzie:

$V_p$  – wartość pofermentu w oparciu o zawartość NPK (PLN),

$V_N$  – masa azotu (kg) · cena azotu (PLN),

$V_P$  – masa P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (kg) · cena P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (PLN),

$V_K$  – masa K<sub>2</sub>O (kg) · cena K<sub>2</sub>O (PLN).

## 5.6. Obliczenia energetyczne dla wybranych technologii

W praktyce biogazowni rolniczych ważnym elementem ich działalności jest m.in. efektywność energetyczna. W tym celu w pracy podjęto się określenia tego parametru dla pięciu wybranych wariantów, w zależności od wykorzystywanych substratów (tab. 3). Szczegółowe parametry związane z wykorzystywanymi substratami, instalacjami biogazowymi oraz cenami energii zaprezentowano w rozdziale 6.5.

**Tabela 3.** Analizowane warianty w analizie energetycznej oraz ekonomicznej biogazowni  
**Table 3.** Variants analyzed in the energy and economic analysis of a biogas plant

|   | Wariant I<br>Variant I                | Wariant II<br>Variant II                         | Wariant III<br>Variant III   | Wariant IV<br>Variant IV  | Wariant V<br>Variant V   |
|---|---------------------------------------|--|--|---|--|
| Planowana moc<br>Power planned            | 0,5 MW <sub>el</sub>                  |  |  |   |  |
| Wykorzystywany substrat<br>Substrate used | kiszonka z kukurydzy<br>maize sillage | miks owocowo-warzywny<br>fruit and vegetable mix | larwy HI – niższa cena zakupu paszy<br>HI larvae – lower price of feed | larwy HI – wyższa cena zakupu paszy<br>HI larvae – higher price of feed | larwy HI – wyłoki po ekstrakcji tłuszczu<br>residue after oil extraction |

Zastosowane metody obliczeniowe dotyczące części energetycznej bazują na metodyce zaproponowanej przez Szulca i Dacha (2014). Z kolei wydajności biogazowe i metanowe podano w normalnych metrach sześciennych (Nm<sup>3</sup>) – osuszony gaz w warunkach normalnych, tj. ciśnienie P = 1013,25 hPa, temperatura T = 0°C (273K).

Roczne zapotrzebowanie na substrat:

$$M = M_D \cdot 365 \quad (4)$$

gdzie:

$M$  – masa substratu (Mg),

$M_D$  – dzienna masa substratu (Mg).

Objętość wyprodukowanego biogazu:

$$V_B = W_B \cdot M \quad (5)$$

gdzie:

$V_B$  – objętość biogazu (m<sup>3</sup>),

$W_B$  – wydajność biogazowa ( $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m.), ( $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.), ( $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o.),  
 $M$  – masa substratu (Mg).

Objętość wyprodukowanego metanu (w biogazie):

$$V_{CH_4} = V_B \cdot S_{CH_4} \quad (6)$$

gdzie:

$V_{CH_4}$  – objętość metanu ( $\text{m}^3$ ),  
 $V_B$  – objętość biogazu ( $\text{m}^3$ ),  
 $S_{CH_4}$  – stężenie metanu w biogazie (%).

Na podstawie ilości uzyskanego metanu obliczono potencjalnie możliwą do uzyskania ilość energii elektrycznej oraz ciepła, przyjmując wartość energetyczną metanu wynoszącą  $9,968 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$  (Schaefer, 1994). W obliczeniach zastosowano jednostkę MWh.

Ilość wyprodukowanej energii elektrycznej w kogeneracji:

$$E_e = V_{CCH_4} \cdot \omega_e \cdot \eta_e \quad (7)$$

gdzie:

$E_e$  – ilość wyprodukowanej energii elektrycznej w kogeneracji (MWh),  
 $V_{CCH_4}$  – całkowita objętość metanu uzyskana z wszystkich substratów ( $\text{m}^3$ ),  
 $\omega_e$  – współczynnik wartości energetycznej metanu ( $\text{MWh} \cdot \text{m}^{-3}$ ),  $0,009968 \text{ MWh} \cdot \text{m}^{-3}$ ,  
 $\eta_e$  – sprawność elektryczna silnika.

Ilość wyprodukowanego ciepła w kogeneracji:

$$E_t = V_{CCH_4} \cdot \omega_e \cdot \eta_t \quad (8)$$

gdzie:

$E_t$  – ilość wyprodukowanej energii cieplej w kogeneracji (MWh),  
 $V_{CCH_4}$  – całkowita objętość metanu z różnych substratów ( $\text{m}^3$ ),  
 $\omega_e$  – współczynnik wartości energetycznej metanu ( $\text{MWh} \cdot \text{m}^{-3}$ ),  
 $\eta_t$  – sprawność termiczna silnika.

Znając ilość wyprodukowanej energii elektrycznej oraz ciepła, można wyliczyć moc elektryczną oraz termiczną biogazowni.

Moc elektryczna biogazowni rolniczej:

$$P_e = \frac{E_e}{t} \quad (9)$$

gdzie:

- $P_e$  – moc elektryczna biogazowni rolniczej (MW),
- $E_e$  – wyprodukowana energia elektryczna (MWh),
- $t$  – czas użytkowania kogeneratora w ciągu roku (h).

Moc termiczna biogazowni rolniczej:

$$P_t = \frac{E_t}{t} \quad (10)$$

gdzie:

- $P_t$  – moc termiczna biogazowni rolniczej (MW),
- $E_t$  – wyprodukowana energia termiczna (MWh),
- $t$  – czas użytkowania w ciągu roku (h).

## 5.7. Obliczenia ekonomiczne dla wybranych technologii

Dla przedstawionych biogazowni rolniczych wykonano również analizę ekonomiczną, korzystając z podanych wyżej wzorów. Na podstawie przychodów i kosztów obliczono zysk brutto dla pięciu analizowanych wariantów.

### Przychody

Przychód roczny całkowity z tytułu funkcjonowania biogazowni rolniczej:

$$PRZ = PRZ_{ee} + PRZ_t + PRZ_{pp} \quad (11)$$

gdzie:

- $PRZ$  – przychód (PLN),
- $PRZ_{ee}$  – przychód energia elektryczna (PLN),
- $PRZ_t$  – przychód energia termiczna (PLN),
- $PRZ_{pp}$  – przychód ze sprzedaży pulpy pofermentacyjnej (PLN).

Cena sprzedaży energii elektrycznej:

$$C_{ee} = C_{cze} + C_{bc} + C_{zc} \quad (12)$$

gdzie:

- $C_{ee}$  – cena energii elektrycznej (PLN),
- $C_{cze}$  – cena czarnej energii (PLN),
- $C_{bc}$  – cena błękitnych certyfikatów (PLN),
- $C_{zc}$  – cena żółtych certyfikatów (PLN).

Przychód ze sprzedaży energii elektrycznej:

$$PRZ_{ee} = E_e \cdot C_{ee} \cdot 0,95 \quad (13)$$

gdzie:

- $PRZ_{ee}$  – przychód z energii elektrycznej (PLN),
- $E_e$  – ilość wyprodukowanej energii elektrycznej (MWh),
- $C_{ee}$  – cena energii elektrycznej (PLN),
- 0,95 – współczynnik pomniejszający ilość wyprodukowanej energii o 5%, które zostanie wykorzystane na potrzeby instalacji.

Cena energii termicznej:

$$C_t = \frac{C_w + O_{CO_2}}{W_w \cdot \eta_p} \quad (14)$$

gdzie:

- $C_t$  – cena energii termicznej (PLN),
- $C_w$  – cena węgla (PLN), 500 PLN·Mg<sup>-1</sup>,
- $O_{CO_2}$  – opłata środowiskowa za produkcję CO<sub>2</sub> (PLN·Mg<sup>-1</sup>), 17 PLN·Mg<sup>-1</sup>,
- $W_w$  – wartość energetyczna węgla, 22 GJ·Mg<sup>-1</sup>,
- $\eta_p$  – sprawność pieca, 0,6.

Przychód ze sprzedaży energii termicznej:

$$PRZ_t = E_t \cdot C_t \quad (15)$$

gdzie:

- $PRZ_t$  – przychód z energii termicznej (PLN),
- $E_t$  – ilość wyprodukowanej energii termicznej (MWh),
- $C_t$  – cena energii termicznej (PLN).

Przychód ze sprzedaży pulpy pofermentacyjnej:

$$PRZ_{pp} = M_{pp} \cdot C_{pp} \quad (16)$$

gdzie:

- $PRZ_{pp}$  – przychód ze sprzedaży pulpy pofermentacyjnej (PLN),
- $M_{pp}$  – masa pulpy pofermentacyjnej (Mg),
- $C_{pp}$  – oszacowana cena pulpy pofermentacyjnej (PLN).

## Koszty

Koszt eksploatacji instalacji biogazowej:

$$K_{IB} = K_{SUB} + K_S + K_A + K_P \quad (17)$$

gdzie:

- $K_{IB}$  – koszt instalacji biogazowej (PLN),
- $K_{SUB}$  – koszt zakupu substratu (PLN),
- $K_S$  – koszt serwisu (PLN),
- $K_A$  – koszt amortyzacji (PLN),
- $K_P$  – koszt personelu (PLN).

Koszt pozyskania substratu:

$$K_{SUB} = M \cdot C_{SUB} + K_t \quad (18)$$

gdzie:

- $K_{SUB}$  – koszt zakupu substratu (PLN·Mg<sup>-1</sup>),
- $M$  – masa substratu (Mg),
- $C_{SUB}$  – cena jednostkowa (PLN·Mg<sup>-1</sup>),
- $K_t$  – koszt transportu (PLN).

Koszt serwisu technicznego:

$$K_{TECH} = K_{INTS} \cdot 0,025 \quad (19)$$

gdzie:

- $K_{TECH}$  – koszt serwisu technicznego (PLN),
- $K_{INST}$  – koszt instalacji (PLN).

Koszt amortyzacji:

$$K_A = K_{INST} \cdot 0,067 \quad (20)$$

gdzie:

- $K_A$  – koszt amortyzacji instalacji (PLN),
- $K_{INST}$  – koszt instalacji (PLN),
- 0,067 – przelicznik przy 15 latach amortyzacji.

Koszt personelu:

$$K_P = L_{ZO} \cdot S_{PW} \quad (21)$$

gdzie:

- $K_P$  – liczba zatrudnionych osób,
- $L_{ZO}$  – liczba zatrudnionych osób,
- $S_{PW}$  – średnia pensja brutto roczna.

**Tabela 4.** Ilość zatrudnionych osób zależnie od mocy instalacji (Szulc i Dach, 2014)

**Table 4.** The number of people employed depending on the power of the installation (Szulc and Dach, 2014)

| Moc instalacji<br>Installation power | Liczba zatrudnionych osób<br>Number of employed people |
|--------------------------------------|--|
| < 50 kW <sub>e</sub>                 | 0,5  |
| 51–100 kW <sub>e</sub>               | 1  |
| 101–250 kW <sub>e</sub>              | 2  |
| 251–750 kW <sub>e</sub>              | 3  |
| 751–1,2 MW <sub>e</sub>              | 4  |
| > 1,2 MW <sub>e</sub>                | 5  |

### Zysk

Roczny zysk brutto z funkcjonowania biogazowni rolniczej:

$$Z = P_{RZ} - K_{IB} \quad (22)$$

gdzie:

$Z$  – zysk (PLN),

$P_{RZ}$  – przychód (PLN),

$K_{IB}$  – koszt eksploatacji instalacji (PLN).

## 6. WYNIKI BADAŃ I ICH OMÓWIENIE

### 6.1. Przetwarzanie wybranych odpadów w procesie fermentacji okresowej

#### 6.1.1. Parametry początkowe substratów

Parametrami niezbędnymi do określenia odpowiedniej proporcji wsadów do reaktorów oraz dokonania kalkulacji dotyczących wydajności substratów w procesie fermentacji metanowej była s.m. i s.m.o. Wartości tych parametrów dla badanych substratów zaprezentowano w tabeli 5.

W przeprowadzonych badaniach odpady z przemysłu rolnego stanowiły najliczniejszą i najbardziej zróżnicowaną grupę (tab. 5) pod względem badanych parametrów. Zawartość suchej masy kształtowała się od 4,96% w soku pomidorowym, 8,71% soku marchwiowym i 6,96% s.m. w pieczarkach do 70,15% s.m. w drożdżówkach oraz 62,71% s.m. w chlebie. Z kolei s.m.o. była mniej zróżnicowana między substratami, ale o dużej jej zawartości we wszystkich substratach tej grupy. Najwyższą zawartością s.m.o. charakteryzowały się drożdżówki – 98,88% i chleb – 97,53%, tylko sok pomidorowy miał niższą wartość, wynoszącą 80,20% s.m.o.

Odpady z przemysłu rolno-spożywczego również cechowało zróżnicowanie pod kątem zawartości wody, ale było ono mniejsze w porównaniu do wcześniej omawianej grupy odpadów. Wskazuje na to zawartość s.m., wahająca się od 24,05% w wyśłodzinach do skrajnie wysokiej ilości 99,91% s.m. w węglu aktywnym pochodzącym z procesu oczyszczania oleju. Natomiast najniższą zawartość s.m.o. (83,35%) stwierdzono w odpadzie z przykładowej oczyszczalni ścieków, a najwyższą w fusach kawowych – 97,69%.

W grupie odpadów pochodzenia zwierzęcego przebadano dwa zróżnicowane substraty, tzn. jogurt naturalny o zawartości suchej masy 12,05% i wycofane ze sprzedaży mięso, zwane dalej „mięsem” – 35,16% s.m. Niewielkie zróżnicowanie



**Tabela 5.** Parametry substratów poddanych procesowi fermentacji metanowej  
**Table 5.** Parameters of substrates used in the process of anaerobic digestion

| Grupa substratów<br>Group of substrates  | Substrat<br>Substrate  | s.m. (%)<br>t.s. (%)        | s.m.o. (% s.m.)<br>v.t.s. (% t.s.) |
|--|--|-----------------------------|------------------------------------|
| Odpady z przemysłu rolnego<br>Waste from the agricultural industry               | pieczarki pozaklasowe<br>champignon  | 6,96                        | 88,83                              |
|  | miks owocowo-warzywny<br>fruit and vegetable miks  | 13,20                       | 93,52                              |
|  | sok pomidorowy<br>tomato juice   | 4,96                        | 80,20                              |
|  | sok marchwiowy<br>carrot juice   | 8,71                        | 97,01                              |
|  | miks warzywny<br>vegetable mix   | 9,57                        | 92,44                              |
|  | miks owocowy<br>fruit mix  | 11,93                       | 96,80                              |
|  | odpady targowe<br>market waste   | 9,91                        | 92,55                              |
|  | odpady kuchenne<br>kitchen waste   | 11,28                       | 93,16                              |
|  | chleb<br>bread   | 62,71                       | 97,53                              |
|  | drożdżówki<br>buns   | 70,15                       | 98,88                              |
| Odpady z przetwórstwa<br>rolno-spożywczego<br>Waste from agri-food<br>processing | fusy kawowe<br>spent coffee grains   | 41,67                       | 97,69                              |
|  | wysłodziny browarniane<br>spent brewer's grain   | 24,05                       | 95,89                              |
|  | plewy<br>chaff   | 88,19                       | 89,56                              |
|  | śruta<br>middlings   | 86,39                       | 90,82                              |
|  | odpad z przyzakładowej oczyszczalni ścieków<br>waste from sewage treatment plant               | 32,83                       | 83,35                              |
|  | węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju<br>activated charcoal after oil cleaning process | 99,91                       | 93,22                              |
|  | Odpady pochodzenia zwierzęcego<br>Animal waste   | jogurt naturalny<br>yoghurt | 12,05                              |
| mięso wycofane ze sprzedaży<br>meat  |  | 35,16                       | 97,51                              |

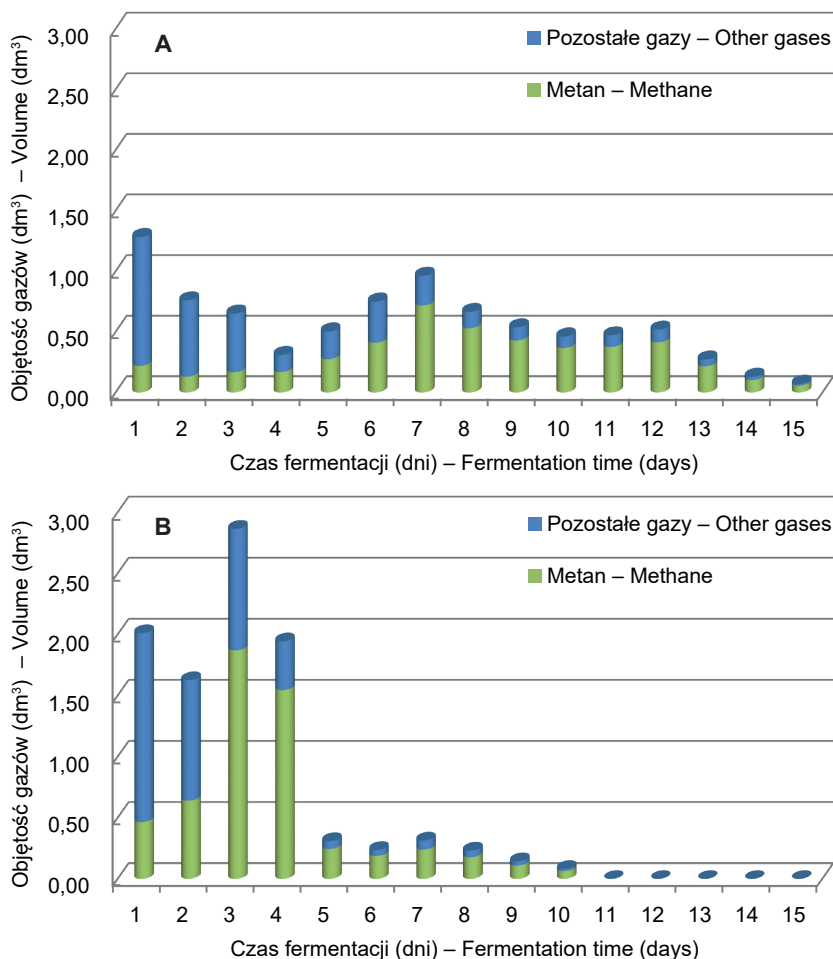
stwierdzono natomiast w tej grupie w zawartości materii organicznej, wynoszące odpowiednio 93,13% oraz 97,51% w suchej masie substratów (tab. 5).

### **6.1.2. Dzienna dynamika produkcji biogazu w procesie fermentacji okresowej**

Produkcję biogazu rozpatrywać należy w dwóch aspektach. Pierwszy to dzienna dynamika w procesie fermentacji okresowej, drugi aspekt to wydajności biogazowe oraz metanowe, powszechnie uważane za najważniejsze parametry tego procesu. W pracy, ze względu na dużą ilość próbek, dynamikę dzienną produkcji biogazu, w tym i metanu, przedstawiono dla ośmiu wybranych substratów. Uzyskane wyniki dowiodły, że z punktu widzenia praktyki duże znaczenie mają nie tylko warunki, w jakich przebiegała fermentacja, ale i substraty wykorzystane w tym procesie. Z kolei wydajności biogazowe uwzględniają wszystkie zastosowane w badaniach substraty.

#### **Odpady z przemysłu rolnego**

Proces fermentacji metanowej charakteryzował się zróżnicowanym przebiegiem, spowodowanym nie tylko warunkami doświadczenia, ale i rodzajem substratów, nawet w obrębie tych samych grup. Wskazuje na to m.in. różna dynamika produkcji biogazu i zróżnicowany udział metanu (ryc. 18–20). W przypadku odpadów z przemysłu rolnego dzienną dynamikę wytwarzanego biogazu przedstawiono na przykładzie miksu owocowo-warzywnego, odpadów kuchennych oraz odpadów pochodzących z targowiska. Uwagę zwraca przede wszystkim zróżnicowany czas trwania procesu fermentacji ze względu na warunki doświadczenia. Uogólniając, należy stwierdzić, że w warunkach mezofilowych proces ten trwał dłużej i wyniósł 15 dni dla miksu owocowo-warzywnego i odpadów kuchennych, a dla odpadów targowiskowych – 19 dni (ryc. 18–20). Z kolei w warunkach termofilowych fermentacja trwała odpowiednio 10, 11 i 12 dni. Zaistniałe różnice należy rozpatrywać również pod kątem produkcji biogazowej i metanowej. Z danych wynika, że odpady różniły się ilością produkowanego biogazu, przy czym warunki termofilowe sprzyjały szybszemu osiągnięciu maksimum wydajności, z jednoczesnym zwiększonym udziałem metanu. Maksimum to uzyskano w 3 i 4 dniu procesu w przypadku miksu owocowo-warzywnego (ryc. 18), w 4 i 5 dniu dla odpadów targowiskowych i w 6 i 7 dniu dla odpadów kuchennych. W warunkach mezofilowych maksima te miały miejsce odpowiednio po 6, 7 i 6–7 dniu. Rozpatrując zaistniałe różnice w układzie dynamiki wydajności biogazowej, należy podkreślić, że była ona największa w przypadku miksu owocowo-warzywnego i towarzyszył jej zwiększony udział metanu. Uogólniając, można stwierdzić, że po osiągnięciu maksimum wydajności biogazowej w dalszych dniach udział metanu



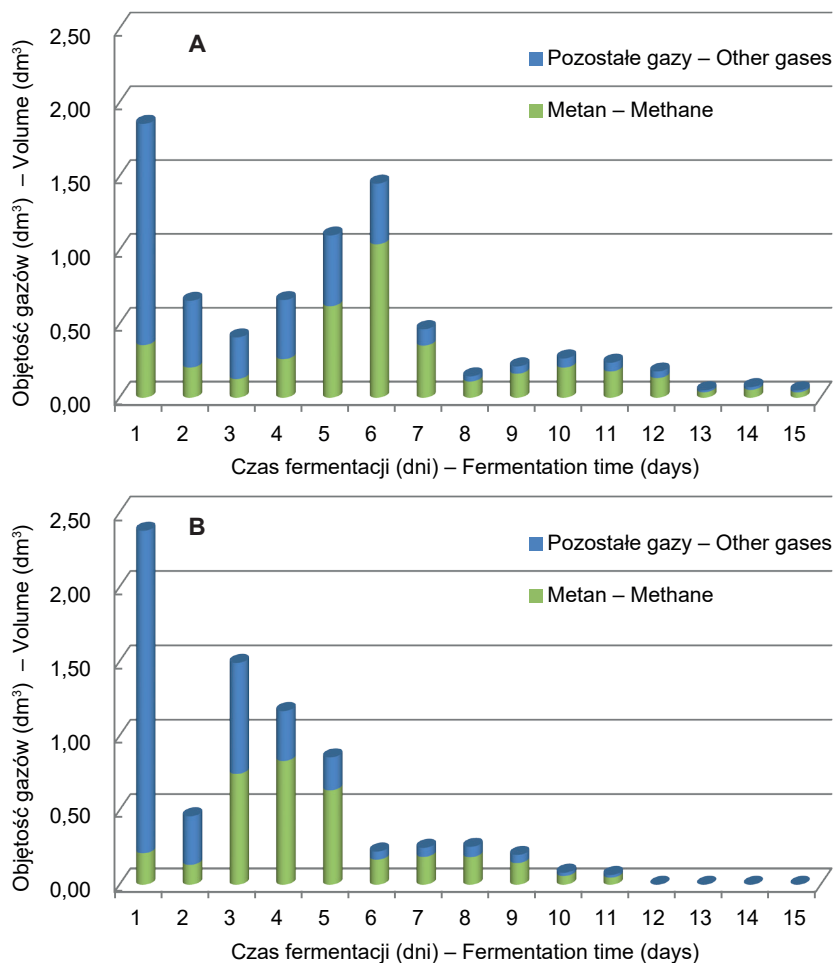
**Ryc. 18.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) miksu owocowo-warzywnego

**Fig. 18.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of a fruit and vegetable mix

był we wszystkich trzech substratach znaczący, ale przy zdecydowanie mniejszej wydajności biogazowej. Niezależnie od tego, wszystkie te procesy złożyły się na sumę skumulowanego biogazu i metanu, którego wskaźniki stanowią podstawę oceny każdego z substratów i warunków fermentacji.

### Odpały z przetwórstwa rolno-spożywczego

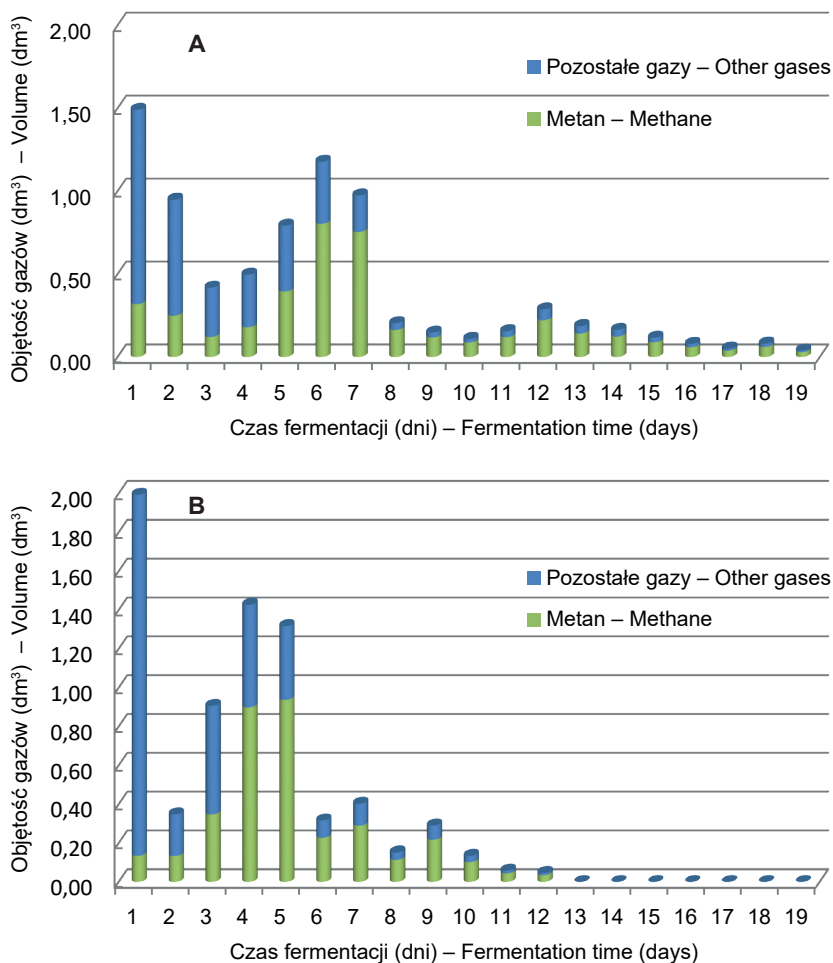
Całkowicie odmienną dynamiką fermentacji charakteryzowały się odpady przetwórstwa rolno-spożywczego (ryc. 21–23). Uwagę zwraca przede wszystkim dłuższy czas



**Ryc. 19.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) odpadów kuchennych

**Fig. 19.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of kitchen waste

fermentacji, sięgający w warunkach mezofilowych od 18 dni w przypadku fusów kawowych i 19 dni dla śruty zbożowej do 26 dni dla wysłodzin browarnianych. Warunki termofilowe przyspieszały proces fermentacji odpowiednio dla odpadów do 10, 15 i 12 dni. Stwierdzono bardziej umiarkowaną i na niższym poziomie ilościowym dynamikę dziennej produkcji biogazu w porównaniu do substratów przemysłu rolnego. W przypadku fusów kawowych maksymalna produkcja biogazu w warunkach mezofilowych występowała w 3 i 4 dniu na poziomie  $0,8 \text{ dm}^3$ , a metanu w 10 i 11 dniu na poziomie  $0,3 \text{ dm}^3$ . Z kolei wysłodziny podlegały bardziej dynamicznemu rozkładowi, co w warunkach mezofilowych skutkowało zwiększoną produkcją biogazu,

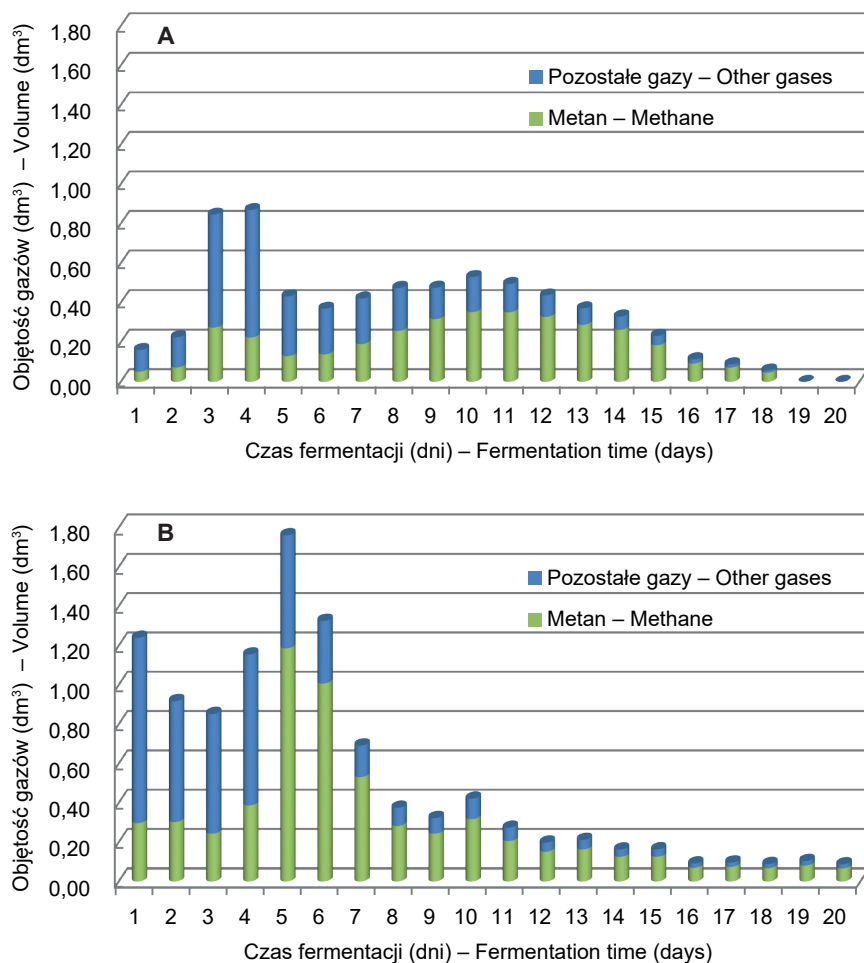


**Ryc. 20.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) odpadów targowych

**Fig. 20.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of market waste

i zwiększonym udziałem metanu między 3 a 6 dniem fermentacji (ryc. 22), przy czym sam proces fermentacji, jak wspomniano wcześniej, trwał aż 26 dni, jednak przy niskim poziomie wytwarzanego biogazu. Podobną dynamikę stwierdzono podczas fermentacji śruty zbożowej (ryc. 23), jednak przy krótszym okresie fermentacji (19 dni).

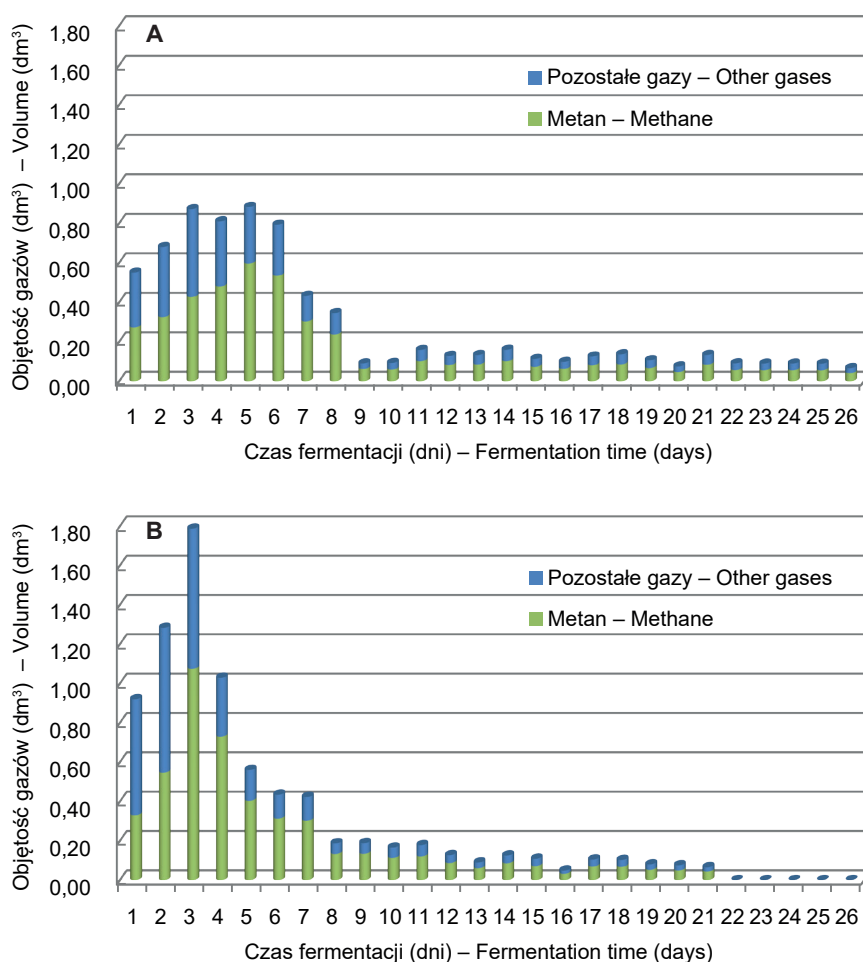
Zmiana tej dynamiki miała miejsce w warunkach termofilowych. Przede wszystkim nastąpiła zdecydowanie gwałtowniejsza produkcja biogazu, w tym i metanu. Stwierdzono jednak pewne różnice czasowe między substratami. Otóż fusy kawowe zareagowały maksymalną produkcją biogazu w 5 i 6 dniu fermentacji na poziomie do 1,7 dm<sup>3</sup>, z jednoczesnym dużym udziałem metanu (do 76%), po czym nastąpił



**Ryc. 21.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) fusów kawowych

**Fig. 21.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of spent coffee grounds

gwałtowny spadek ilości biogazu. Podobny przebieg fermentacji wykazały wysłodziny i śruta, z maksimum wydajności biogazu obu substratów w trzecim dniu doświadczenia. Dla wysłodzin produkcja biogazu ta wyniosła 1,8 dm<sup>3</sup>, w którym metan wynosił 1,02 dm<sup>3</sup>, co stanowiło 56,6% (ryc. 22), a śruta odpowiednio 1,60 dm<sup>3</sup> i 1,0 dm<sup>3</sup>, czyli z udziałem 62,5% (ryc. 23). Reasumując, można stwierdzić, że dla badanych odpadów pochodzących z przetwórstwa rolno-spożywczego korzystniejszą opcję fermentacji metanowej stwarzały warunki termofilowe. Otrzymane wyniki dowodzą, że podczas fermentacji substratów w warunkach termofilowych omawianej grupy odpadów ujawniło się znaczenie dwóch czynników o dużym znaczeniu



**Ryc. 22.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) dla wysłodzin browarnianych

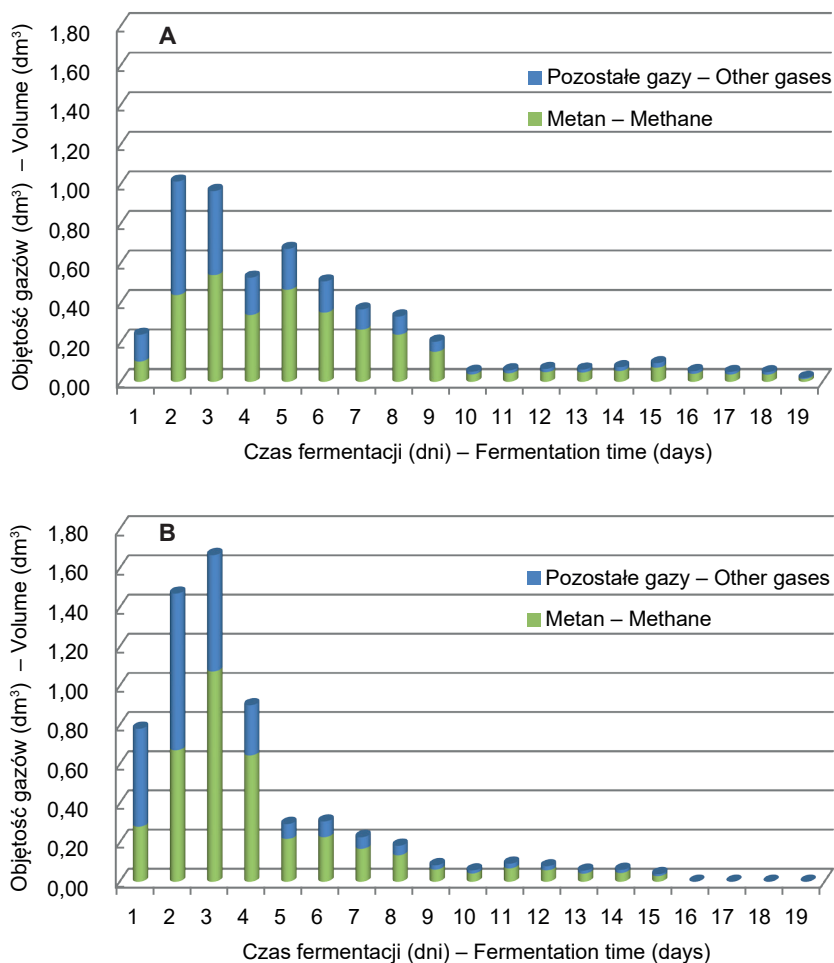
**Fig. 22.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of spent brewers' grains

w praktyce. Chodzi o krótszy czas fermentacji i większą wydajność biogazową, w tym i udziału metanu.

### Odpady pochodzenia zwierzęcego

Dynamika dziennej produkcji biogazu dla substratów pochodzenia zwierzęcego, czyli jogurtu oraz mięsa, została zaprezentowana na rycinach 24 i 25. Substraty pochodzenia zwierzęcego charakteryzowała nie tylko odmienna dynamika wydajności dziennej biogazu w porównaniu do dwóch wcześniej omówionych grup, ale i duże różnice

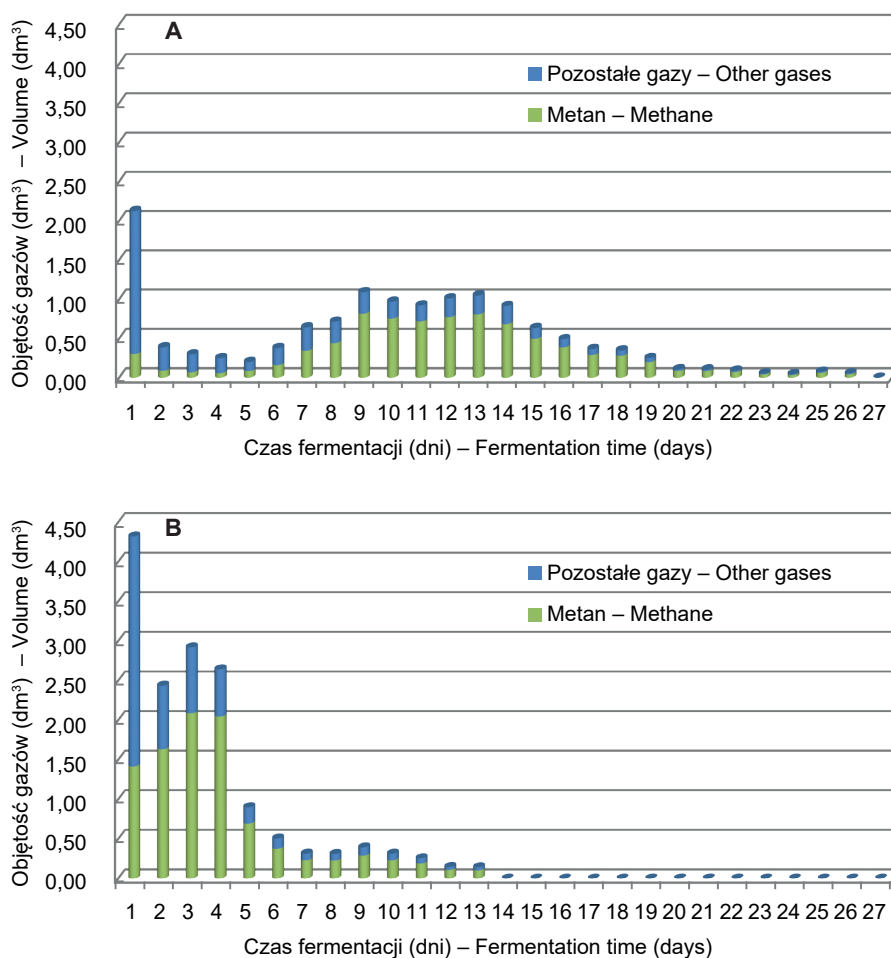




**Ryc. 23.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) śruty zbożowej

**Fig. 23.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of cereal middlings

między samymi substratami (ryc. 24–25). Uwagę zwraca długi okres fermentacji, trwający 26 dni dla jogurtu i 36 dni dla mięsa w warunkach mezofilowych. Jednak cechą tego procesu w przypadku jogurtu było wyraźniejsze pojawianie się metanu w biogazie w zasadzie dopiero w 6/7 dniu badań i trwanie do 19 dnia, przy jego większym udziale, ze szczytową wydajnością między 10 a 14 dniem. Od 16 dnia fermentacji nastąpiło wyraźne obniżenie się ilości produkowanego biogazu, poniżej 0,5 dm<sup>3</sup>. Inny przebieg miał miejsce w przypadku mięsa (ryc. 25), którego fermentacja do 9 dnia charakteryzowała się produkcją biogazu w granicach od 0,4 dm<sup>3</sup>

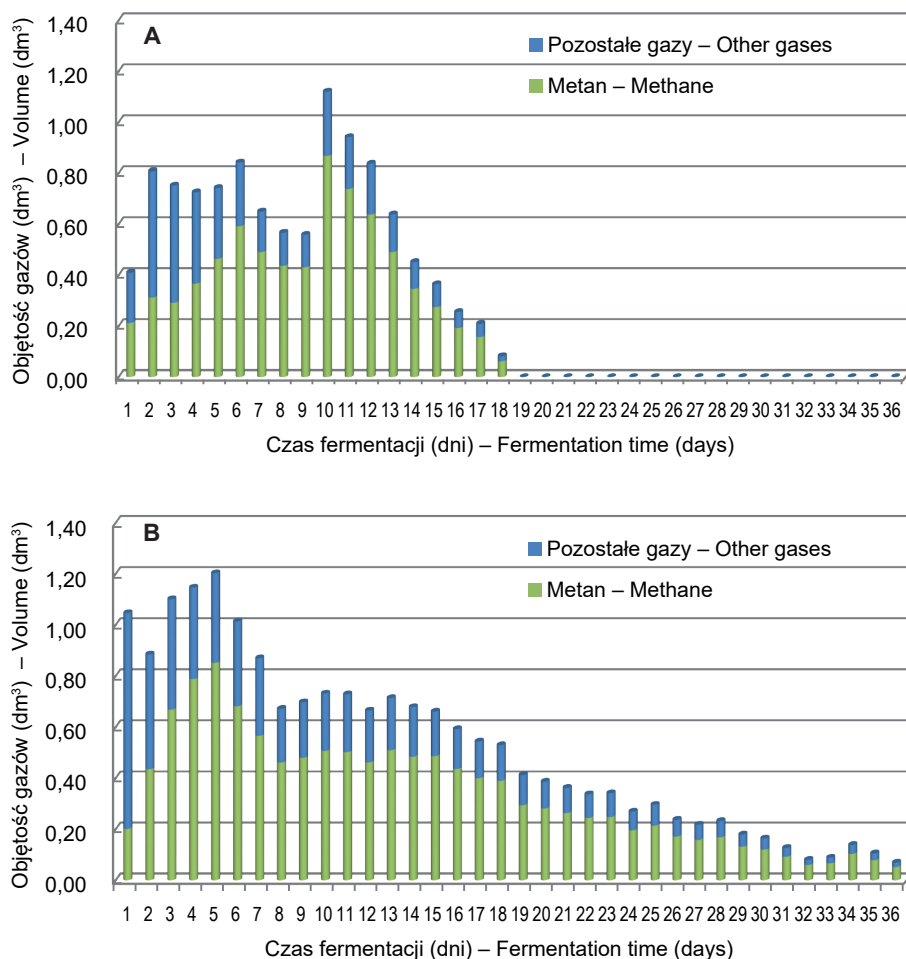


**Ryc. 24.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) jogurtu naturalnego

**Fig. 24.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of yoghurt

do 0,81, osiągając wyraźne maksimum w 10 dniu (1,1 dm<sup>3</sup>). W całym przebiegu fermentacji utrzymywał się duży poziom metanu w biogazie.

Proces fermentacji metanowej prowadzony w warunkach termofilowych spowodował zróżnicowanie jego przebiegu, nie tylko w porównaniu do jogurtu, ale i mięsa poddanego fermentacji w warunkach mezofilowych. W przypadku jogurtu w pierwszych czterech dniach nastąpiło gwałtowne wydzielanie się biogazu z dużym udziałem metanu, po czym nastąpił spadek wytwarzanego biogazu. Zachowanie się jogurtu w pierwszych czterech dniach było zarówno pod względem przebiegu, jak i ilości biogazu podobne do reakcji miksów owocowo-warzywnych (ryc. 18).



**Ryc. 25.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) dla mięsa

**Fig. 25.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of meat

Warunki termofilowe przyczyniły się do blisko dwukrotnego wydłużenie rozkładu mięsa w porównaniu do procesu w warunkach mezofilowych. Poza tym stwierdzono, że produkcja biogazu w warunkach termofilowych była intensywna przez większość dni trwania fermentacji metanowej, a sam proces wygaszania procesu przechodził łagodniej w porównaniu do warunków mezofilowych, przy czym maksimum produkcji biogazu przypadło na 4 i 5 dzień procesu, wobec 10 dnia w warunkach mezofilowych. Podkreślić jednak należy, że w warunkach termofilowych poza pierwszym dniem, przez cały okres trwania procesu fermentacji metanowej wykazano duży udział metanu w biogazie (do 75%).

### 6.1.3. Czas odfermentowania substratów

#### Odpady z przemysłu rolnego

Na podstawie przeprowadzonych badań określono czas potrzebny na odfermentowanie substratów w każdej grupie odpadów, a uzyskane dane zaprezentowano w tabelach 6–8.

W praktyce biogazowej czas fermentacji jest ważnym czynnikiem, wpływającym nie tylko na wydajność biogazów, ale i na koszty procesu (substraty szybciej rozkładające się wymagają fermentorów o mniejszej pojemności). Dlatego analizując różnice czasowe, należy mieć na uwadze czynnik wydajności. Z badań wynika, że wybrane substraty różniły się – i to często w znaczącej skali pod względem dni

**Tabela 6.** Czas potrzebny na odfermentowanie badanych odpadów z przemysłu rolnego  
**Table 6.** Time needed for complete fermentation of the investigated waste from the agricultural industry

| Substrat<br>Substrate                            | Dni – Days  |  |
|--|---|--|
|  | fermentacja mezofilowa<br>mesophilic fermentation | fermentacja termofilowa<br>thermophilic fermentation |
| Pieczarki pozaklasowe<br>Champignon              | 16  | 17   |
| Miks owocowo-warzywny<br>Fruit and vegetable mix | 15  | 10   |
| Sok pomidorowy<br>Tomato juice                   | 18  | 13   |
| Sok marchwiowy<br>Carrot juice                   | 24  | 9  |
| Miks warzywny<br>Vegetable mix                   | 14  | 13   |
| Miks owocowy<br>Fruit mix                        | 17  | 11   |
| Odpady targowe<br>Market waste                   | 19  | 12   |
| Odpady kuchenne<br>Kitchen waste                 | 15  | 11   |
| Chleb<br>Bread                                   | 10  | –  |
| Drożdżówki<br>Buns                               | 18  | 20   |

fermentacji. Dotyczyło to nie tylko poszczególnych grup substratów, ale i występujących w ramach tej samej grupy. W przypadku odpadów z przemysłu rolnego najszybszym odfermentowaniem (10 dni) w warunkach mezofilowych charakteryzował się chleb, a najdłuższym (24 dni) sok marchwiowy. Z kolei w warunkach termofilowych czas odfermentowania soku marchwiowego trwał 9 dni, drożdżówek aż 24 dni (tab. 6). Dane zaprezentowane w poniższej tabeli świadczą o tym, że dla większości substratów czas odfermentowania wynosił kilkanaście dni, co jest niezbędnym minimum do namnożenia się mikroorganizmów metanogenowych niezbędnych do przeprowadzenia właściwego procesu fermentacji metanowej.

Poza tym z danych wynika, że na ogół w warunkach termofilowych czas odfermentowania odpadów ulegał skróceniu, czasem, jak w przypadku soku marchwiowego, aż o 15 dni.

### Odpady z przetwórstwa rolno-spożywczego

Odpady omawianej grupy wyraźnie różniły się dłuższym okresem odfermentowania substratów w porównaniu do odpadów z przemysłu rolnego. Najkrótszy czas fermentacji w warunkach mezofilowych charakteryzował fusy kawowe (18 dni), a najdłuższy zawierający olej węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju, dla którego

**Tabela 7.** Czas potrzebny na odfermentowanie badanych odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego

**Table 7.** Time needed for complete fermentation of the investigated waste from agri-food processing

| Substrat<br>Substrate  | Dni – Days  |  |
|--|---|--|
|  | fermentacja mezofilowa<br>mesophilic fermentation | fermentacja termofilowa<br>thermophilic fermentation |
| Fusy kawowe<br>Spent coffee grains   | 18  | 20   |
| Wysłodziny browarniane<br>Spent brewer's grain   | 26  | 21   |
| Plewy<br>Chaff   | 29  | 24   |
| Śruta<br>Middlings   | 20  | 15   |
| Odpad z przykładowej oczyszczalni ścieków<br>Waste from sewage treatment plants                | 30  | 14   |
| Węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju<br>Activated charcoal after oil cleaning process | 45  | 32   |

czas odfermentowania wyniósł 45 dni (tab. 7). Wykazano, że warunki termofilowe, podobnie jak we wcześniej omawianej grupie odpadów, spowodowały przyspieszony rozkład wszystkich analizowanych substratów z wyjątkiem fusów kawowych. Najszybszą fermentacją (14 dni) odznaczał się odpad z przykładowej oczyszczalni ścieków, a najwolniejszą, podobnie jak w warunkach mezofilowych – węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju (32 dni).

### Odpady pochodzenia zwierzęcego

W badaniach zastosowano dwa kontrastujące ze sobą odpady, aby określić ewentualne różnice między nimi jako potencjalnymi substratami do wykorzystania w biogazowni rolniczej. Jak wcześniej wspomniano, oba odpady różniły się wyraźnie dynamiką produkcji biogazu i metanu, a w danych zawartych w tabeli 8 wskazano również na różnice czasu niezbędnego do ich odfermentowania. W warunkach mezofilowych czas ten dla jogurtu wyniósł 26 dni, dla mięsa – 18 dni. Z kolei w warunkach termofilowych odpowiednio 13 i 36 dni. Oznaczać to może, że wyższa temperatura fermentacji mogła sprzyjać rozkładowi związków odpornych na mineralizację w warunkach mezofilowych, co wymagało jednak dłuższego czasu.

**Tabela 8.** Czas potrzebny na odfermentowanie badanych odpadów pochodzenia zwierzęcego  
**Table 8.** Time needed for complete fermentation of the investigated animal waste

| Substrat<br>Substrate       | Dni – Days  |  |
|-----------------------------|---|--|
|                             | fermentacja mezofilowa<br>mesophilic fermentation | fermentacja termofilowa<br>thermophilic fermentation |
| Jogurt naturalny<br>Yoghurt | 26  | 13   |
| Mięso<br>Meat               | 18  | 36   |

#### 6.1.4. Wyniki skumulowanej wydajności biogazowej

W procesie fermentacji metanowej ważna jest ocena samego procesu z uwzględnieniem:

- wydajności biogazowej i metanowej w przeliczeniu na Mg świeżej, suchej materii i suchej materii organicznej oraz
- procentowego udziału metanu w całkowitej objętości wyprodukowanego biogazu.

Przeprowadzone obliczenia powyższych parametrów dla każdej grupy substratów przedstawiono w tabelach 9–20.

### Odpady z przemysłu rolnego

W procesie fermentacji metanowej istotną sprawą jest nie tylko produkcja metanu, ale i jego udział w pozyskanym biogazie. To z kolei zależy m.in. od warunków przeprowadzenia procesu, a także użytych substratów. W przypadku substratów pochodzących z przemysłu rolnego udział ten w warunkach mezofilowych wahał się od 43,47% w miksie owocowym do 54,88% w miksie owocowo-warzywnym, a w warunkach termofilowych od 39,55% w miksie owocowym do 56,89% dla pieczarek

**Tabela 9.** Procentowa zawartość metanu w biogazie dla odpadów z przemysłu rolnego  
**Table 9.** The content of methane in biogas determined for waste from the agricultural industry

| Substrat<br>Substrate                            | Udział metanu (%) – Methane content (%)           |  |
|--|---|--|
|  | fermentacja mezofilowa<br>mesophilic fermentation | fermentacja termofilowa<br>thermophilic fermentation |
| Pieczarki pozaklasowe<br>Champignon              | 52,77   | 56,89  |
| Miks owocowo-warzywny<br>Fruit and vegetable mix | 54,88   | 55,82  |
| Sok pomidorowy<br>Tomato juice                   | 45,42   | 44,78  |
| Sok marchwiowy<br>Carrot juice                   | 51,11   | 42,73  |
| Miks warzywny<br>Vegetable mix                   | 49,18   | 45,09  |
| Miks owocowy<br>Fruit mix                        | 43,47   | 39,55  |
| Odpady targowe<br>Market waste                   | 49,81   | 46,81  |
| Odpady kuchenne<br>Kitchen waste                 | 49,72   | 43,61  |
| Chleb<br>Bread                                   | 45,49   | -  |
| Drożdżówki<br>Buns                               | 47,88   | 54,99  |
| Średnio<br>Average                               | 48,97<br>±3,37                                    | 42,00<br>±6,03                                       |



(tab. 9). Średnio w warunkach mezofilowych stanowiło to 48,97%, a warunkach termofilowych – 42,00%.

Z analizy całego materiału przedstawionego w tabeli 9 wynika, że udział metanu w biogazie był średnio o ok. 7,00% większy w warunkach fermentacji mezofilowej, przy mniejszym zróżnicowaniu ilościowym między substratami. Biorąc pod uwagę minimalny i maksymalny udział metanu, różnice te w wartościach względnych wynosiły 26,2% w warunkach mezofilowych i 43,8%, w warunkach termofilowych.

W praktyce ważna jest również ocena pod kątem skumulowanej wydajności biogazowej, uwzględniając wydajność w przeliczeniu na świeżą i suchą masę substratów. W warunkach mezofilowych doświadczenia wykazano, że odpady z przemysłu rolnego poddane fermentacji charakteryzowały się skumulowaną zawartością biogazu w przeliczeniu na świeżą masę wynoszącą od  $32,97 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. (sok pomidorowy) do  $548,27 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. (drożdżówki). Natomiast dla metanu wartości te wahały się od  $14,98 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. (sok pomidorowy) do  $262,52 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. (drożdżówki) (tab. 10).

W warunkach termofilowych skumulowana zawartość biogazu była najniższa również w przypadku soku pomidorowego (od  $33,33 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m.), a najwyższa dla drożdżówek ( $565,90 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m.). Jeśli chodzi o metan, wartości te wynosiły dla tych samych substratów odpowiednio  $14,92 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m.  $311,21 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. (tab. 10).

Z analizy statystycznej wynika jednak, że wydajności ilościowe między substratami w odniesieniu do biogazu oraz metanu były istotnie zróżnicowane z wyjątkiem soku marchwiowego i miksury warzywnego. W zasadzie różnice ilościowe biogazu i metanu dla obu substratów bez względu na warunki fermentacji i przeliczone na świeżą masę pozostawały nieistotne. Wykazano również, że wysoce istotny wpływ na wydajność biogazu i metanu wyrażony w świeżej masie miała zawartość suchej masy w substratach przemysłu rolnego. Stwierdzono, że dla metanu w warunkach mezofilowych zależność tę wyraża równanie w postaci:

$$\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.} = -7,165 + 3,896x; r^2 = 0,998 \quad (23),$$

a dla wydajności biogazu:

$$\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.} = -19,207 + 8,383x; r^2 = 0,996 \quad (24).$$

Z kolei w warunkach termofilowych odpowiednio:

$$\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.} = -14,517 + 4,630x; r^2 = 0,998 \quad (25)$$

$$i \quad \text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.} = -15,344 + 8,274x; r^2 = 0,998 \quad (26).$$

**Tabela 10.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów z przemysłu rolnego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na świeżą masę

**Table 10.** Biogas and methane efficiency of agricultural waste obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for fresh mass

| Substrat<br>Substrate                            | Fermentacja – Anaerobic digestion   |                            |                            |                           |
|--|---|----------------------------|----------------------------|---------------------------|
|  | mezofilowa – mesophilic   |                            | termofilowa – thermophilic |                           |
|  | metan<br>methane  | biogas<br>biogas           | metan<br>methane           | biogas<br>biogas          |
|  | skumulowany; $m^3 \cdot Mg^{-1}$ św.m. – cumulated $m^3 \cdot Mg^{-1}$ f.m. |                            |                            |                           |
| Pieczarki pozaklasowe<br>Champignon              | 19,11 ±1,88 <sup>b*</sup>   | 36,21 ±3,13 <sup>a</sup>   | 20,24 ±0,32 <sup>b</sup>   | 35,58 ±0,56 <sup>b</sup>  |
| Miks owocowo-warzywny<br>Fruit and vegetable mix | 42,59 ±2,00 <sup>f</sup>  | 77,61 ±2,36 <sup>de</sup>  | 50,29 ±0,38 <sup>f</sup>   | 90,09 ±0,60 <sup>g</sup>  |
| Sok pomidorowy<br>Tomato juice                   | 14,98 ±0,10 <sup>a</sup>  | 32,97 ±0,26 <sup>a</sup>   | 14,92 ±0,06 <sup>a</sup>   | 33,33 ±0,25 <sup>a</sup>  |
| Sok marchwiowy<br>Carrot juice                   | 28,51 ±0,53 <sup>c</sup>  | 55,78 ±0,81 <sup>b</sup>   | 27,73 ±0,75 <sup>c</sup>   | 64,89 ±1,06 <sup>d</sup>  |
| Miks warzywny<br>Vegetable mix                   | 29,70 ±0,41 <sup>c</sup>  | 60,40 ±0,96 <sup>bc</sup>  | 29,85 ±0,11 <sup>cd</sup>  | 66,21 ±1,49 <sup>d</sup>  |
| Miks owocowy<br>Fruit mix                        | 35,98 ±2,01 <sup>cd</sup>   | 82,78 ±5,65 <sup>e</sup>   | 32,98 ±1,61 <sup>e</sup>   | 83,39 ±1,14 <sup>f</sup>  |
| Odpady targowe<br>Market waste                   | 32,39 ±1,15 <sup>cd</sup>   | 65,02 ±1,20 <sup>c</sup>   | 29,58 ±0,53 <sup>c</sup>   | 63,19 ±0,79 <sup>c</sup>  |
| Odpady kuchenne<br>Kitchen waste                 | 36,58 ±1,01 <sup>e</sup>  | 73,57 ±1,11 <sup>d</sup>   | 31,80 ±0,10 <sup>de</sup>  | 72,92 ±1,46 <sup>e</sup>  |
| Chleb<br>Bread                                   | 241,86 ±4,37 <sup>g</sup>   | 531,65 ±11,98 <sup>f</sup> | –                          | –                         |
| Drożdżówki<br>Buns                               | 262,52 ±3,73 <sup>h</sup>   | 548,27 ±5,24 <sup>g</sup>  | 311,21 ±3,01 <sup>g</sup>  | 565,90 ±0,55 <sup>h</sup> |
| Średnia ±SD<br>Average                           | 74,42 ±87,92  | 156,42 ±192,41             | 54,86 ±89,81               | 107,55 ±158,67            |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.

Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.

Wydajność biogazową i metanową w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę odpadów z przemysłu rolnego przedstawiono w tabeli 11. Z danych wynika, że w warunkach fermentacji mezofilowej najwyższą wydajnością biogazową charakteryzował się chleb ( $847,77 m^3 \cdot Mg^{-1}$  s.m.), a najniższą pieczarki ( $520,44 m^3 \cdot Mg^{-1}$  s.m.). Natomiast w warunkach termofilowych odpowiednio drożdżówki

**Tabela 11.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów z przemysłu rolnego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę

**Table 11.** Biogas and methane efficiency of agricultural waste obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for total solids

| Substrat<br>Substrate                            | Fermentacja – Anaerobic digestion   |                                  |                                 |                                 |
|--|---|----------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
|  | mezofilowa – mesophilic   |                                  | termofilowa – thermophilic      |                                 |
|  | metan<br>methane  | biogas<br>biogas                 | metan<br>methane                | biogas<br>biogas                |
|  | skumulowany $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ s.m. – cumulated $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ t.s. |                                  |                                 |                                 |
| Pieczarki pozaklasowe<br>Champignon              | 274,49 $\pm$ 27,12 <sup>a*</sup>  | 520,44 $\pm$ 44,94 <sup>a</sup>  | 290,75 $\pm$ 4,66 <sup>bc</sup> | 511,24 $\pm$ 8,31 <sup>a</sup>  |
| Miks owocowo-warzywny<br>Fruit and vegetable mix | 322,60 $\pm$ 15,18 <sup>bc</sup>  | 587,84 $\pm$ 17,85 <sup>b</sup>  | 380,86 $\pm$ 2,87 <sup>e</sup>  | 682,28 $\pm$ 4,61 <sup>cd</sup> |
| Sok pomidorowy<br>Tomato juice                   | 302,21 $\pm$ 2,11 <sup>b</sup>  | 665,34 $\pm$ 5,36 <sup>cd</sup>  | 301,15 $\pm$ 1,23 <sup>c</sup>  | 672,54 $\pm$ 5,03 <sup>c</sup>  |
| Sok marchwiowy<br>Carrot juice                   | 327,51 $\pm$ 6,05 <sup>c</sup>  | 640,78 $\pm$ 9,29 <sup>c</sup>   | 318,54 $\pm$ 8,62 <sup>d</sup>  | 745,39 $\pm$ 12,18 <sup>e</sup> |
| Miks warzywny<br>Vegetable mix                   | 310,44 $\pm$ 4,32 <sup>bc</sup>   | 631,28 $\pm$ 10,04 <sup>c</sup>  | 312,04 $\pm$ 1,16 <sup>d</sup>  | 691,96 $\pm$ 15,58 <sup>d</sup> |
| Miks owocowy<br>Fruit mix                        | 301,70 $\pm$ 16,82 <sup>b</sup>   | 694,04 $\pm$ 47,37 <sup>d</sup>  | 276,51 $\pm$ 13,51 <sup>a</sup> | 699,14 $\pm$ 9,58 <sup>d</sup>  |
| Odpady targowe<br>Market waste                   | 326,68 $\pm$ 11,65 <sup>c</sup>   | 655,83 $\pm$ 12,14 <sup>cd</sup> | 298,34 $\pm$ 5,37 <sup>c</sup>  | 637,37 $\pm$ 7,98 <sup>b</sup>  |
| Odpady kuchenne<br>Kitchen waste                 | 324,39 $\pm$ 9,41 <sup>bc</sup>   | 652,41 $\pm$ 9,82 <sup>cd</sup>  | 282,01 $\pm$ 0,88 <sup>ab</sup> | 646,62 $\pm$ 12,98 <sup>b</sup> |
| Chleb<br>Bread                                   | 385,66 $\pm$ 6,97 <sup>d</sup>  | 847,77 $\pm$ 19,12 <sup>f</sup>  | –                               | –                               |
| Drożdżówki<br>Buns                               | 374,24 $\pm$ 6,15 <sup>d</sup>  | 781,59 $\pm$ 7,47 <sup>e</sup>   | 443,65 $\pm$ 4,39 <sup>f</sup>  | 806,72 $\pm$ 0,78 <sup>f</sup>  |
| Średnia $\pm$ SD<br>Average                      | 325,00 $\pm$ 31,53  | 667,73 $\pm$ 87,51               | 322,65 $\pm$ 51,65              | 667,02 $\pm$ 76,18              |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.

Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.

(806,72  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.) i pieczarki (511,24  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.). W przypadku metanu warunki fermentacji miały wpływ na zróżnicowane zachowanie się substratów. W warunkach mezofilowych największą wydajność miał chleb (385,66  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.), najniższą pieczarki (274,49  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.), a w warunkach termofilowych dotyczyło to również drożdżówek (443,65  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.) oraz miksów owocowych (276,51  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.).

Podobnie jak w przypadku świeżej masy, również przy suchej masie odnotowano istotne różnice między substratami w wydajności biogazowej i metanowej. Z analizy wynika, że w przypadku biogazu w warunkach mezofilowych sok marchwiowy i miks warzywny miały podobną wydajność, tzn. różnice ilościowe biogazu nie były istotnie zróżnicowane (c), i podobnie między sokiem pomidorowym, odpadami targowymi i kuchennymi (cd). Natomiast w warunkach termofilowych brak statystycznie istotnych różnic zanotowano między ilością biogazu wyprodukowanego z miks warzywnego i owocowego (d) oraz między odpadami targowymi i kuchennymi (b). Również w przypadku wydajności biogazowej wyrażonej w s.m. stwierdzono istotnie dodatnią zależność korelacyjną z % s.m. substratów, ale na niższym poziomie istotności niż w przypadku substratów rolnych ( $r^2 = 0,687$  do  $0,884$ ).

Ważnym parametrem przeliczeniowym wydajności biogazowej jest również sucha masa organiczna (s.m.o.), którą uwzględniono w obliczeniach przedstawionych w tabeli 12. Skumulowana zawartość metanu w przeliczeniu na s.m.o. w warunkach mezofilowych wahała się w przedziale od  $309,00 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  dla pieczarek do  $395,42 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  dla chleba (tab. 12). Natomiast skumulowana zawartość biogazu wahała się od  $585,55 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o. dla pieczarek do  $869,20 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o. dla chleba.

W warunkach termofilowych skumulowana zawartość biogazu w przeliczeniu na suchą masę organiczną wahała się od  $575,31 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o. dla pieczarek do  $838,55 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o. dla soku pomidorowego. Z kolei skumulowana zawartość metanu w przeliczeniu na suchą masę organiczną w warunkach termofilowych wahała się od  $285,65 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  dla miks owocowego do  $448,67 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  dla drożdżówek (tab. 12). Przeliczenie wydajności biogazowej na s.m.o. ujawniło nieco mniejsze zróżnicowania ilościowe między substratami, czego wyrazem jest m.in. większa ilość wyników zgrupowana w grupach jednorodnych wskazujących na nieistotność różnic.

Z analizy danych (tab. 12) wynika, że w warunkach mezofilowych różnice ilościowe pozyskanego metanu wyrażonego w s.m.o., np. między miksem owocowo-warzywnym, odpadami z targowisk i kuchennych były nieistotne (b), podobnie jak między sokiem pomidorowym, chlebem i drożdżówkami (c). Z kolei dla biogazu nieistotność taką wykazano dla miks owocowego i odpadów targowych oraz miks warzywnego i odpadów kuchennych. W warunkach termofilowych fermentacji nastąpiło zwiększenie istotności różnic między substratami dla metanu i w mniejszym stopniu dla biogazu.

Oceniając wydajność biogazową, należałoby określić również niektóre współzależności między uzyskanymi danymi. Otóż wykazano, że mimo zróżnicowanych ilości wyprodukowanego metanu z poszczególnych substratów, w ogólności zależały one również od wydajności biogazów czy, jak wspomniano wcześniej, od zawartości suchej masy w substratach.

**Tabela 12.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów z przemysłu rolnego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę organiczną  
**Table 12.** Biogas and methane efficiency of agricultural waste obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for volatile total solids

| Substrat<br>Substrate                            | Fermentacja – Anaerobic digestion   |                             |                            |                            |
|--|---|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|  | mezofilowa – mesophilic   |                             | termofilowa – thermophilic |                            |
|  | metan<br>methane  | biogas<br>biogas            | metan<br>methane           | biogas<br>biogas           |
|  | skumulowany; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> s.m.o. – cumulated; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> v.t.s. |                             |                            |                            |
| Pieczarki pozaklasowe<br>Champignon              | 309,00 ±30,52 <sup>a</sup>  | 585,55 ±50,58 <sup>a</sup>  | 327,31 ±5,25 <sup>cd</sup> | 575,31 ±9,07 <sup>a</sup>  |
| Miks owocowo-warzywny<br>Fruit and vegetable mix | 344,97 ±16,24 <sup>b</sup>  | 628,57 ±19,09 <sup>b</sup>  | 407,26 ±3,08 <sup>f</sup>  | 729,61 ±4,9 <sup>c</sup>   |
| Sok pomidorowy<br>Tomato juice                   | 376,81 ±2,63 <sup>c</sup>   | 829,58 ±6,68 <sup>ef</sup>  | 375,48 ±1,54 <sup>e</sup>  | 838,55 ±6,28 <sup>g</sup>  |
| Sok marchwiowy<br>Carrot juice                   | 337,62 ±6,24 <sup>f</sup>   | 660,56 ±9,58 <sup>bc</sup>  | 328,37 ±8,89 <sup>cd</sup> | 768,40 ±12,55 <sup>e</sup> |
| Miks warzywny<br>Vegetable mix                   | 335,82 ±4,67 <sup>b</sup>   | 682,87 ±10,85 <sup>cd</sup> | 337,55 ±1,25 <sup>d</sup>  | 748,57 ±17,56 <sup>d</sup> |
| Miks owocowy<br>Fruit mix                        | 311,67 ±17,38 <sup>a</sup>  | 716,97 ±48,94 <sup>d</sup>  | 285,65 ±13,96 <sup>a</sup> | 722,23 ±9,89 <sup>c</sup>  |
| Odpady targowe<br>Market waste                   | 352,99 ±12,59 <sup>b</sup>  | 708,66 ±13,12 <sup>d</sup>  | 322,37 ±5,81 <sup>c</sup>  | 688,72 ±8,63 <sup>b</sup>  |
| Odpady kuchenne<br>Kitchen waste                 | 348,21 ±10,10 <sup>b</sup>  | 700,30 ±10,54 <sup>cd</sup> | 302,71 ±0,94 <sup>b</sup>  | 694,10 ±13,90 <sup>b</sup> |
| Chleb<br>Bread                                   | 395,42 ±7,15 <sup>c</sup>   | 869,20 ±19,58 <sup>f</sup>  | –                          | –                          |
| Drożdżówki<br>Buns                               | 378,47 ±5,38 <sup>c</sup>   | 790,43 ±7,56 <sup>c</sup>   | 448,67 ±4,44 <sup>g</sup>  | 815,84 ±0,79 <sup>f</sup>  |
| Średnia ± SD<br>Average                          | 349,1 ±26,69  | 717,27 ±84,28               | 348,37 ±49,35              | 731,25 ±72,98              |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.  
 Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.

Z analizy wykonanej w odniesieniu do odpadów z produkcji rolnej wynika, że najwyższa zależność korelacyjna między wydajnością biogazów a metanem miała miejsce w przeliczeniach wydajności w świeżej masie. Dla warunków mezofilowych zależność tę wyrażało równanie w postaci:

$$y = 1,846 + 0,464x; r^2 = 0,998 \quad (27),$$

a dla warunków termofilowych:

$$y = -5,8899 + 0,559x; r^2 = 0,996 \quad (28).$$

Oznacza to, że w obu przypadkach wydajność skumulowana metanu przeliczona na świeżą masę substratów w ponad 99% zależała od wydajności ogólnej biogazów.

### Odpady z przetwórstwa rolno-spożywczego

Odpady pochodzące z przetwórstwa rolno-spożywczego charakteryzowały się dużym zróżnicowaniem w procentowej zawartości metanu w biogazie. Najniższą procentową zawartość metanu stwierdzono w fusach kawowych. W warunkach mezofilowych stanowił on 51,95%, a w termofilowych 54,31%. Najwyższą wartością badanego parametru charakteryzował się z kolei odpad z przyzakładowej oczyszczalni ścieków. Procentowy udział metanu w warunkach mezofilowych dla badanego substratu wyniósł 72,66%, a w warunkach termofilowych 74,97%.

Odpady z przetwórstwa rolno-spożywczego poddane fermentacji w warunkach mezofilowych charakteryzowała skumulowana zawartość biogazu w przeliczeniu na świeżą masę od 119,42 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> (wysłodziny browarniane) do 503,28 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup>

**Tabela 13.** Procentowa zawartość metanu w biogazie dla odpadach z przetwórstwa rolno-spożywczego

**Table 13.** The content of methane (%) in biogas determined for waste from agri-food processing

| Substrat<br>Substrate  | Udział metanu (%) – Methane content (%)           |   |
|--|---|---|
|  | fermentacja mezofilowa<br>mesophilic fermentation | fermentacja termofilowa<br>termophilic fermentation |
| Fusy kawowe<br>Spent coffee grains   | 51,95   | 54,31   |
| Wysłodziny browarniane<br>Spent brewer's grain   | 59,55   | 58,80   |
| Plewy<br>Chaff   | 53,45   | 59,89   |
| Śruta<br>Middlings   | 56,23   | 57,60   |
| Odpad z przyzakładowej oczyszczalni ścieków<br>Waste from sewage treatment plant               | 72,66   | 74,97   |
| Węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju<br>Activated charcoal after oil cleaning process | 69,17   | 71,85   |

**Tabela 14.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów z przemysłu rolno-spożywczego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na świeżą masę

**Table 14.** Biogas and methane efficiency of waste from agri-food processing obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for a fresh mass

| Substrat<br>Substrate  | Fermentacja – Anaerobic digestion  |                           |                            |                            |
|--|--|---------------------------|----------------------------|----------------------------|
|  | mezofilowa – mesophilic  |                           | termofilowa – mermophilic  |                            |
|  | metan<br>methane   | biogaz<br>biogas          | metan<br>methane           | biogaz<br>biogas           |
|  | skumulowany; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ św.m. – cumulated; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ f.m. |                           |                            |                            |
| Fusy kawowe<br>Spent coffee grains   | 123,35 ±4,48 <sup>b</sup>  | 237,47 ±4,53 <sup>c</sup> | 143,98 ±3,31 <sup>b</sup>  | 265,13 ±12,75 <sup>b</sup> |
| Wysłodziny browarniane<br>Spent brewer's grain   | 71,11 ±2,15 <sup>a</sup>   | 119,42 ±2,28 <sup>a</sup> | 78,55 ±0,29 <sup>a</sup>   | 133,59 ±0,66 <sup>a</sup>  |
| Plewy<br>Chaff   | 196,30 ±1,60 <sup>c</sup>  | 367,27 ±6,77 <sup>c</sup> | 173,83 ±1,97 <sup>c</sup>  | 290,25 ±6,95 <sup>b</sup>  |
| Śruta<br>Middlings   | 178,87 ±4,88 <sup>d</sup>  | 318,11 ±4,20 <sup>d</sup> | 222,06 ±7,20 <sup>d</sup>  | 385,56 ±9,06 <sup>c</sup>  |
| Odpad z przykładowej<br>oczyszczalni ścieków<br>Waste from sewage treat-<br>ment plants                | 145,26 ±2,36 <sup>c</sup>  | 199,92 ±3,71 <sup>b</sup> | 90,81 ±1,26 <sup>a</sup>   | 121,13 ±2,09 <sup>a</sup>  |
| Węgiel aktywny po proce-<br>sie oczyszczania oleju<br>Activated charcoal after<br>oil cleaning process | 348,11 ±5,80 <sup>f</sup>  | 503,28 ±8,12 <sup>f</sup> | 441,40 ±34,13 <sup>c</sup> | 614,35 ±52,93 <sup>d</sup> |
| Średnia ± SD<br>Average  | 177,18 ±86,36  | 290,91 ±123,97            | 191,77 ±121,69             | 301,67 ±166,89             |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.

Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.

(węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju). Natomiast skumulowana zawartość metanu w tych samych warunkach wahała się od 71,11  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (wysłodziny browarniane) do 348,11  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju) (tab. 14). Z kolei w warunkach termofilowych skumulowana zawartość biogazu w przeliczeniu na świeżą masę wynosiła od 121,13  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (odpad z przykładowej oczyszczalni ścieków) do 614,35  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju). W przeliczeniu na świeżą masę dla warunków termofilowych, wartości te wahały się od 78,55  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (wysłodziny browarniane) do 441,40  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju) (tab. 14). Wydajności te na ogół były istotnie

zróznicowane między substratami, na co wskazują grupy jednorodne, szczególnie w warunkach mezofilowych. W przypadku różnic wydajności w warunkach termofilowych nie stwierdzono z kolei statystycznej istotności między danymi dla wysłodzin i odpadów z przykładowej oczyszczalni (a). Wszystkie pozostałe wydajności biogazowe i metanowe były już istotnie zróznicowane.

Wydajność biogazowa i metanowa w warunkach mezofilowych i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę dla odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego przedstawiono w tabeli 15. Z danych wynika, że odpady te w warunkach mezofilowych charakteryzowały się skumulowaną zawartością biogazu od  $368,23 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. (śruta zbożowa) do  $608,94 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. (odpad z przykładowej oczyszczalni ścieków). Z kolei skumulowana zawartość metanu w dla tych samych warunków wahała się od  $207,05 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. (śruta zbożowa) do  $442,25 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. (odpad z przykładowej oczyszczalni ścieków) (tab. 15).

Z kolei w warunkach termofilowych skumulowana zawartość biogazu w przeliczeniu na suchą masę była zróznicowana w odniesieniu do wartości uzyskanych w warunkach mezofilowych procesu, wynosząc od  $329,09 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. dla plew do  $636,17 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. dla fusów kawowych. Podkreślić należy, że w przypadku plew i odpadu z przykładowej oczyszczalni skumulowana zawartość biogazu w warunkach termofilowych była mniejsza w porównaniu do zawartości wykazanej w warunkach mezofilowych. To samo zjawisko miało miejsce w przypadku metanu. Skumulowana zawartość metanu w przeliczeniu na suchą masę w warunkach termofilowych wahała się od  $197,12 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (plewy) do  $441,80 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju) (tab. 15).

Podobnie jak w przypadku odpadów rolnych, również i dla odpadów przemysłu rolno-spożywczego stwierdzono, że wydajność metanowa w przeliczeniu na świeżą masę najlepiej korelowała istotnie dodatnio z wydajnością biogazową. W warunkach mezofilowych zależność ta miała formułę:

$$y = -17,720 + 0,669x; r^2 = 0,925 \quad (29),$$

a dla warunków termofilowych:

$$y = -24,489 + 0,717x; r^2 = 0,966 \quad (30).$$

Wydajność biogazowa, w tym i metanowa, przeliczona na suchą masę odbiegała pod względem istotności różnic między substratami. W przypadku metanu w warunkach mezofilowych i termofilowych jego ilości z fusów kawowych i wysłodzin były na podobnym poziomie bez istotnie statystycznie różnic (c). W warunkach termofilowych różnice stwierdzono dla metanu między śrutą i odpadami z przykładowej oczyszczalni (b), jak również dla biogazu z fusów kawowych i węgla aktywnego (d) oraz plew i odpadu z oczyszczalni (a). Poza tym, w przypadku biogazu brak istotnych



**Tabela 15.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę  
**Table 15.** Biogas and methane efficiency of waste from agri-food processing obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for total solids

| Substrat<br>Substrate  | Fermentacja – Anaerobic digestion   |                            |                            |                            |
|--|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|  | mezofilowa – mesophilic   |                            | termofilowa – thermophilic |                            |
|  | metan<br>methane  | biogaz<br>biogas           | metan<br>methane           | biogaz<br>biogas           |
|  | skumulowany; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> s.m. – cumulated; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> t.s. |                            |                            |                            |
| Fusy kawowe<br>Spent coffee grains   | 296,00 ±10,76 <sup>c</sup>  | 569,82 ±10,89 <sup>d</sup> | 345,50 ±7,94 <sup>c</sup>  | 636,17 ±30,63 <sup>d</sup> |
| Wysłodziny browarniane<br>Spent brewer's grain   | 295,65 ±8,94 <sup>c</sup>   | 496,49 ±9,50 <sup>c</sup>  | 326,57 ±1,21 <sup>c</sup>  | 555,27 ±2,62 <sup>c</sup>  |
| Plewy<br>Chaff   | 222,60 ±2,01 <sup>b</sup>   | 416,46 ±7,68 <sup>b</sup>  | 197,12 ±2,23 <sup>a</sup>  | 329,09 ±7,85 <sup>a</sup>  |
| Śruta<br>Middlings   | 207,05 ±5,64 <sup>a</sup>   | 368,23 ±4,86 <sup>a</sup>  | 257,05 ±8,34 <sup>b</sup>  | 446,31 ±10,49 <sup>b</sup> |
| Odpad z przykładowej<br>oczyszczalni ścieków<br>Waste from sewage treat-<br>ment plants                | 442,45 ±8,31 <sup>c</sup>   | 608,94 ±11,30 <sup>e</sup> | 276,59 ±3,85 <sup>b</sup>  | 368,95 ±6,36 <sup>a</sup>  |
| Węgiel aktywny po proce-<br>sie oczyszczania oleju<br>Activated charcoal after<br>oil cleaning process | 348,43 ±5,81 <sup>d</sup>   | 503,74 ±8,13 <sup>c</sup>  | 441,80 ±34,16 <sup>d</sup> | 614,91 ±52,98 <sup>d</sup> |
| Średnia ± SD<br>Average  | 302,03 ±78,82   | 493,94 ±82,55              | 307,44 ±76,95              | 516,35 ±114,5              |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.  
 Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.

różnic wykazano dla plew i odpadu z oczyszczalni (a) oraz fusów kawowych i węgla aktywnego (d).

W praktyce biogazowej ważnym parametrem jest również sucha masa organiczna (s.m.o.), w stosunku do której przelicza się skumulowane zawartości gazów. Stwierdzono, że w warunkach mezofilowych fermentacji metanowej, najniższą skumulowaną zawartość metanu (227,99 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m.o.) oraz biogazu (405,47 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m.o.) charakteryzowała się śruta, a najwyższe wartości obu gazów stwierdzono w odpadzie z przykładowej oczyszczalni ścieków. Dla biogazu było to 730,58 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup>, a dla metanu 530,84 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup>. W warunkach termofilowych najniższą skumulowaną

**Tabela 16.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę organiczną  
**Table 16.** Biogas and methane efficiency of waste from agri-food processing obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for volatile total solids

| Substrat<br>Substrate  | Fermentacja – Anaerobic digestion   |                            |                            |                            |
|--|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|  | mezofilowa – mesophilic   |                            | termofilowa – thermophilic |                            |
|  | metan<br>methane  | biogaz<br>biogas           | metan<br>methane           | biogaz<br>biogaas          |
|  | skumulowany; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ s.m.o. – cumulated; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ v.t.s. |                            |                            |                            |
| Fusy kawowe<br>Spent coffee grains   | 302,99 ±11,01 <sup>c</sup>  | 583,29 ±11,14 <sup>e</sup> | 353,66 ±8,12 <sup>c</sup>  | 651,22 ±31,32 <sup>e</sup> |
| Wysłodziny browarniane<br>Spent brewer's grain   | 308,31 ±9,32 <sup>c</sup>   | 517,76 ±9,90 <sup>c</sup>  | 340,55 ±1,26 <sup>c</sup>  | 579,19 ±2,85 <sup>d</sup>  |
| Plewy<br>Chaff   | 248,54 ±2,03 <sup>b</sup>   | 465,00 ±8,57 <sup>b</sup>  | 220,09 ±2,49 <sup>a</sup>  | 367,48 ±8,80 <sup>a</sup>  |
| Śruta<br>Middlings   | 227,99 ±6,22 <sup>a</sup>   | 405,47 ±5,35 <sup>a</sup>  | 283,05 ±9,18 <sup>b</sup>  | 491,44 ±11,55 <sup>e</sup> |
| Odpad z przyzakładowej<br>oczyszczalni ścieków<br>Waste from sewage treat-<br>ment plants              | 530,84 ±8,63 <sup>c</sup>   | 730,58 ±13,55 <sup>f</sup> | 331,84 ±4,61 <sup>c</sup>  | 442,65 ±7,63 <sup>b</sup>  |
| Węgiel aktywny po proce-<br>sie oczyszczania oleju<br>Activated charcoal after<br>oil cleaning process | 373,79 ±6,23 <sup>d</sup>   | 540,40 ±8,72 <sup>d</sup>  | 473,96 ±36,65 <sup>d</sup> | 659,67 ±56,83 <sup>e</sup> |
| Średnia ± SD<br>Average  | 332,07 ±100,39  | 540,41 ±101,0              | 333,86 ±77,02              | 531,94 ±107,57             |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.  
 Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.

zawartością metanu oraz biogazu w przeliczeniu na suchą masę organiczną charakteryzowały się plewy. Wartości te wyniosły odpowiednio 220,09  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  oraz 367,48  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ . Najwyższe skumulowane wartości metanu oraz biogazu w przeliczeniu na suchą masę organiczną charakteryzowała węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju. Dla biogazu było to 659,67  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ , a dla metanu 473,96  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ .

Nieco inaczej zareagowały odpady z przetwórstwa rolno-spożywczego, fermentowane w warunkach termofilowych, bowiem najniższą skumulowaną zawartością metanu (220,09  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o.) oraz biogazu (367,48  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o.) charakteryzowały się plewy. Natomiast najwyższe zawartości metanu (473,96  $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m.o.)

oraz biogazu ( $659,67 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ s.m.o.}$ ) stwierdzono dla węgla aktywnego po procesie oczyszczania oleju.

Podobnie jak w przypadku suchej masy, również i przy s.m.o. różnice w wydajności metanu niezależnie od warunków fermentacji między fusami kawowymi i wysłodzinami były nieistotne (c), przy czym w fermentacji termofilowej dotyczyło to jeszcze odpadu z oczyszczalni ścieków. Wszystkie pozostałe różnice w omawianych wydajnościach były istotnie zróżnicowane.

### Odpady pochodzenia zwierzęcego

Zawartość metanu w biogazie wytworzonego z jogurtu niezależnie od warunków fermentacji była zbliżona i wyniosła 59,64% w warunkach mezofilowych oraz 59,31% w termofilowych. Z kolei dla mięsa odpowiadało to 67,19% oraz 66,71% (tab. 17).

**Tabela 17.** Procentowa zawartość metanu w biogazie dla odpadach pochodzenia zwierzęcego  
**Table 17.** The methane content (%) in biogas from animal waste

| Substrat<br>Substrate       | Udział metanu (%) – Methane content (%)           |  |
|-----------------------------|---|--|
|                             | fermentacja mezofilowa<br>mesophilic fermentation | fermentacja termofilowa<br>thermophilic fermentation |
| Jogurt naturalny<br>Yoghurt | 59,64   | 59,31  |
| Mięso<br>Meat               | 67,19   | 66,71  |

Zdecydowanie większe zróżnicowanie między obu substratami wykazano w wydajności biogazowej i metanowej. W przeliczeniu na świeżą masę wydajność biogazowa jogurtu była na podobnym poziomie, tj. wyniosła  $93,41 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  w warunkach mezofilowych i  $91,05 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  w warunkach termofilowych. Podobnie brak większych różnic zanotowano dla metanu, którego wydajność wyniosła  $55,71 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  oraz  $54,00 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  odpowiednio dla warunków mezofilowych i termofilowych (tab. 18). W przypadku mięsa wydajność biogazowa wyniosła  $323,65 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  dla warunków termofilowych oraz  $274,69 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  dla warunków mezofilowych. Również produkcja metanu z omawianego substratu była kilkakrotnie wyższa, wynosząc  $215,90 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  w warunkach termofilowych i  $184,58 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  w warunkach mezofilowych (tab. 18).

Przeliczając z kolei obie wydajności na suchą masę, wykazano, że w warunkach mezofilowych wystąpiły zdecydowanie mniejsze różnice między oboma odpadami

**Tabela 18.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów pochodzenia zwierzęcego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na świeżą masę

**Table 18.** Biogas and methane efficiency of animal waste obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for a fresh mass

| Substrat<br>Substrate       | Fermentacja mezofilowa<br>Mesophilic fermentation   |                    | Fermentacja termofilowa<br>Thermophilic fermentation |                     |
|-----------------------------|---|--------------------|--|---------------------|
|                             | metan<br>methane  | biogaz<br>biogas   | metan<br>methane                                     | biogaz<br>biogas    |
|                             | skumulowany; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ św.m.<br>cumulated; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ f.m. |                    |  |                     |
| Jogurt naturalny<br>Yoghurt | 55,71 $\pm$ 2,00  | 93,41 $\pm$ 3,49   | 54,00 $\pm$ 1,10                                     | 91,05 $\pm$ 0,64    |
| Mięso<br>Meat               | 184,58 $\pm$ 8,91   | 274,69 $\pm$ 12,04 | 215,90 $\pm$ 6,91                                    | 323,65 $\pm$ 14,24  |
| Średnia $\pm$ SD<br>Average | 120,14 $\pm$ 64,65  | 184,05 $\pm$ 92,93 | 134,95 $\pm$ 81,05                                   | 207,35 $\pm$ 116,60 |

w wydajności biogazowej i metanowej (tab. 19). W przypadku jogurtu produkcja skumulowana biogazu wyniosła  $774,98 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m., dla mięsa  $781,28 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. Z kolei produkcja skumulowana metanu z jogurtu wyniosła  $462,20 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m., a dla mięsa  $524,98 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. Wyniki uzyskane z fermentacji termofilowej były bardziej zróżnicowane, o czym świadczą dane przedstawione w tabeli 19. Wydajność

**Tabela 19.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów pochodzenia zwierzęcego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę

**Table 19.** Biogas and methane efficiency of animal waste obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for total solids

| Substrat<br>Substrate       | Fermentacja mezofilowa<br>Mesophilic fermentation  |                    | Fermentacja termofilowa<br>Thermophilic fermentation |                    |
|-----------------------------|--|--------------------|--|--------------------|
|                             | metan<br>methane   | biogaz<br>biogas   | metan<br>methane                                     | biogaz<br>biogas   |
|                             | skumulowany; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ s.m.<br>cumulated; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ t.s. |                    |  |                    |
| Jogurt naturalny<br>Yoghurt | 462,20 $\pm$ 16,63   | 774,98 $\pm$ 28,93 | 448,06 $\pm$ 9,14                                    | 755,44 $\pm$ 5,29  |
| Mięso<br>Meat               | 524,98 $\pm$ 25,33   | 781,28 $\pm$ 34,25 | 614,07 $\pm$ 19,66                                   | 920,55 $\pm$ 40,52 |
| Średnia $\pm$ SD<br>Average | 493,59 $\pm$ 35,94   | 778,12 $\pm$ 26,08 | 534,07 $\pm$ 83,94                                   | 837,10 $\pm$ 85,86 |

biogazowa dla mięsa wycofanego ze sprzedaży wyniosła  $920,55 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m., a metanowa  $614,07 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. Dla jogurtu skumulowana produkcja metanu wyniosła  $448,06 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m., a biogazu  $755,44 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  s.m. Przyjmując przedstawione wyniki, okazało się, że udział metanu był o około 7% większy dla mięsa niezależnie od warunków fermentacji. Warunki te nie miały również wpływu na udział metanu dla każdego z substratów.

**Tabela 20.** Wydajność biogazowa i metanowa odpadów pochodzenia zwierzęcego uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę organiczną

**Table 20.** Biogas and methane efficiency of animal waste obtained in meso- and thermophilic conditions calculated for volatile total solids

| Substrat<br>Substrate       | Fermentacja mezofilowa<br>Mesophilic fermentation  |                  | Fermentacja termofilowa<br>Thermophilic fermentation |                  |
|-----------------------------|--|------------------|--|------------------|
|                             | metan<br>methane   | biogaz<br>biogas | metan<br>methane                                     | biogaz<br>biogas |
|                             | skumulowany; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ s.m.o.<br>cumulated; $\text{m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ v.t.s. |                  |  |                  |
| Jogurt naturalny<br>Yoghurt | 496,32 ±17,86  | 832,18 ±31,07    | 481,13 ±9,81   | 811,20 ±5,68     |
| Mięso<br>Meat               | 538,41 ±25,99  | 801,26 ±35,12    | 629,78 ±20,16  | 944,09 ±41,56    |
| Średnia ± SD<br>Average     | 517,36 ±27,83  | 816,72 ±31,18    | 555,45 ±75,44  | 877,65 ±70,72    |

Podobny układ wyników, jak wyżej omówione, miał miejsce w przypadku przeliczenia wydajności biogazowych na s.m.o. Również tutaj ilości biogazu niezależnie od warunków fermentacji były na zbliżonym poziomie dla poszczególnych odpadów. Jogurt charakteryzował się wydajnością biogazową na poziomie  $832,18 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  dla warunków mezofilowych oraz  $811,20 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  dla termofilowych (tab. 20). Z kolei wydajność metanowa dla omawianego substratu wyniosła odpowiednio  $496,32 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  oraz  $481,13 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  (tab. 20). Natomiast wydajność biogazowa mięsa wyniosła  $801,26 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  dla warunków mezofilowych i  $944,09 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  dla warunków termofilowych. Również i produkcja metanu dla mięsa była wyższa w warunkach termofilowych, wynosząc  $629,78 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  wobec  $538,41 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  w fermentacji mezofilowej, co stanowi blisko 17% wzrost wydajności. Podkreślić należy mniejszą o ok. 4% wydajność biogazową mięsa wobec ilości z jogurtu w warunkach mezofilowych.

## 6.2. Przetwarzanie odpadów z wykorzystaniem owadów *Hermetia illucens*

### 6.2.1. Przetwarzanie odpadów organicznych przez *Hermetia illucens*

W ramach realizacji pracy koniecznym było wyprodukowanie larw HI w stanie świeżym, oraz innych frakcji z nimi związanych. Na terenie UE funkcjonuje tylko kilka przedsiębiorstw zajmujących się przemysłową produkcją owadów, których głównym odbiorcą jest przemysł paszowy. W Polsce jedynym przedstawicielem tej branży jest firma HiProMine S.A. z siedzibą w Robakowie pod Poznaniem, we współpracy z którą wyprodukowano larwy do badań. Na podstawie wykonanych testów wzrostowych opracowano warunki prowadzenia doświadczenia oraz czas jego trwania, który wyniósł 13 dni. Substratem pokarmowym dla larw była mieszanka odpadów pochodzenia roślinnego zebrana w sposób selektywny, a bilans produkcji larw przedstawiono w tabeli 21.

**Tabela 21.** Bilans biokonwersji odpadów organicznych z wykorzystaniem *Hermetia illucens*  
**Table 21.** Balance of organic waste bioconversion for the use of *Hermetia illucens*

| Rodzaj pokarmu<br>Type of feed   | Odpady pochodzenia roślinnego<br>Waste of plant origin |
|--|--|
| Sucha masa pokarmu<br>Total solids od waste                                    | 30%  |
| Masa początkowa larw<br>Initial weight of larvae                               | 1 kg   |
| Masa pokarmu spożyta przez 13 dni<br>Amount of food consumed for 13 days       | 300 kg   |
| Masa końcowa larw<br>Final mass of larvae                                      | 40 kg  |
| Masa odchodów oraz odparowanej wody<br>Mass of excrements and evaporated water | 261 kg   |

### 6.2.2. Separacja larw owadów na tłuszcz i pozostałość ekstrakcyjną

Na podstawie doświadczeń przeprowadzonych w ramach realizacji projektu LIDER stwierdzono, że najefektywniejszą metodą pozyskiwania tłuszczu z HI spośród badanych była ekstrakcja nadkrytyczna z wykorzystaniem CO<sub>2</sub>. Dlatego metoda ta została wykorzystana w procesie separacji larw na tłuszcz i wytloki (tab. 22).

**Tabela 22.** Bilans ekstrakcji nadkrytycznej larw *Hermetia illucens*  
**Table 22.** Balance of supercritical extraction of *Hermetia illucens*

| Parametr – Parameter   | Wartość – Value           |
|--|---------------------------|
| Masa larw w stanie świeżym<br>Fresh mass of larvae                                 | 21 190 (g)                |
| Sucha masa larw<br>Total solids od larvae  | 30,35 (%)                 |
| Masa larw wysuszonych<br>Mass of dried larvae                                      | 6431 (g)                  |
| Masa pozyskanego tłuszczu<br>Mass of the obtained oil                              | 1 569,7 (g) (24,41% s.m.) |
| Masa pozyskanych wyłoków po ekstrakcji<br>Mass of the residue after oil extraction | 4 861,3 (g) (75,59% s.m.) |

### 6.2.3. Fermentacja metanowa owadów i powstałych frakcji

#### 6.2.3.1. Parametry początkowe substratów

W badaniach określono s.m. oraz s.m.o. larw HI<sub>1</sub> i powstałych frakcji zarówno w celu dobrania odpowiedniej proporcji wsadów do reaktorów, jak i dokonania obliczeń związanych z wydajnością substratów. Uzyskane wartości badanych parametrów zaprezentowano w tabeli 23.

**Tabela 23.** Parametry larw *Hermetia illucens* i powstałych frakcji poddanych procesowi fermentacji metanowej

**Table 23.** Parameters of *Hermetia illucens* larvae and obtained fractions used for anaerobic digestion

| Substrat – Substrate   | s.m. (%) – t.s. (%) | s.m.o. (%) – v.t.s. (% t.s.) |
|--|---------------------|------------------------------|
| HI <sub>1</sub> larwy – HI <sub>1</sub> larvae                           | 30,35               | 92,31                        |
| HI <sub>1r</sub> larwy rozdrobnione<br>HI <sub>1r</sub> shredded larvae  | 30,35               | 92,31                        |
| HI <sub>1s</sub> larwy wysuszone<br>HI <sub>1s</sub> dried larvae        | 93,37               | 93,31                        |
| HI <sub>1t</sub> tłuszcz – HI <sub>1t</sub> oil                          | 94,92               | 100,00                       |
| HI <sub>1w</sub> wyłoki<br>HI <sub>1w</sub> residue after oil extraction | 94,71               | 88,90                        |
| HI <sub>1o</sub> odchody<br>HI <sub>1o</sub> larva excrements            | 65,74               | 89,41                        |

Z danych wynika, że zawartość s.m. w analizowanych substratach była zróżnicowana w trzech niejako grupach. Pierwsza dotyczyła larw ( $HI_I$ ) i larw rozdrobnionych ( $HI_{II}$ ), które charakteryzowały się najniższą zawartością s.m. wynoszącą 30,35%. Druga grupa to frakcje z zawartością s.m. od 93,37% s.m. (larwy wysuszone) do 94,92% s.m. (tłuszcz). Trzecia grupa to odchody zawierające 65,74% suchej masy. Można więc powiedzieć, że najwyższą suchą masą charakteryzowały się frakcje otrzymane po ekstrakcji nadkrytycznej larw, czyli tłuszcz oraz wytloki. Wykazane substraty HI charakteryzowały się wysoką zawartością s.m.o. mieszczącą się w przedziale od 88,90% (wytloki po ekstrakcji HI) do 100% w tłuszczu po ekstrakcji (tab. 23).

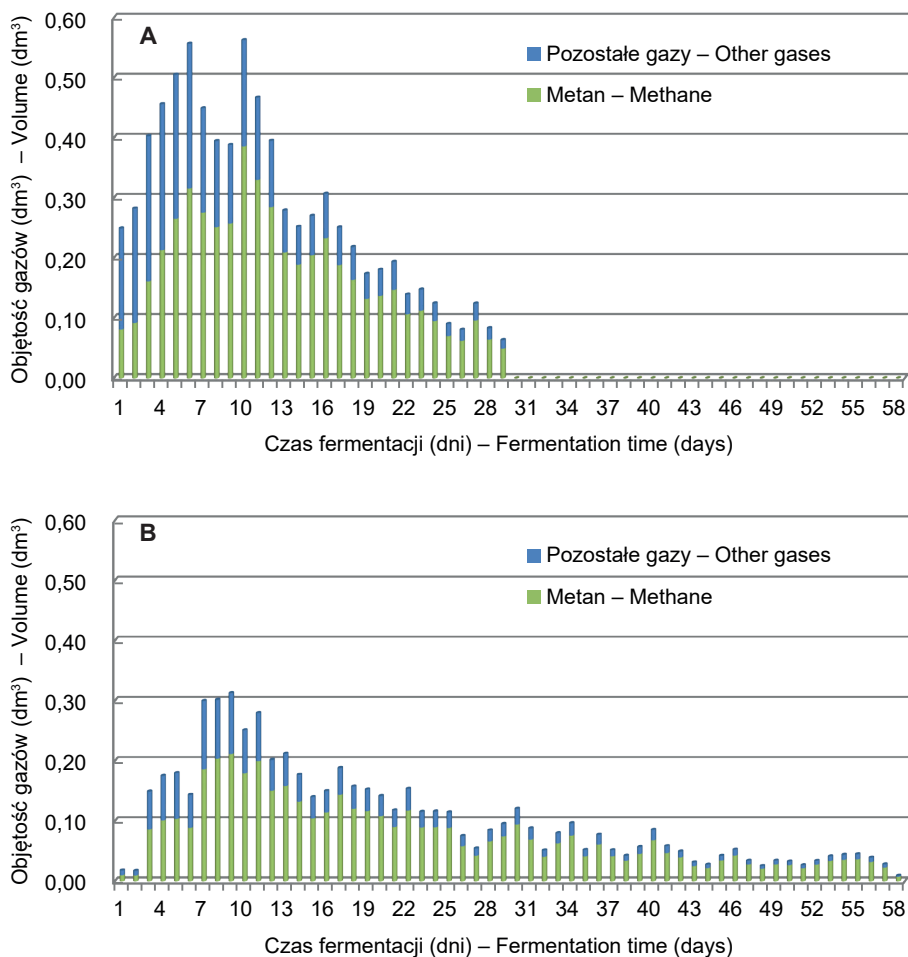
### **6.2.3.2. Dzienna dynamika produkcji biogazu w procesie fermentacji okresowej**

Wykorzystanie całych larw w fermentacji biogazu, w tym i metanu charakteryzowało się całkowicie odmienną dynamiką produkcji biogazu w zależności od warunków fermentacji (ryc. 26). W warunkach mezofilowych od dnia rozpoczęcia doświadczenia nastąpiło bardzo gwałtowne wydzielanie biogazu, ze szczytami wydajności w 6 i 9 dniu z powolnym, lecz krótkotrwałym spadkiem. Jednak zjawisku temu towarzyszył wzrost ilości i udziału metanu w biogazie. Z kolei w warunkach termofilowych nastąpiło wyraźne obniżenie o około połowę wydzielanego biogazu w porównaniu do warunków mezofilowych z jednoczesnym wydłużeniem procesu do 58 dni.

Dane zamieszczone na rycinach 26 i 27 dowodzą z kolei, że bardzo duży wpływ na dzienną produkcję biogazu miało rozdrobnienie larw. Przede wszystkim charakteryzowało się ono większą wydajnością biogazową w porównaniu do całych larw, szczególnie w warunkach mezofilowych, przy maksimum wydajności biogazu w 6 dniu badań wynoszącym  $1,40 \text{ dm}^3$ , przy blisko 71-procentowej zawartości metanu. W przypadku fermentacji termofilowej to maksimum miało miejsce w 4 dniu doświadczenia, osiągając wartość rzędu  $0,90 \text{ dm}^3$ , przy ok. 67-procentowym udziale metanu. W obu przypadkach okres fermentacji trwał 15 dni.

Poza rozdrobnieniem larw, ważnym czynnikiem mającym wpływ na przebieg fermentacji metanowej larw, miało ich wysuszenie (ryc. 28). Uwagę zwracają cztery kwestie. Pierwsza to długi czas fermentacji, trwający w warunkach mezofilowych 50 dni, a w termofilowych 44 dni. Po drugie – podobny przebieg produkcji biogazu ze szczytem ilościowym w 8 i 9 dniu fermentacji, z większą objętością dzienną biogazu w fermentacji mezofilowej ( $0,5 \text{ dm}^3$ ). Trzecia kwestia to duży udział metanu w czasie trwania fermentacji wynoszący do 79%, po czwarte natomiast – niższa dzienna produkcja biogazu zbliżona do wydajności całych larw (ryc. 28).

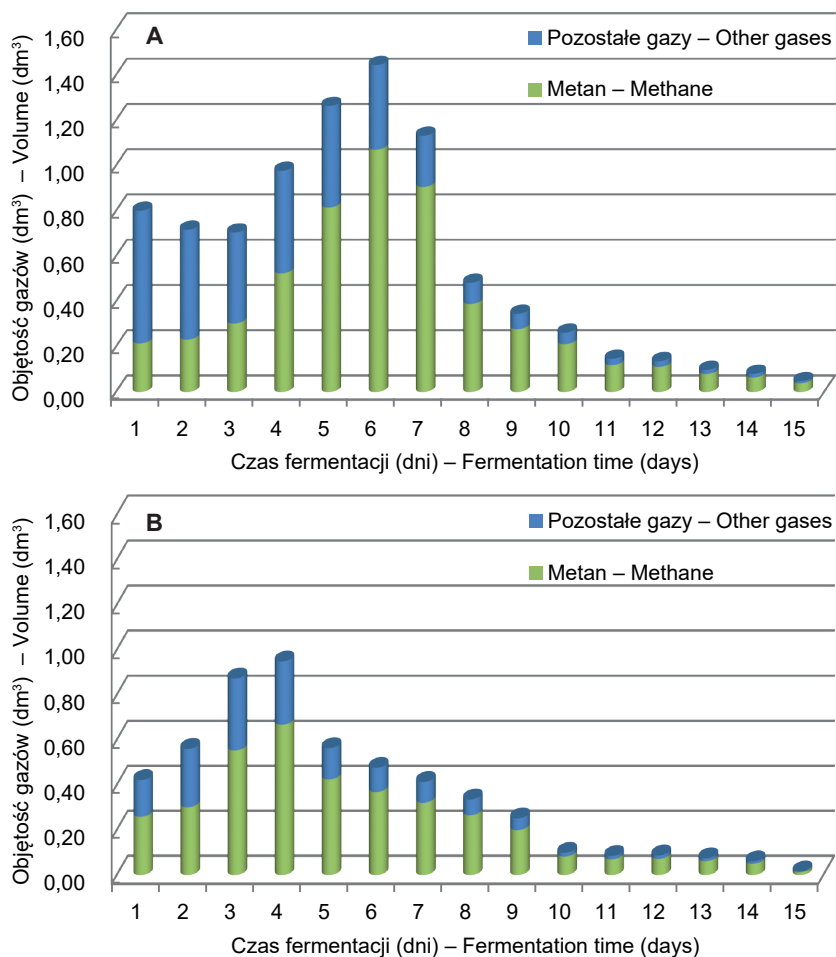




**Ryc. 26.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) larw *Hermetia illucens*

**Fig. 26.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of *Hermetia illucens* larvae

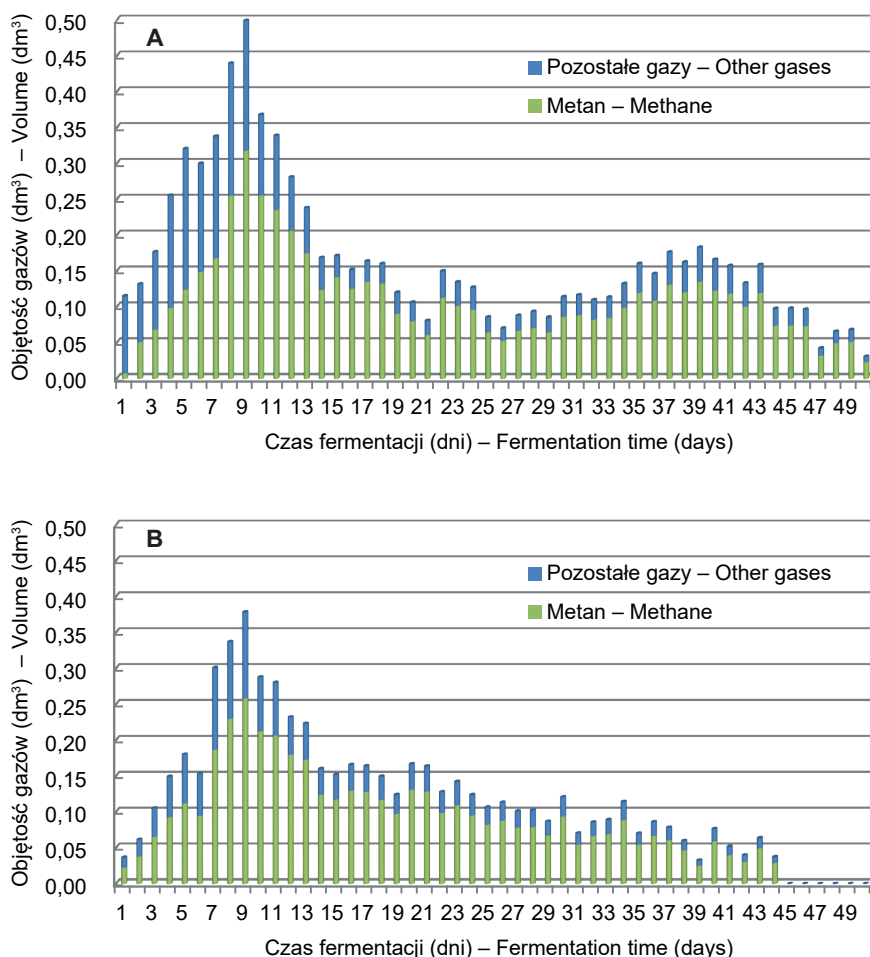
Tłuszcze są istotnym składnikiem substratów poddawanych fermentacji metanowej ze względu na swoje właściwości i wydajność energetyczną. Z tego względu według założenia doświadczenia, w badaniach poddano pozyskane w wyniku ekstrakcji tłuszcze larw HI fermentacji biogazowej. Z analizy danych (ryc. 29) wynika, że bez względu na warunki fermentacji, jej przebieg był odmienny od pozostałych badanych substratów, chociażby przy zróżnicowaniu między mezo- a termofilowymi warunkami. W warunkach mezofilowych fermentacja trwała 33 dni, w termofilowych 26 dni. Jednak uwagę zwraca przede wszystkim przesunięcie czasowe



**Ryc. 27.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B rozdrobionych larw *Hermetia illucens*)

**Fig. 27.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of shredded *Hermetia illucens* larvae

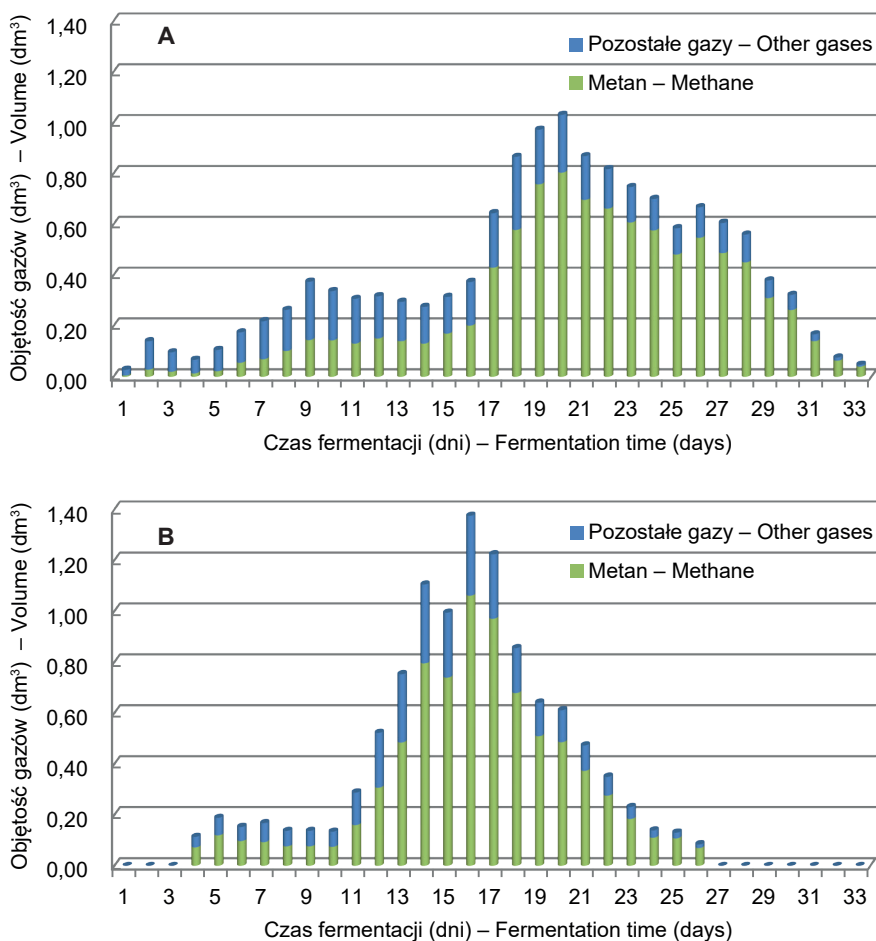
dynamiki produkcji biogazu. W przypadku warunków mezofilowych większa produkcja biogazu nastąpiła dopiero od 17 dnia fermentacji, osiągając maksimum między 19 a 21 dniem procesu, przy największej objętości biogazu ( $1,0 \text{ dm}^3$ ) w 20 dniu procesu. Z kolei w warunkach termofilowych wzrastający trend wytwarzanego biogazu nastąpił już od 12 dnia badań, osiągając maksimum w 16 dniu procesu przy wydajności  $1,38 \text{ dm}^3$  biogazu (ryc. 29). W przypadku tłuszczów zwiększenie temperatury fermentacji przyczyniło się więc do przyspieszenia zwiększonej wydajności biogazu oraz wzrost jego maksymalnej ilości o 38% w porównaniu do warunków mezofilowych.



**Ryc. 28.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) wysuszonych larw *Hermetia illucens*

**Fig. 28.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of dry *Hermetia illucens* larvae

Wytłoki to pozostałość po separacji tłuszczu z larw, które również mogą być jako substrat wykorzystane w biogazowni. W przeprowadzonych badaniach wykazano, że stosunkowo łatwo podlegały one procesowi fermentacji biogazowej, w tym i metanowej, a dynamika produkcji biogazu była odmienna od stwierdzonej w przypadku tłuszczów. W zasadzie w obu warunkach fermentacji jej przebieg był podobny (ryc. 30), ale zróżnicowany czasem trwania. Wspólnym dla obu warunków fermentacji było jej rozpoczęcie w pierwszym dniu doświadczenia. Jednak sumaryczny czas fermentacji w warunkach mezofilowych trwał 19 dni, a w termofilowych 24 dni. Poza tym większa produkcja biogazu występowała do 9 dnia procesu w warunkach mezofilowych,

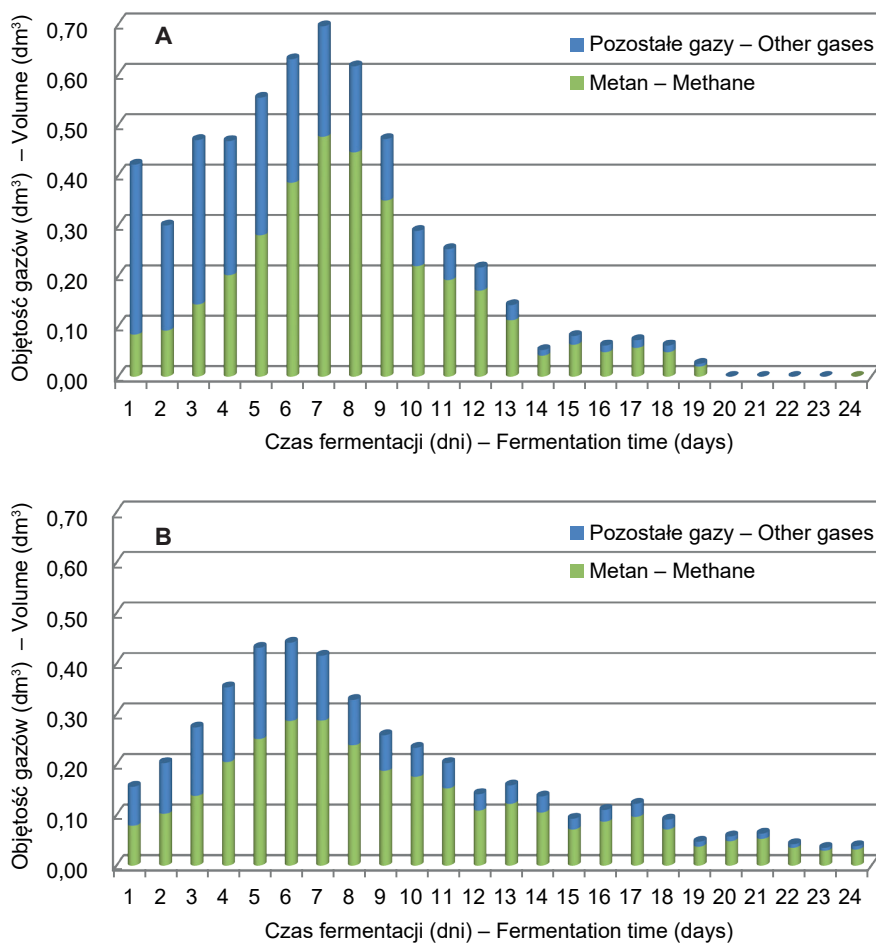


**Ryc. 29.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) tłuszczu *Hermetia illucens*

**Fig. 29.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of *Hermetia illucens* oil

przy maksimum wydajności biogazowej w 7 dni fermentacji ( $0,68 \text{ dm}^3$ ), a w warunkach termofilowych w 5 i 6 dniu, ale na poziomie wydajności  $0,42 \text{ dm}^3$ .

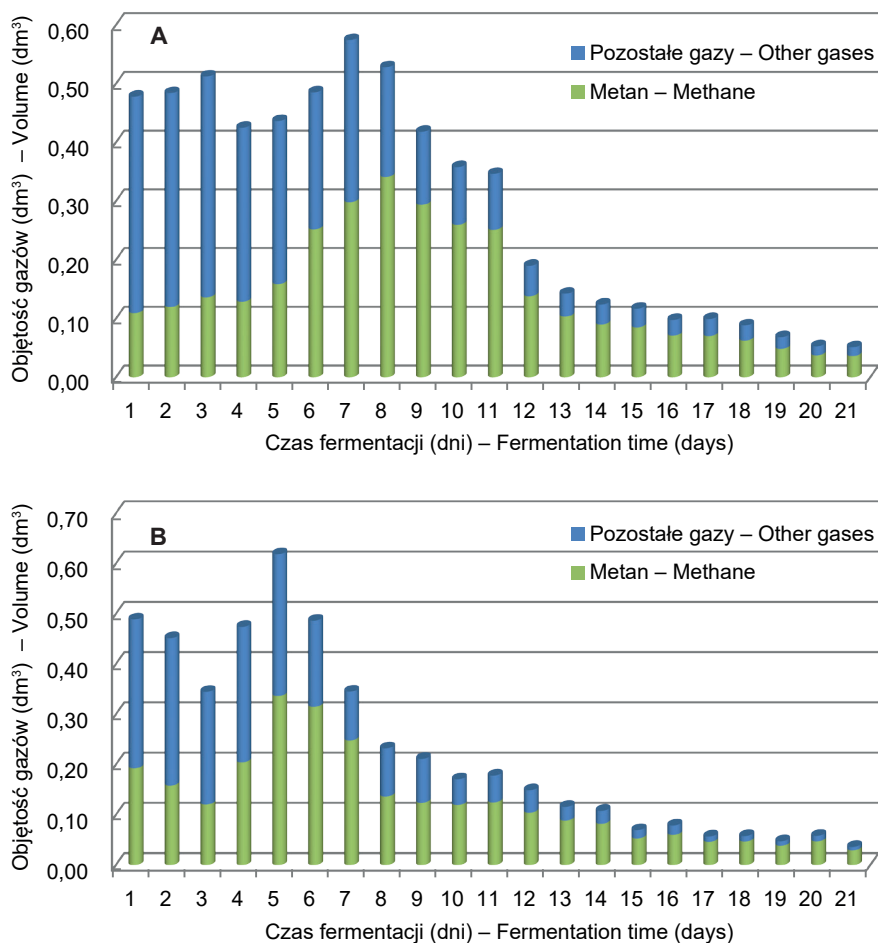
W hodowli larw *Hermetia illucens* produktem odpadowym są ich odchody. Z tego względu w badaniach nad wydajnością biogazową HI uwzględniono zgodnie z założeniem doświadczenia ich ( $HI_o$ ) przydatność pod kątem właściwości biogazowych (ryc. 31). Wykazano, że odchody pod tym względem dorównywały innym frakcjom HI, w szczególności wytlókowi ( $HI_w$ ). Jednocześnie, podobnie jak w przypadku wytlóków (ryc. 30) czy rozdrobnionych larw (ryc. 27), fermentacja niezależnie od warunków nastąpiła już w pierwszym dniu procesu. Podkreślenia wymaga jednak fakt,



**Ryc. 30.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) wyłoków *Hermetia illucens*

**Fig. 30.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of residue after extraction *Hermetia illucens*

że dynamika tego procesu w tymże dniu osiągnęła poziom bliski 0,5 dm<sup>3</sup>. Natomiast w obu wariantach czas trwania fermentacji wynosił 21 dni, przy maksimum produkcji (0,6 dm<sup>3</sup>) w 5 dniu procesu w warunkach termofilowych, a w 7 dniu (0,55 dm<sup>3</sup>) w warunkach mezofilowych (ryc. 31).



**Ryc. 31.** Dynamika dziennej produkcji biogazu w warunkach mezofilowych (A) i termofilowych (B) odchodów *Hermetia illucens*

**Fig. 31.** The dynamics of daily biogas production in mesophilic (A) and thermophilic (B) conditions of residue after *Hermetia illucens* excrement

### 6.2.3.3. Czas odfermentowania substratów

Podobnie jak we wcześniej omówionych substratach, tak i w przypadku larw określono czas potrzebny na odfermentowanie larw HI oraz ich frakcji, a uzyskane dane przedstawiono w tabeli 24.

W analizowanej grupie najkrótszy czas rozkładu prowadzonego w warunkach mezofilowych i termofilowych charakteryzował larwy rozdrobnione ( $HI_{lr}$ ) i wynosił 15 dni. Z kolei najdłuższy czas dotyczył larw wysuszonych ( $HI_{ls}$ ) w warunkach mezofilowych i wyniósł on 50 dni. Z kolei w warunkach termofilowych, najwolniejszy

**Tabela 24.** Czas potrzebny na odfermentowanie badanych larw HI oraz powstałych frakcji  
**Table 24.** Time needed for complete fermentation of HI larvae and obtained fractions

| Substrat<br>Substrate | Dni – Days  |  |
|-----------------------|---|--|
|                       | fermentacja mezofilowa<br>mesophilic fermentation | fermentacja termofilowa<br>thermophilic fermentation |
| HI <sub>l</sub>       | 29  | 58   |
| HI <sub>lr</sub>      | 15  | 15   |
| HI <sub>ls</sub>      | 50  | 44   |
| HI <sub>t</sub>       | 33  | 26   |
| HI <sub>w</sub>       | 19  | 24   |
| HI <sub>o</sub>       | 21  | 21   |

rozkład, a więc i odfermentowanie, stwierdzono dla larw świeżych (HI) – 58 dni oraz larw wysuszonych (HI<sub>w</sub>) – 44 dni (tab. 24).

#### 6.2.3.4. Wyniki skumulowanej wydajności biogazowej

Wyniki procesu fermentacji metanowej wyrażono w przeliczeniu na Mg świeżej i suchej masy oraz suchej materii organicznej. Poza tym jako ważny w praktyce parametr wyrażający procentowy przedstawiono udział metanu w całkowitej objętości wytworzonego biogazu, a otrzymane wyniki zaprezentowano w tabeli 25.

**Tabela 25.** Procentowa zawartość metanu w biogazie dla larw HI oraz powstałych frakcjach  
**Table 25.** The content of methane (%) in biogas from HI larvae and obtained fractions

| Substrat<br>Substrate | Udział metanu (%)<br>Methane content (%)          |  |
|-----------------------|---|--|
|                       | fermentacja mezofilowa<br>mesophilic fermentation | fermentacja termofilowa<br>thermophilic fermentation |
| HI <sub>l</sub>       | 64,27   | 73,33  |
| HI <sub>lr</sub>      | 61,81   | 70,98  |
| HI <sub>ls</sub>      | 65,59   | 72,98  |
| HI <sub>t</sub>       | 68,01   | 73,08  |
| HI <sub>w</sub>       | 56,79   | 65,27  |
| HI <sub>o</sub>       | 49,27   | 54,31  |

Z danych wynika (tab. 25), że trend udziału metanu w biogazie był podobny niezależnie od warunków fermentacji, z wyraźnie mniejszym udziałem w warunkach fermentacji mezofilowej. Udział ten stanowił średnio od 49,27% w odchodach larw do 68,01% w tłuszczu. Natomiast w warunkach termofilowych udział ten wahał się od 54,31% (odchody) do 73,08% w tłuszczu i 73,33% w substracie z samych larw. Z kolei zawartość skumulowana biogazu w przeliczeniu na świeżą masę analizowanej grupy substratów w warunkach mezofilowych wahała się od 198,75 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> dla larw HI do 1164,09 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> dla tłuszczu odseparowanego z larw. Dla metanu wartości te wynosiły od 127,73 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> (larwy) do 791,74 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> (tłuszczu po ekstrakcji) (tab. 26). W warunkach termofilowych skumulowana zawartość biogazu w świeżej masie wahała się od 169,47 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> do 1130,98 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup>, natomiast wydajność metanowa od 124,27 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> św.m. do 826,49 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> św.m. (tab. 26). Ekstremalne zawartości omawianego parametru w warunkach mezofilowych i termofilowych wykazano w tych samych substratach. To znaczy, że najmniejszą wydajnością biogazową charakteryzowały się larwy HI, największą tłuszcz pozyskany z ekstrakcji larw.

W przypadku tłuszczu, uzyskane wydajności zarówno biogazu, jak i metanu były istotnie większe od wydajności pozostałych substratów z larw niezależnie od

**Tabela 26.** Wydajność biogazowa i metanowa larw HI oraz powstałych frakcji uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na świeżą masę

**Table 26.** Biogas and methane efficiency of HI larvae and obtained fractions in meso- and thermophilic conditions calculated for a fresh mass

| Substrat<br>Substrate   | Fermentacja – Anaerobic digestion  |                            |                            |                            |
|-------------------------|--|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|                         | mezofilowa – mesophilic  |                            | termofilowa – thermophilic |                            |
|                         | metan – methane  | biogaz – biogas            | metan – methane            | biogaz – biogas            |
|                         | skumulowany; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> św.m. – cumulated; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> f.m. |                            |                            |                            |
| HI <sub>l</sub>         | 127,73 ±3,26 <sup>a*</sup>   | 198,75 ±4,15 <sup>a</sup>  | 124,51 ±6,78 <sup>a</sup>  | 169,76 ±10,15 <sup>a</sup> |
| HI <sub>lr</sub>        | 128,26 ±2,23 <sup>a</sup>  | 207,53 ±3,87 <sup>a</sup>  | 140,60 ±0,78 <sup>b</sup>  | 198,09 ±1,10 <sup>b</sup>  |
| HI <sub>ls</sub>        | 426,24 ±9,84 <sup>d</sup>  | 656,35 ±22,97 <sup>d</sup> | 399,80 ±17,52 <sup>c</sup> | 547,81 ±23,94 <sup>c</sup> |
| HI <sub>t</sub>         | 791,74 ±4,56 <sup>c</sup>  | 1146,09 ±9,22 <sup>c</sup> | 826,49 ±7,02 <sup>f</sup>  | 1130,98 ±9,04 <sup>f</sup> |
| HI <sub>w</sub>         | 238,39 ±7,36 <sup>c</sup>  | 419,80 ±13,03 <sup>c</sup> | 247,76 ±4,31 <sup>d</sup>  | 388,61 ±10,60 <sup>d</sup> |
| HI <sub>o</sub>         | 147,94 ±1,18 <sup>b</sup>  | 300,24 ±2,91 <sup>b</sup>  | 155,91 ±3,46 <sup>c</sup>  | 287,07 ±2,92 <sup>c</sup>  |
| Średnia ± SD<br>Average | 310,67 ±239,48   | 490,99 ±338,46             | 316,81 ±246,54             | 453,70 ±328,06             |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.

Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.



warunków fermentacji, tworząc zawsze oddzielną grupę jednorodną. Z kolei wydajności biogazowe z samych larw i z larw rozdrobnionych w warunkach mezofilowych były statystycznie nieistotne dla metanu (a) i biogazu (a). Wszystkie pozostałe różnice dla gazów i warunków fermentacji były również istotne.

Wyrażając wydajność biogazową i metanową w suchej masie substratów, stwierdzono, że substratem, który charakteryzował się najwyższą wydajnością niezależnie od warunków fermentacji, była omawiana wcześniej frakcja tłuszczu uzyskana z ekstrakcji larw HI (tab. 27). Wydajność biogazowa tego substratu w warunkach mezofilowych wyniosła 1226,37 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m., a w termofilowych 1191,48 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m. Można więc powiedzieć, że niezależnie od warunków fermentacji wydajność biogazowa tłuszczu była na zbliżonym poziomie. Natomiast wydajność metanowa tłuszczu w warunkach mezofilowych wyniosła 834,09 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m., a w termofilowych 870,71 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m. Podobnie jak w świeżej masie, również w suchej masie najmniejszą wydajnością biogazową w warunkach mezo- i termofilowych wykazały wytloki, odpowiednio 443,14 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m. i 410,31 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m. W przypadku metanu najniższą wydajnością bez względu na warunki fermentacji charakteryzowały się odchody larw (HIo). W warunkach mezofilowych wynosiła ona 225,05 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m. a w termofilowych 237,17 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> s.m.

**Tabela 27.** Wydajność biogazowa i metanowa larw HI oraz powstałych frakcji uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę

**Table 27.** Biogas and methane efficiency of HI larvae and obtained fractions in meso- and thermophilic conditions calculated for total solids

| Substrat<br>Substrate  | Fermentacja – Anaerobic digestion   |                            |                            |                            |
|------------------------|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|                        | mezofilowa – mesophilic   |                            | termofilowa – thermophilic |                            |
|                        | metan – methane   | biogaz – biogas            | metan – methane            | biogaz – biogas            |
|                        | skumulowany; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> s.m. – cumulated; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> t.s. |                            |                            |                            |
| HI <sub>l</sub>        | 420,81 ±10,76 <sup>c*</sup>   | 654,72 ±13,70 <sup>b</sup> | 410,18 ±22,36 <sup>c</sup> | 559,25 ±33,43 <sup>b</sup> |
| HI <sub>lr</sub>       | 422,55 ±7,35 <sup>c</sup>   | 683,68 ±12,77 <sup>c</sup> | 463,20 ±2,58 <sup>d</sup>  | 652,60 ±3,64 <sup>c</sup>  |
| HI <sub>ls</sub>       | 456,49 ±10,54 <sup>d</sup>  | 702,93 ±24,60 <sup>c</sup> | 428,17 ±18,76 <sup>c</sup> | 586,69 ±25,64 <sup>b</sup> |
| HI <sub>t</sub>        | 834,09 ±4,80 <sup>e</sup>   | 1226,37 ±9,71 <sup>d</sup> | 870,71 ±7,40 <sup>e</sup>  | 1191,48 ±9,52 <sup>d</sup> |
| HI <sub>w</sub>        | 251,70 ±7,77 <sup>b</sup>   | 443,14 ±13,68 <sup>a</sup> | 261,59 ±4,54 <sup>b</sup>  | 410,31 ±11,18 <sup>a</sup> |
| HI <sub>o</sub>        | 225,05 ±1,80 <sup>a</sup>   | 456,73 ±4,42 <sup>a</sup>  | 237,17 ±5,27 <sup>a</sup>  | 436,68 ±4,45 <sup>a</sup>  |
| Średnia ±SD<br>Average | 435,77 ±199,14  | 694,45 ±259,45             | 446,01 ±207,24             | 639,37 ±260,73             |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.

Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.

Podobnie jak w przypadku przeliczenia wydajności na świeżą masę, również w suchej masie wydajność metanowa nie była istotnie zróżnicowana, jeśli chodzi o larwy i larwy rozdrobnione tworzące grupę jednorodną c. Z kolei przy biogazie brak istotnych różnic wystąpił dla wydajności z larw rozdrobnionych i wysuszonych (c) oraz dla wytlóków i odchodów (a), które to substraty wykazały najmniejszą wydajność biogazową w przeliczeniu na suchą masę. Podobna tendencja obu substratów w warunkach termofilowych wystąpiła również dla biogazu (a) oraz metanu (c), jednak przy innym poziomie różnic (tab. 27).

Wydajność substratów w przeliczeniu na suchą masę organiczną była zbliżona tendencjami do obliczeń na suchą masę. Świadczą o tym dane zestawione w tabelach 27 oraz 28. Substratem, który bez względu na warunki fermentacji metanowej charakteryzował się zarówno najwyższą wydajnością biogazową, jak i metanową, był tłuszcz z HI (tab. 28), który we wszystkich czterech stanach stanowił oddzielną grupę jednorodną, chociaż na innym poziomie różnic. Z kolei różnice w ilości metanu pochodzącego z fermentacji larw całych, rozdrobnionych i wysuszonych w warunkach mezofilowych stanowiły jedną grupę jednorodną (b), co oznacza brak statystycznie udowodnionych różnic. Podobny brak różnic między wydajnościami biogazu

**Tabela 28.** Wydajność biogazowa i metanowa larw HI oraz powstałych frakcji uzyskana w warunkach mezo- i termofilowych w przeliczeniu na suchą masę organiczną

**Table 28.** Biogas and methane efficiency of HI larvae and obtained fractions in meso- and thermophilic conditions calculated for volatile total solids

| Substrat<br>Substrate   | Fermentacja – Anaerobic digestion   |                            |                            |                            |
|-------------------------|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|                         | mezofilowa – mesophilic   |                            | termofilowa – thermophilic |                            |
|                         | metan – methane   | biogaz – biogas            | metan – methane            | biogaz – biogas            |
|                         | skumulowany; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> s.m.o. – cumulated; m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> v.t.s. |                            |                            |                            |
| HI <sub>l</sub>         | 455,87 ±11,65 <sup>b*</sup>   | 709,33 ±14,82 <sup>b</sup> | 444,36 ±24,22 <sup>c</sup> | 605,86 ±36,22 <sup>b</sup> |
| HI <sub>lr</sub>        | 457,76 ±7,96 <sup>b</sup>   | 740,65 ±13,83 <sup>c</sup> | 501,80 ±2,80 <sup>d</sup>  | 706,98 ±3,94 <sup>c</sup>  |
| HI <sub>ls</sub>        | 489,21 ±11,30 <sup>b</sup>  | 753,32 ±26,37 <sup>c</sup> | 458,86 ±20,10 <sup>c</sup> | 628,75 ±27,48 <sup>b</sup> |
| HI <sub>t</sub>         | 834,09 ±4,80 <sup>c</sup>   | 1226,37 ±9,71 <sup>d</sup> | 870,71 ±7,40 <sup>e</sup>  | 1191,48 ±9,52 <sup>d</sup> |
| HI <sub>w</sub>         | 283,13 ±8,74 <sup>d</sup>   | 498,60 ±15,47 <sup>a</sup> | 294,27 ±5,11 <sup>b</sup>  | 461,55 ±12,59 <sup>a</sup> |
| HI <sub>o</sub>         | 251,70 ±2,01 <sup>a</sup>   | 510,83 ±4,94 <sup>a</sup>  | 265,26 ±5,89 <sup>a</sup>  | 488,41 ±4,98 <sup>a</sup>  |
| Średnia ± SD<br>Average | 462,67 ±198,61  | 739,70 ±240,99             | 47359 ±196,94              | 680,36 ±243,25             |

Średnie oznaczone w poszczególnych kolumnach różnymi literami są istotnie różne.

Values designed by different capital letters in the Table columns are significantly different.

w warunkach mezofilowych miło miejsce w przypadku larw rozdrobnionych i wysuszonych (c) oraz przy najmniejszej wydajności dla wycieków i odchodów (a). Dla tychże substratów brak takich różnic wystąpił w warunkach termofilowych dla całych larw i wysuszonych (b) oraz wycieków i odchodów (a).

Natomiast w wydajnościach najmniejszych różnicowanie zmieniało się tylko między wyciekami a odchodami.

### 6.3. Właściwości nawozowe wytworzonej pulpy pofermentacyjnej

W warunkach laboratoryjnych wytworzono pulę pofermentacyjną z odpadów spożywczych pochodzenia roślinnego, larw (HI) oraz wycieków po ekstrakcji larw. Badane parametry oraz właściwości uzyskanych pofermentów przedstawiono w tabeli 29.

W pofermentach pH było zbliżone i charakterystyczne dla pofermentów pochodzących z biogazowni rolniczych, przy zakresie 7,94 dla pofermentu powstałego z odpadów spożywczych pochodzenia roślinnego do 8,29 z larw i 8,30 z wycieków. W przypadku s.m. była ona zbliżona dla pierwszych dwóch pofermentów i równała się odpowiednio 2,6% oraz 2,8%, natomiast dla pofermentu z wycieków wynosiła 6,99%. Wszystkie pofermenty charakteryzowały się stosunkowo niską zawartością s.m.o., co świadczy o dobrym rozkładzie substratów w procesie fermentacji metabolicznej. Zawartość ta wynosiła od 62,7% w pofermencie z odpadów spożywczych do 70,4% w pofermencie z larw HI (tab. 29).

W próbkach zbadano również pięć podstawowych makroelementów oraz wybrane metale ciężkie. Spośród wszystkich badanych pierwiastków w tej grupie największą zawartością charakteryzował się azot, tj. 2,0 g·kg<sup>-1</sup> św.m. dla pofermentu z odpadów spożywczych oraz 4,1 g·kg<sup>-1</sup> św.m. dla pofermentu z larw HI. W pofermencie z wycieków wartość ta wyniosła aż 14,5 g·kg<sup>-1</sup> św.m. Azot amonowy stanowił odpowiednio 55%, 73% oraz 80% ogólnej zawartości tego pierwiastka. Wszystkie próbki charakteryzowały się również dużą zasobnością w potas, którego zawartość wynosiła 3,90 g·kg<sup>-1</sup> św.m. dla pofermentu powstałego z wycieków, 3,00 g·kg<sup>-1</sup> św.m. dla pofermentu z odpadów spożywczych, a dla pofermentu z larw HI 1,80 g·kg<sup>-1</sup> św.m. Zawartości badanych makroelementów przedstawiono w tabeli 29.

Pofermenty zawierały również mikroelementy żywieniowe (Cu, Zn) oraz metale ciężkie, jak Cd, Cr, Hg, Ni, Pb. Pierwiastkiem w grupie metali ciężkich występującym w największej ilości w obu pofermentach był cynk, którego zawartość wynosiła odpowiednio dla pofermentów 18,5 g·Mg<sup>-1</sup> św.m. oraz 29,9 g·Mg<sup>-1</sup> św.m.

**Tabela 29.** Właściwości pofermentów powstałych na bazie mieszanki odpadów spożywczych pochodzenia roślinnego oraz larw HI

**Table 29.** Properties of digestates based on a food waste of plant origin mixture and HI larvae

| Parametr<br>Parameter   | Jednostka<br>Unit                                       | Poferment – Digestate          |                       |  |
|---|---|--------------------------------|-----------------------|--|
|   |   | odpady spożywcze<br>food waste | larwy HI<br>HI larvae | wytłoki<br>po ekstrakcji larw<br>residue<br>after oil extraction |
| podstawowe parametry – basic parameters                           |   |                                |                       |  |
| pH  | (-)   | 7,94                           | 8,29                  | 8,3  |
| s.m. – t.s.   | (%)   | 2,6                            | 2,8                   | 6,99   |
| s.m.o. – v.t.s.   | (% s.m.)<br>(% t.s.)                                    | 62,7                           | 70,4                  | 67,2   |
| makroelementy – macronutrients                                    |   |                                |                       |  |
| Azot ogólny Kjeldahla<br>Total Kjeldahl nitrogen                  | (g·kg <sup>-1</sup> św.m.)<br>(g·kg <sup>-1</sup> f.m.) | 2,0                            | 4,1                   | 14,5   |
| Azot amonowy – N-NH <sub>4</sub><br>Ammonium nitrogen             |   | 1,1                            | 3,0                   | 11,6   |
| Fosfor ogólny P/P <sub>2</sub> O <sub>5</sub><br>Total phosphorus |   | 0,33/0,76                      | 0,48/1,10             | 0,997/2,28   |
| Potas K/K <sub>2</sub> O<br>Potassium                             |   | 3,00/3,62                      | 1,80/2,17             | 3,90/4,70  |
| Magnez MgO<br>Magnesium   |   | 0,20/0,33                      | 0,16/0,27             | 0,65/1,08  |
| Wapń CaO<br>Calcium   |   | 0,48/0,67                      | 0,60/0,84             | 3,90/5,46  |
| metale ciężkie – heavy metals                                     |   |                                |                       |  |
| Cynk – Zinc   | (g·Mg <sup>-1</sup> św.m.)<br>(g·kg <sup>-1</sup> f.m.) | 18,5                           | 29,9                  | 58   |
| Kadm – Cadmium  |   | 0,013                          | 0,023                 | 0,098  |
| Miedź – Copper  |   | 14,7                           | 16,3                  | 33,9   |
| Nikiel – Nickel   |   | 3,2                            | 1,2                   | 1,2  |
| Ołów – Lead   |   | 0,60                           | 0,62                  | 1,2  |
| Rtęć – Mercury  |   | 0,00178                        | 0,00135               | 0,0013   |
| Chrom – Chromium  |   | 0,13                           | 0,12                  | 0,16   |

## 6.4. Efektywność energetyczna badanych technologii

Odpady i produkty uboczne pochodzenia rolno-spożywczego wytwarzane są w takich sektorach jak rolnictwo, sadownictwo, ogrodnictwo, produkcja i przetwórstwo żywności oraz w przemyśle paszowym. Substraty pochodzące z powyższych sektorów charakteryzują się często wysokim potencjałem paszowym (Dou i in., 2017), przy czym należy również zwrócić uwagę na alternatywne kierunki ich wykorzystania, włączając w to także przemysł energetyczny (Kuo i Dow, 2017) czy rolnictwo (Wolka i Melaku, 2015). Substraty i odpady wykorzystywane do produkcji energii klasyfikowane są w różnych grupach (Motghare i in., 2016), w związku z czym nie można uogólniać ich właściwości pod kątem energetycznego wykorzystania. Mając to na uwadze, substraty powinny być każdorazowo poddane analizie, celem ich oceny pod kątem określenia dokładnej wydajności biogazowej oraz metanowej (Dach i in., 2016). Klasycznym przykładem są kiszonki z kukurydzy, których wydajność biogazowa względem siebie może się różnić nawet o kilkadziesiąt procent (Meyer-Aurich i in., 2016). Przyczyną tego są m.in. odmiany, terminy zbioru, warunki pogodowe w czasie uprawy czy technologia zakiszania.

Mając na uwadze duże zróżnicowanie substratów pochodzenia roślinnego pod kątem ich właściwości i potencjału energetycznego, podjęto próbę określenia wydajności biogazowej i metanowej dla wytypowanych substratów, różniących się pod względem pochodzenia oraz właściwości. Do badań wykorzystano dwie zróżnicowane grupy substratów. Pierwsza to wybrane odpady organiczne sklasyfikowane w dwóch podgrupach pochodzenia roślinnego (z przemysłu rolnego oraz z przetwórstwa rolno-spożywczego). Drugą grupę stanowiły odpady pochodzenia zwierzęcego. Łącznie zbadano osiemnaście substratów. Odpady te różniły się zawartością suchej masy, wynoszącej od 4,96% dla soku pomidorowego do 99,91% w przypadku węgla aktywnego po procesie oczyszczania oleju, co warunkowało zróżnicowaną wydajność biogazową i metanową substratów, potwierdzoną również wynikami badań innych autorów (Kowalczyk-Juško i Mazanek, 2012). W przypadku dużego uwodnienia niektórych substratów właściwość tę należy traktować jako wadę i zaletę. Wynika to z faktu, że przy niższej zawartości suchej masy uzyskuje się mniejszą ilość energii. Z drugiej strony w biogazowni konieczne jest stosowanie mieszanki wsadowej o takim stopniu uwodnienia, która będzie mogła być pompowana.

W omawianych substratach mniej zróżnicowany był parametr materii organicznej, którego wartości wahały się od 80,20% dla soku pomidorowego do 98,88% drożdżówkach. Wartości te są wyższe niż w odpadach komunalnych, osadach ściekowych czy w gnojowicy, o czym świadczą m.in. badania Kolář i in. (2008) i co potwierdzili Fisgativa i in. (2018). Należy zauważyć, że każda z analizowanych

próbek charakteryzowała się wysoką zawartością s.m.o., co potencjalnie stwarzało możliwość pozyskania większej ilości biogazu, w tym i metanu. Z racji występowania różnic między substratami wszystkie wydajności biogazowe i metanowe zostały przeliczone na świeżą i suchą masę oraz materię organiczną, chociaż w praktyce biogazowej najczęściej stosuje się przeliczenia na stan rzeczywisty substratu, czyli w świeżej masie.

Ważnym parametrem fermentacji biogazowej jest czas odfermentowania. W przeprowadzonych badaniach z odpadami przemysłu rolnego kształtował się na ogół od 10 do 19 dni, a z przetwórstwa rolno-spożywczego od 14 do nawet 45 dni (węgiel aktywny po procesie oczyszczania oleju). Natomiast odpady zwierzęce ulegały rozkładowi w okresie od 13 do 36 dni. Poza tym bardzo ważnym parametrem informującym o przebiegu procesu fermentacji jest czas przebywania substratu w komorze fermentacyjnej (*hydrauliczny czas retencji*). Z tego względu wartość tego parametru powinna być tak dobierana, żeby stworzyć optymalne warunki do możliwie najwyższego rozkładu substratu. Onthong i Juntarachat (2017), stosując fermentację okresową w warunkach mezofilowych (34–37°), stwierdzili, że hydrauliczny czas retencji badany na wybranych odpadach rolniczych zależał ściśle od rodzaju zastosowanych substratów.

Stężenie metanu w biogazie wytworzonym z analizowanych w pracy odpadów z przemysłu rolnego wahało się od 39,55% do 56,89%, przy na ogół wyższym stężeniu w warunkach mezofilowych. Największe ilości metanu zanotowano w miksie owocowym w warunkach mezofilowych oraz pieczarkach w warunkach termofilowych, a najniższe wartości wyprodukowanego biogazu oraz metanu pozyskano z soku pomidorowego. Wydajność metanowa tego substratu w warunkach termofilowych wyniosła  $14,92 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$ , a w mezofilowych  $14,98 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  Szczególną podgrupę stanowił chleb i drożdżówki, które to substraty charakteryzowała szczególnie duża wydajność biogazowa, w tym i metanu. Jest prawdopodobne, że wiązało się to z wysoką zawartością suchej masy w obu substratach. Zbliżone wyniki z fermentacji odnotowano z kolei dla odpadów kuchennych i targowych oraz miksury warzywnego i owocowego. Wydajność metanowa omawianych odpadów wahała się od  $60,40 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  do  $82,78 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  w warunkach mezofilowych oraz  $63,19 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$ , do  $83,39 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  w warunkach termofilowych. Uzyskane wyniki dają podstawę do stwierdzenia, że wydajność omówionych wyżej czterech substratów była na zbliżonym poziomie niezależnie od temperatury prowadzenia procesu. Oznacza to, że w procesie pozyskania biogazu, w tym i metanu, możliwe i korzystniejsze jest zastosowanie fermentacji mezofilowej, co będzie miało przełożenie na ograniczenie kosztów funkcjonowania instalacji.

W grupie odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego wydajność biogazowa i metanu były wyższe w porównaniu do odpadów przemysłu rolnego. W pracy

wykazano jednak, że stężenie metanu w biogazie z odpadów tej grupy było najniższe dla fusów kawowych w warunkach mezofilowych (51,95%) oraz termofilowych (54,31%). W omawianej grupie substratów szczególną uwagę zwraca wysoka zawartość metanu (72,66%) powstałego z odpadu przyzakładowej oczyszczalni ścieków w warunkach mezofilowych oraz 74,97% w warunkach termofilowych, jak również w węglu aktywnym z oczyszczalni olejów (odpowiednio 69,17% i 71,85%). Stężenia te należy uznać za bardzo wysokie i były prawdopodobnie skutkiem wysokiej zawartości tłuszczu w odpadach, podobnie jak ma to miejsce w odpadach poubojowych (Owczuk i in., 2013). Pozostałe substraty omawianej grupy odpadów charakteryzowała niższa zawartość metanu (od 51,93% do 59,89%), bez większego wpływu warunków fermentacji.

Analizując zagadnienie fermentacji, na uwadze należy mieć nie tylko kwestię zawartości metanu, ale i wydajność biogazową. Wyniki badań dowiodły, że wydajność ta w odpadach przemysłu rolno-spożywczego była silnie zróżnicowana, zarówno między substratami, jak i warunkami procesu fermentacji. Najwyższą wydajnością biogazową charakteryzował się węgiel aktywny. W warunkach termofilowych wyniosła ona  $614,35 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$ , a w warunkach mezofilowych  $503,28 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  Omawiając problem wydajności biogazowej, należy podkreślić zdecydowanie jej niższą wydajność z odpadów z oczyszczalni ścieków, zawierających również tłuszcz. Wykluczyć nie można roli blisko trzykrotnie większego uwodnienia tych odpadów w porównaniu do węgla aktywnego. Niezależnie od tego warto odnotować, że odpady przemysłu rolno-spożywczego były zasobniejsze w suchą masę, zawartość metanu w biogazie oraz wydajność biogazową w porównaniu do odpadów z przemysłu rolnego. W związku z tym trzeba stwierdzić, że odpady te stanowią wartościowy substrat do biogazowni. Poza tym stwierdzony dłuższy czas rozkładu omawianych substratów może być korzystny w przypadku ich kofermentacji np. z odpadami owocowymi i warzywnymi charakteryzującymi się szybkim rozkładem.

Procentowa zawartość metanu w biogazie z odpadów pochodzenia zwierzęcego kształtowała się na poziomie od 59,31% dla jogurtu naturalnego i 67,19% dla mięsa w warunkach mezofilowych, wykazując podobne wielkości w warunkach termofilowych. Wyniki te świadczą o tym, że oba przykładowe substraty charakteryzowały się wysokim potencjałem wydajności energetycznej. W przypadku jogurtu źródłem energii były przede wszystkim białka, w mięsie tłuszcze, zaliczane do wysokoenergetycznych substratów. Ze względów prawnych i akceptacji społecznej omawiane substraty wykorzystano tylko do sprawdzenia wydajności biogazowej, natomiast nie użyto ich w hodowli larw HI. W oparciu o uzyskane wyniki z badań można stwierdzić, że wycofane ze sprzedaży mięso było wysoce energetycznym substratem, o wydajności biogazowej  $274,69 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  w warunkach mezofilowych oraz aż  $323,65 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1} \text{ św.m.}$  w warunkach termofilowych. Podobne wyniki, świadczące



o wysokim potencjale energetycznym różnych odpadów z przemysłu mięsnego wykazali m.in. Palatsi i in. 2011.

Drugą grupę substratów stanowiły larwy *Hermetia illucens* oraz substraty związane z ich produkcją i przetwarzaniem. Sucha masa larw HI wynosiła 30,35%, ale larwy wysuszone oraz tłuszcz i wytloki po ekstrakcji wykazywały zawartość suchej masy na poziomie powyżej 93%. Uzyskane wyniki badań dowiodły wysokiego potencjału produkcji energii ze wszystkich badanych substratów związanych z hodowlą i przetwarzaniem HI. Poza s.m. grupa tych substratów charakteryzowała się wysokim poziomem s.m.o. wynoszącym od 88,90% dla wytlóków aż do 100% dla tłuszczu powstałego z ekstrakcji. Badania dowiodły, że nie tylko larwy HI, ale i pozostałe substraty charakteryzowały się bardzo dobrymi właściwościami pod kątem produkcji biogazu. Na szczególną uwagę zasługują wyniki przedstawione w tabeli 25 dotyczące procentowej zawartości metanu pozyskanego z larw HI. Zawartość metanu w biogazie wahała się od 49,27% (odchody, warunki mezofilowe) do 73,34% dla larw HI w warunkach termofilowych. Z analizy danych wynika, że zawartość metanu uzyskanego z tej grupy substratów była wyższa w warunkach termofilowych niż mezofilowych, co przemawia za rozważeniem produkcji biogazowej z udziałem omawianej grupy substratów w warunkach termofilowych, mimo wyższych kosztów eksploatacji biogazowni. Sugestia ta jest o tyle zasadna, że nie zawsze warunki termofilowe pozwalają uzyskiwać istotnie wyższe stężenie metanu w porównaniu do warunków mezofilowych, mimo większej produkcji biogazu, co na przykładzie kiszonki ze słomy kukurydzianej wykazali Cieślik i in. (2016).

Odfementowanie larw HI oraz powstałych frakcji odbywało się w zróżnicowanym okresie. Dla larw w warunkach termofilowych czas rozkładu wyniósł 58 dni, a w warunkach mezofilowych 29 dni. Rozdrobnienie skróciło czas odfementowania do 15 dni niezależnie od warunków fermentacji. Wykazane różnice czasowe rozkładu są porównywalne z innymi odpadami związanymi z produkcją i przetwarzaniem owoców oraz warzyw. Tłuszcze uważa się za wydajne substraty poddane fermentacji metanowej (Li i in., 2011). W przeprowadzonych badaniach HI<sub>1</sub> charakteryzowały się stosunkowo krótkim czasem fermentacji, wynoszącym 33 dni w warunkach termofilowych oraz 26 dni w warunkach mezofilowych. Czas ten należy uznać za stosunkowo szybki.

Larwy HI charakteryzowały się wydajnością metanową wynoszącą 127,73 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> św.m. w warunkach mezofilowych i 124,51 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> św.m. w termofilowych. Oznacza to, że warunki rozkładu dla larw nie spowodowały zróżnicowania wydajności biogazowej. Były to więc wartości porównywalne z dobrej jakości kiszonką z kukurydzy o wydajności metanowej 130,36 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> św.m. (Dach i in., 2014), będącą najczęściej wykorzystywanym substratem w biogazowniach rolniczych Europy. Wartość przedstawiona przez autorów jest kilkukrotnie wyższa od



wydajności metanowej uzyskanej w niniejszej pracy w odniesieniu do odpadów owocowych, czy warzywnych. Potwierdzają to również badania własne (Czekała i in., 2016b; Smurzyńska i in., 2016a), w których określono wydajność biogazową i metanową dla pięciu popularnych w Polsce owoców (jabłka, gruszki, śliwki, brzoskwinie, nektarynki) oraz siedmiu warzyw (bakłażany, dynie, kalafiori, kapusty, papryki, pomidory ogórki). Wydajność metanowa owoców wyniosła od  $47,55 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. dla brzoskwinie do  $50,30 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. dla gruszek. W przypadku warzyw wartości te wynosiły od  $14,94 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. dla ogórków do  $42,77 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  św.m. dla dyni.

W badaniach z larwami stwierdzono, że proces ich rozdrobnienia w warunkach mezofilowych nie miał większego wpływu na wzrost wydajności metanowej, co potwierdzają różnice nieistotne wydajności tego substratu do całych larw (tab. 26). Natomiast w warunkach termofilowych zaobserwowano wzrost wydajności metanowej z larw rozdrobnionych na poziomie istotnej różnicy w stosunku do wydajności całych larw rzędu  $16,09 \text{ m}^3$  z jednego Mg św.m. O istotności tej różnicy świadczą różne grupy jednorodne obu substratów z larw.

Najwyższą wydajność biogazową zaobserwowano w przypadku tłuszczu (HI<sub>1</sub>) pozyskanego z ekstrakcji HI. Dla warunków mezofilowych wartość omawianego parametru wyniosła  $1164,09 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  i była o  $33,11 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  wyższa niż w warunkach termofilowych. Dla omawianego substratu zaobserwowano wyższe stężenie metanu wynoszące 73,08%, co było wyższe aż o 5,07% w stosunku do warunków mezofilowych.

W przypadku wykorzystania wyekstrahowanego z larw tłuszczu w przemyśle paszowym pojawia się możliwość wykorzystania również w procesie fermentacji metanowej powstałych po separacji wytlóków. Tym bardziej że, jak wynika z badań, substrat ten miał wydajność biogazową na poziomie  $419,80 \text{ m}^3 \cdot \text{Mg}^{-1}$  w warunkach mezofilowych. Podkreślić należy również dobre parametry energetyczne odchodów larw HI, które przewiduje się wykorzystywać jako nawóz, a nie jako substrat do produkcji energii.

Dysponując danymi pozyskanymi w badaniach, a dotyczącymi wydajności biogazowej oraz metanowej odpadów i produktów ubocznych pochodzenia roślinnego oraz larw owadów wraz z ich frakcjami, podjęto się określenia efektywności ekonomicznej funkcjonowania biogazowni w pięciu wariantach, różniących się substratami wykorzystywanymi do produkcji energii oraz ceną jego zakupu.

## 6.5. Efektywność ekonomiczna badanych technologii

Biogazownie rolnicze do produkcji energii każdego dnia potrzebują wsadu, z którego produkowany będzie biogaz rolniczy (Scarlat i in., 2018). Substratów wykorzystywanych w procesie fermentacji metanowej jest dużo i charakteryzują się one różnymi właściwościami technologicznymi, wśród których wymienia się przede wszystkim formę występowania, skład chemiczny oraz obecność zanieczyszczeń. Obok omówionych właściwości bardzo ważnym elementem jest właściwe rozpoznanie lokalnego rynku i określenie dostępności substratów (Lönnqvist i in., 2015). Ważnym jest, aby dostępne substraty charakteryzowały się również dobrą relacją ceny zakupu w stosunku do ich wydajności biogazowych (Karellas i in., 2010). Bowiem właśnie cena zakupu substratów i ich wydajność decydować będą w największym stopniu o opłacalności realizowanego przedsięwzięcia. Z tego względu koniecznym jest poszukiwanie substratów o dużej wydajności energetycznej i relatywnie niskiej cenie, łatwo dostępnych w okolicy biogazowni.

W pracy przyjęto, że wybrane biogazownie funkcjonują w systemie błękitnych certyfikatów, w warunkach mezofilowych. Każda z planowanych instalacji miała moc  $0,5 \text{ MW}_{el}$ , co wynikało m.in. z ograniczonych (prostszych) procedur uzyskania pozwoleń na budowę, w tym zwłaszcza środowiskowych. Pierwszy z wariantów obejmował wykorzystanie kiszonki z kukurydzy, drugi odpadów spożywczych pochodzenia roślinnego zakupionych w cenie  $20 \text{ PLN} \cdot \text{Mg}^{-1}$ . W wariantcie trzecim wykorzystano larwy HI, które żywiono odpadami spożywczymi zakupionymi w cenie  $20 \text{ PLN} \cdot \text{Mg}^{-1}$ , a w wariantcie czwartym cena odpadów wykorzystywanych do żywienia larw wyniosła  $5 \text{ PLN} \cdot \text{Mg}^{-1}$ . W wariantcie piątym substratem były wytloki po ekstrakcji oleju z wysuszonych larw HI. Jednocześnie dodatkowym przychodem dla biogazowni był zysk ze sprzedaży samego oleju. Odpady pochodzenia roślinnego charakteryzuje duża dostępność praktycznie w każdym regionie w trakcie całego roku. Dzięki temu możliwym jest prowadzenie odzysku energii, co pozwoli nie tylko na produkcję i sprzedaż energii, ale i na zagospodarowanie niepożądanych odpadów. Dodatkowo we wszystkich wariantach poza przychodami z tytułu sprzedaży energii elektrycznej uwzględniono wartość dodatnią w bilansie, pochodzącą z potencjalnie możliwej sprzedaży części wyprodukowanego pofermentu oraz ciepła. Ponadto w wariantcie piątym uwzględniono również przychody ze sprzedaży wyekstrahowanego tłuszczu. W analizie ekonomicznej uwzględniono tylko substrat główny wykorzystywany w każdym z pięciu wariantów w celu porównania przychodów, kosztów oraz zysku. Dodatkowo w każdym z wariantów do uwodnienia wsadu wykorzystywana może być gnojowica lub odwodniony poferment. Substraty te mają jednak niższy potencjał energetyczny, co w niewielkim stopniu wpływa na bilans ekonomiczny.

Zawartość suchej masy substratów w analizowanych wariantach była zróżnicowana i mieściła się w przedziale od 13,20% dla miks owocowo-warzywnego do 94,71% dla wytlóków larw HI. Same larwy w stanie świeżym miały suchą masę na poziomie 30,35%, nieznacznie niższym od przyjętej s.m. dla kiszonki z kukurydzy – 32%. Materia organiczna dla badanych substratów była na zbliżonym poziomie, przekraczającym 92% s.m.o. dla wszystkich substratów. Wyjątkiem były jedynie wytloki z ekstrakcji larw HI, dla których wartość omawianego parametru wyniosła 88,9%. Najniższym stężeniem metanu w biogazie (52,50%) charakteryzowała się kiszonka z kukurydzy, a najwyższym (64,27%) larwy HI. W związku z niższą zawartością s.m., miks owocowo-warzywny charakteryzował się również najniższą wydajnością biogazową, która wyniosła 77,61 m<sup>3</sup>·Mg<sup>-1</sup> św.m. (tab. 30).

Zgodnie z informacjami pozyskanymi z biogazowni rolniczych z Polski przyjęto, że liczba godzin pracy agregatu kogeneracyjnego w trakcie roku wyniosła 8400, a czas przeznaczony na serwis uniemożliwiający produkcję energii to 360 godzin.

**Tabela 30.** Właściwości oraz wydajności substratów wykorzystywanych do obliczeń ekonomicznych

**Table 30.** Properties and efficiencies of substrates used for economic calculations

| Parametr<br>Parameter   | Wariant – Variant                     |  |                       |                       |   |
|---|---------------------------------------|--|-----------------------|-----------------------|---|
|   | I                                     | II   | III                   | IV                    | V   |
|   | kiszonka z kukurydzy*<br>maize silage | miks owocowo-warzywny<br>fruit and vegetable mix | larwy HI<br>HI larvae | larwy HI<br>HI larvae | wytloki z larw HI<br>residue after oil extraction |
| s.m. (%)<br>t.s. (%)  | 32,00                                 | 13,20  | 30,35                 | 30,35                 | 94,71   |
| s.m.o. (% s.m.)<br>v.t.s. (% t.s.)  | 96,50                                 | 93,52  | 92,31                 | 92,31                 | 88,90   |
| Stężenie metanu w biogazie (%)<br>Methane content in biogas (%)   | 52,50                                 | 54,88  | 64,27                 | 64,27                 | 56,79   |
| Wydajność biogazowa (m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> św.m.)<br>Biogas efficiency (m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> f.m.) | 200,00                                | 77,61  | 198,75                | 198,75                | 419,80  |
| Wydajność metanowa (m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> św.m.)<br>Methane efficiency (m <sup>3</sup> ·Mg <sup>-1</sup> f.m.) | 105,00                                | 42,59  | 127,73                | 127,73                | 238,39  |

\*Dane dla kiszonki z kukurydzy pochodzą ze zbiorów Pracowni Ekotechnologii i są reprezentatywne dla substratu

\*Data for maize silage comes from the collections of the Ecotechnology Laboratory and are representative for the substrate

Sprawność elektryczna agregatu kogeneracyjnego oscylowała na poziomie 40%, a cieplna 45%. Koszt budowy każdej z biogazowni o mocy 500 kW<sub>el</sub> (0,5 MW<sub>el</sub>) wyniósł 8 mln PLN netto (tab. 31). Dodatkowo w wariantach III, IV i V uwzględniono nakład finansowy wynoszący kolejne 2 mln PLN związany z wybudowaniem instalacji do produkcji larw owada HI. W wariacie V niezbędne było wzięcie pod uwagę dodatkowego kosztu sięgającego 1 mln PLN na budowę i wyposażenie instalacji do przemysłowej ekstrakcji tłuszczu. Wartościami stałymi były również ceny tzw. czarnej energii, błękitnych oraz żółtych certyfikatów, które zaprezentowano w tabeli 31.

Poza właściwościami substratów wykorzystywanych w karmieniu biogazowni uwzględniono również zapotrzebowanie masowe dla każdego z wariantów celem zapewnienia ilości wyprodukowanego metanu, która jest niezbędna do zapewnienia działania z pełną mocą silnika kogeneracyjnego 0,5 MW<sub>el</sub>. Ilość wsadu warunkowana była bezpośrednio wydajnością biogazową substratów oraz stężeniem metanu w biogazie. W związku z tym największe zapotrzebowanie na substrat (69,9 Mg na dzień) dotyczyło miksu owocowo-warzywnego. Dla larw HI było to 23,3 Mg, a dla samych wytlóków po ekstrakcji 12,48 Mg dziennie. Dla porównania, chcąc osiągnąć moc instalacji 0,5 MW<sub>el</sub>, koniecznym byłoby zapewnienie dziennych dostaw kiszonki z kukurydzy wynoszących 30,56 Mg. Dienne oraz roczne zapotrzebowania na substraty w każdym z wariantów zaprezentowano w tabeli 31.

Na podstawie wyników wydajności metanowej oraz danych technicznych biogazowni rolniczych określono zapotrzebowanie na substraty wraz z kosztem ich zakupu, celem uzyskania planowanej mocy biogazowni rolniczej. Bazując na otrzymanych wynikach dotyczących wydajności biogazowej oraz metanowej dokonano obliczeń ekonomicznych dla analizowanych wariantów. Funkcjonująca biogazownia generuje koszty, które klasyfikuje się w kilku głównych grupach (Carlini i in., 2017). Najważniejszy z nich jest związany z zakupem substratów (Kozłowski i in., 2017).

Spośród pięciu analizowanych wariantów najwyższy koszt dotyczył zakupu kiszonki z kukurydzy, który wyniósł 1 505 844 PLN rocznie. Nieco niższy wydatek wystąpił w wariacie III, co było związane z koniecznością zakupu większych ilości paszy niezbędnej do wzrostu larw HI. W przypadku gdyby koszt zakupu substratu wraz z jego dostarczeniem wyniósł 5 PLN, a nie 20 PLN za każdy Mg, jak to miało miejsce w wariacie III, koszty związane z zakupem substratu byłyby najniższe w wariacie IV i wyniosłyby 403 964 PLN rocznie. Jest to jak najbardziej możliwy scenariusz i warto zauważyć, że wiele firm nie tylko nie pobiera opłat za oddawane odpady, ale często dopłaca za ich przekazanie, co jest niezwykle korzystną sytuacją dla właścicieli instalacji (Czekała, 2018). Drugim największym kosztem funkcjonowania biogazowni jest koszt amortyzacji instalacji. W analizie przyjęto, że biogazownie są w całości sfinansowane przez inwestora, bez korzystania z jakiegokolwiek pomocy, takich jak dotacje czy pożyczki niskooprocentowane. Należy podkreślić, że

**Tabela 31.** Założenia przyjęte do obliczeń energetycznych i ekonomicznych (1)  
**Table 31.** Assumptions for energy and economic calculations (1)

| Założenia<br>Assumptions   | Wariant – Variant |      |      |      |       |
|--|-------------------|------|------|------|-------|
|  | I                 | II   | III  | IV   | V     |
| Moc biogazowni ( $MW_{ei}$ )<br>Power of biogas plant ( $MW_{ei}$ )  | 0,5               |      |      |      |       |
| Czas pracy biogazowni w roku (h)<br>Working time of biogas plant per year (h)  | 8400              |      |      |      |       |
| Dzienna masa wykorzystywanych substratów (Mg)<br>Daily weight of feedstock (Mg)  | 30,56             | 69,9 | 23,3 | 23,3 | 12,48 |
| Stopień odfermentowania substratów (%)<br>Fermentation grade of the substrate (%)  | 90                | 97   | 97   | 97   | 97    |
| Sprawność elektryczna agregatu (%)<br>Cogenerator electric efficiency (%)  | 40                |      |      |      |       |
| Sprawność cieplna agregatu (%)<br>Cogenerator thermal efficiency (%)   | 45                |      |      |      |       |
| Koszt budowy biogazowni o mocy 0,5 $MW_{ei}$ (mln PLN)<br>Cost of 0.5 $MW_{ei}$ biogas plant (mln PLN)   | 8                 |      |      |      |       |
| Koszt budowy i wyposażenia instalacji do przemysłowej produkcji owadów (mln PLN)<br>Cost of installations for the industrial production of insects (mln PLN) | –                 | –    | 2    | 2    | 2     |
| Koszt budowy i wyposażenia instalacji do przemysłowej ekstrakcji tłuszczu (mln PLN)<br>Cost of installations for the industrial fat extraction (mln PLN)     | –                 | –    | –    | –    | 1     |
| Koszt zakupu kiszonki z kukurydzy ( $PLN \cdot Mg^{-1}$ )*<br>Cost of maize silage ( $PLN \cdot Mg^{-1}$ )   | 135               | –    | –    | –    | –     |
| Koszt zakupu odpadów owocowo-warzywnych ( $PLN \cdot Mg^{-1}$ )*<br>Cost of fruit and vegetable waste ( $PLN \cdot Mg^{-1}$ )                                | –                 | 20   | 20   | 5    | 5     |
| Cena czarnej energii ( $C_{cze}$ ) ( $PLN \cdot MWh^{-1}$ )**<br>Price of black energy ( $C_{cze}$ )** ( $PLN \cdot MWh^{-1}$ )                              | 186,21            |      |      |      |       |
| Cena błękitnych certyfikatów ( $C_{bc}$ ) ( $PLN \cdot MWh^{-1}$ ***<br>Price of blue certificate ( $C_{bc}$ )*** ( $PLN \cdot MWh^{-1}$ )                   | 312,00            |      |      |      |       |
| Cena żółtych certyfikatów ( $C_{zc}$ ) ( $PLN \cdot MWh^{-1}$ ****<br>Price of yellow certificate ( $C_{zc}$ )**** ( $PLN \cdot MWh^{-1}$ )                  | 115,00            |      |      |      |       |

\*Koszt z uwzględnieniem transportu, \*\*Średnia cena sprzedaży energii elektrycznej na rynku konkurencyjnym w II kwartale 2018 r. – [www.ure.gov.pl](http://www.ure.gov.pl), dostęp z dnia 04.10.2018 r., \*\*\*Cena z dnia 04.10.2018 r. – [www.tge.pl](http://www.tge.pl), \*\*\*\*Cena z dnia 04.10.2018 r. – [www.ure.gov.pl](http://www.ure.gov.pl).

\*Cost including transport, \*\*Average price of electricity sales on the competitive market in the second quarter of 2018 [www.ure.gov.pl](http://www.ure.gov.pl) available on 4.10.2018, \*\*\*Price on 4.10.2018 – [www.tge.pl](http://www.tge.pl), \*\*\*\*Price on 4.10.2018.

koszt amortyzacji mógłby znacząco zmaleć przy korzystaniu z pomocy publicznej, zwłaszcza że istnieje sporo możliwości dofinansowania źródeł OZE.

W analizowanych wariantach koszt amortyzacji oszacowano na kwoty od 533 333 do 733 333 PLN przy piętnastoletnim okresie amortyzacji. Koszt serwisu technicznego uwzględniony został ryczałtem w zależności od ceny zakupu instalacji i wyniósł od 200 000 PLN dla wariantów I i II do 275 000 PLN, w wariantach V, gdzie koszt całej instalacji, łącznie z instalacją do produkcji owadów i separacji tłuszczu, wyniósł 11 mln PLN. W obliczeniach należy uwzględnić także koszt serwisu technologicznego dla każdego z wariantów wynoszący 42 000 PLN rocznie oraz koszty związane z zatrudnieniem pracowników do obsługi biogazowni stanowiące 144 000 PLN rocznie. Informacje dotyczące kosztów przedstawiono w tabeli 32.

**Tabela 32.** Założenia przyjęte do obliczeń energetycznych i ekonomicznych (2)  
**Table 32.** Assumptions for energy and economic calculations (2)

| Parametr<br>Parameter  | Wariant – Variant |           |           |           |           |
|--|-------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|  | I                 | II        | III       | IV        | V         |
| 1  | 2                 | 3         | 4         | 5         | 6         |
| Masa wykorzystanych substratów<br>(Mg·rok <sup>-1</sup> )<br>Mass of substrates (Mg·year <sup>-1</sup> )   | 11 154            | 25 514    | 8 505     | 8 505     | 4 555     |
| Masa powstałego pofermentu<br>(Mg·rok <sup>-1</sup> )<br>Mass of digestate (Mg·year <sup>-1</sup> )  | 10 039            | 22 962    | 7 654     | 7 654     | 4 100     |
| Cena sprzedaży pofermentu<br>(PLN·Mg <sup>-1</sup> )<br>Sale price of digestate (PLN·Mg <sup>-1</sup> )  | 20                | 16,68     | 20,9      | 20,9      | 60,43     |
| Cena sprzedaży energii elektrycznej<br>(PLN·MWh <sup>-1</sup> )<br>Electricity sale price (PLN·MWh <sup>-1</sup> )                                     | 613,21            |           |           |           |           |
| Wskaźnik uwzględniający zużycie energii elektrycznej na potrzeby własne (-)<br>Rate covering the consumption of electricity for biogas plant needs (-) | 0,95              |           |           |           |           |
| Wskaźnik uwzględniający zużycie ciepła na potrzeby własne (-)<br>Rate covering the consumption of heat energy for biogas plant needs (-)               | 0,8               |           |           |           |           |
| Przychód roczny ze sprzedaży energii elektrycznej (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Annual income from the sale of electricity (PLN·year <sup>-1</sup> )     | 2 448 380         | 2 448 355 | 2 447 580 | 2 447 580 | 2 446 777 |

Tabela 32 – cd. / Table 32 – cont.

| 1  | 2         | 3         | 4         | 5         | 6         |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Przychód roczny ze sprzedaży ciepła (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Annual income from the sale of heat energy (PLN·year <sup>-1</sup> )                                 | 540 698   | 540 692   | 540 521   | 540 521   | 540 344   |
| Przychód roczny ze sprzedaży pulpy (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Annual income from the sale of digestate (PLN·year <sup>-1</sup> )                                    | 200 779   | 383 009   | 159 970   | 159 970   | 247 744   |
| Przychód roczny całkowity z funkcjonowania biogazowni (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Total annual income from the operation of a biogas plant (PLN·year <sup>-1</sup> ) | 3 189 857 | 3 372 056 | 3 148 070 | 3 148 070 | 6 176 612 |
| Koszt pozyskania substratu (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Cost of the substrate (PLN·year <sup>-1</sup> )   | 1 505 844 | 510 270   | 1 360 720 | 403 964   | 812 875   |
| Koszt serwisu technicznego (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Cost of the technical service (PLN·rok <sup>-1</sup> )  | 200 000   | 200 000   | 250 000   | 250 000   | 275 000   |
| Koszt serwisu technologicznego (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Cost of technological service (PLN·rok <sup>-1</sup> )  | 42 000    |           |           |           |           |
| Koszt amortyzacji (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Cost of depreciation (PLN·rok <sup>-1</sup> )  | 533 333   | 533 333   | 666 667   | 666 667   | 733 333   |
| Koszt personelu (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Cost of staff (PLN·rok <sup>-1</sup> )   | 144 000   |           |           |           |           |
| Roczny koszt funkcjonowania instalacji (PLN·rok <sup>-1</sup> )<br>Annual installation operation cost (PLN·rok <sup>-1</sup> )                                       | 2 425 177 | 1 429 603 | 2 463 387 | 1 506 630 | 2 007 209 |
| Dochód ze sprzedaży energii elektrycznej (PLN)<br>Income from the sale of electricity (PLN)  | 23 203    | 1 018 752 | -15 807   | 940 949   | 439 568   |
| Dochód ze sprzedaży tłuszczu z HI (PLN)<br>Income from the sale of HI oil (PLN)  | -         | -         | -         | -         | 2 941 748 |
| Dochód brutto całkowity (PLN)<br>Total income (PLN)  | 764 680   | 1 942 453 | 684 683   | 1 641 440 | 4 169 403 |

Zasadniczym, a zarazem najwyższym przychodem biogazowni, jest sprzedaż energii elektrycznej wyprodukowanej w kogeneracji. Łączna wartość każdej MWh z uwzględnieniem ceny za energię oraz dwóch możliwych do uzyskania certyfikatów wyniosła 613,21 PLN, co w rocznym rozrachunku każdej z instalacji daje przychód rzędu 2,4 mln PLN. Należy zaznaczyć jednak, że zmiany legislacyjne w kontekście OZE są bardzo dynamiczne, co wpływa bezpośrednio na wysokość przychodów instalacji. Planowane na koniec 2018 roku zmiany finansowania dla biogazowni o mocy do 0,5 MW<sub>el</sub> wraz z wysokosprawną kogeneracją będą sięgać 737 PLN·MWh<sup>-1</sup>, co znacząco poprawi efektywność ekonomiczną tych instalacji. Dodatkowo możliwa jest sprzedaż energii cieplnej oraz pofermentu. W pracy dokonano obliczeń związanych z oszacowaniem wartości obu produktów. Ich wartość i wpływ na bilans instalacji przedstawiono w tabeli 32. Podkreślić należy, że w praktyce często nie docenia się wartości nawozowej pofermentu, którego cena zbytu w Polsce wynosi najczęściej kilka PLN za każdy Mg. W wariantcie V wartość tony pofermentu, bazując na NPK, oszacowano na 60,43 PLN, co znacznie przewyższyło wyniki dla pozostałych wariantów. Ważnym i znaczącym źródłem przychodu, który wystąpił tylko w wariantcie V, jest sprzedaż tłuszczu uzyskanego w wyniku ekstrakcji larw. Z przeprowadzonych wyliczeń wynika, że przy pozyskaniu wytlóków do zapewnienia ciągłości pracy biogazowni 0,5 MW<sub>el</sub>, potrzeba 4555 Mg substratu rocznie. Przy takiej ilości ekstrakcji powstaje 1471 Mg tłuszczu, który przy cenie sprzedaży 2000 PLN za Mg może być źródłem blisko 3 mln PLN przychodu rocznie. Dlatego należy przyjąć przychód o około 20% wyższy niż ten związany ze sprzedażą energii elektrycznej. Pamiętać jednak należy, że wykorzystywanie samych wytlóków mogłoby zaburzyć proces fermentacji, stąd konieczne jest zadbanie o uwzględnienie również innych substratów czy dodatku preparatów ograniczających m.in. azot.

Obliczenie zysku dla analizowanych pięciu wariantów przeprowadzono dwoma sposobami. W pierwszym obliczono zysk brutto z uwzględnieniem tylko podstawowego źródła przychodu, którym jest sprzedaż energii elektrycznej. W tym przypadku najwyższy zysk wygenerowała biogazownia pracująca wyłącznie przy wykorzystaniu miksu owocowo-warzywnego, dla której zysk oszacowano na 1 018 752 PLN. Niewiele niższy zysk mogłaby uzyskać biogazownia w wariantcie IV, wykorzystująca do produkcji energii larwy HI, karmione substratem odpadowym, zakupionym w preferencyjnej cenie 5 PLN za Mg. Z kolei sama sprzedaż energii elektrycznej pozwoliłaby również przynieść zysk biogazowni z wariantu V, a jego wartość mogłaby wynieść 439 568 PLN przy przedstawionych wcześniej założeniach.

Zdecydowanie trudniejsza sytuacja wystąpiłaby w dwóch nieomówionych dotąd wariantach. W wariantcie I, w którym biogaz produkowany był z kisonki, zysk brutto wyniósłby tylko 23 203 PLN. Zdecydowanie gorsza sytuacja związana ze stratami dotyczyłaby biogazowni z wsadem larw HI, które wcześniej żywione były miksem



owocowo-warzywnym pozyskanym w cenie 20 PLN za Mg. Należy jednak mieć na uwadze, że wartości podane dla wszystkich pięciu wariantów przyjęto jako minimalne.

Z analiz ekonomicznych (Carlini i in., 2010) wynika, że końcowy efekt finansowy biogazowni determinowany jest w głównej mierze strukturą kosztów oraz ceną sprzedaży energii. Autorzy podkreślają przy tym, że wraz ze zwiększeniem mocy instalacji maleje jednostkowy koszt produkcji energii.

Rozpatrując możliwość poprawy sytuacji finansowej biogazowni, należałoby mieć na uwadze m.in. możliwości pozyskania dotacji bądź wprowadzenia dodatkowych źródeł przychodu. Tym bardziej że te dodatkowe źródła przychodu pozwalają uzyskać większy zysk brutto dla każdej biogazowni. Przyjmując takie założenie, najkorzystniejsza sytuacja miałaby miejsce w wariancie V, według którego przychód ze sprzedaży tłuszczu na poziomie 2 941 748 PLN pozwoliłyby uzyskać rocznie całkowity zysk brutto przekraczający 4 mln PLN. Poza tym uwzględnienie sprzedaży ciepła i pofermentu również miałby wpływ na poprawę bilansu w pozostałych czterech biogazowniach. W przypadku wariantu II wyżej opisana sytuacja z dużym prawdopodobieństwem miałaby wpływ na niemal podwojony zysk w stosunku do sprzedaży samej energii elektrycznej. Omawiane koszty, przychody oraz zyski przedstawiono w tabeli 32.

Jak wspomniano wcześniej, w pracy uwzględniono również wartość pofermentów powstałych z substratów wykorzystanych do produkcji biogazu. Obliczenia wykonano dla pofermentu z odpadów pochodzenia roślinnego oraz larw HI. W tym celu do wykonania analizy i obliczenia wartości nawozowej pofermentu przyjęto następujące kryteria: zawartość N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> i K<sub>2</sub>O oraz koszt nawozów mineralnych (mocznik, superfosfat prosty oraz sól potasowa), co pozwoliło oszacować wartość składników pokarmowych (tab. 33).

Z obliczeń wynika, że wartość 1 kg N wyniosła 2,78 PLN, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 4,39 PLN, a K<sub>2</sub>O 2,15 PLN. Przedstawione koszty jednostkowe NPK pozwoliły z kolei obliczyć wartość pofermentu dla tych trzech podstawowych składników (tab. 34).

Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że wartość nawozowa oparta o te trzy składniki dla pofermentu wyprodukowanego z odpadów spożywczych pochodzenia roślinnego wynosiła 16,68 PLN·Mg<sup>-1</sup>. Z kolei wartość pofermentu wyprodukowanego z larw HI oszacowano na poziomie 20,90 PLN·Mg<sup>-1</sup>. W tym przypadku na cenę wpłynęła przede wszystkim wyższa niż w przypadku pofermentów z odpadów spożywczych zawartość azotu, wynosząca 4,1 g·kg<sup>-1</sup> św.m. Najwyższą wartość wynoszącą 60,43 PLN wykazano jednak dla pofermentu z wycieków po ekstrakcji tłuszczu, co było spowodowane głównie wysokimi zawartościami wszystkich trzech omawianych pierwiastków. Należy przy tym zaznaczyć, że nawet przyjmując uzyskanie niższych przychodów z tytułu sprzedaży części pofermentu, i tak możliwa jest

**Tabela 33.** Wybrane nawozy mineralne wraz z ich cenami przyjęte do analizy**Table 33.** Selected mineral fertilizers with their prices used for analysis

| Nawóz<br>Fertilizer                         | Zawartość składnika<br>Element content | Cena nawozu<br>(za 1 Mg)<br>Fertilizer price<br>(1 Mg) | Cena składnika<br>(za 1 kg)<br>Component price<br>(1 kg) |
|---|--|--|--|
|   |  | (PLN)  |  |
| Mocznik<br>Urea                             | 46% N                                  | 1 280  | 2,78   |
| Superfosfat prosty<br>Single Superphosphate | 19% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>      | 835  | 4,39   |
| Sól potasowa<br>Potassium chloride          | 60% K <sub>2</sub> O                   | 1 290  | 2,15   |

**Tabela 34.** Wartość analizowanych pofermentów**Table 34.** Value of the investigated digestates

| Cena<br>składnika<br>(PLN·kg <sup>-1</sup> )<br>Component<br>price<br>(PLN·kg <sup>-1</sup> ) | Poferment – Digestate  |   |  |   |  |   |
|---|--|---|--|---|--|---|
|   | odpady spożywcze<br>food waste   |   | larwy HI<br>HI larvae  |   | wytloki po ekstrakcji<br>residue after oil extraction  |   |
|   | zawartość<br>składnika<br>(g·kg <sup>-1</sup> ś.m.)<br>element<br>content<br>(g·kg <sup>-1</sup> f.m.) | wartość<br>składnika<br>(PLN)<br>value of<br>element<br>value of<br>(PLN) | zawartość<br>składnika<br>(g·kg <sup>-1</sup> ś.m.)<br>element<br>content<br>(g·kg <sup>-1</sup> f.m.) | wartość<br>składnika<br>(PLN)<br>value of<br>element<br>value of<br>(PLN) | zawartość<br>składnika<br>(g·kg <sup>-1</sup> ś.m.)<br>element<br>content<br>(g·kg <sup>-1</sup> f.m.) | wartość<br>składnika<br>(PLN)<br>value of<br>element<br>value of<br>(PLN) |
|   | N – 2,78   | 2,0   | 5,56   | 4,1   | 11,40  | 14,5  |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – 4,39  | 0,76   | 3,34  | 1,1  | 4,83  | 2,28   | 10,01   |
| K <sub>2</sub> O – 2,15   | 3,62   | 7,78  | 2,17   | 4,67  | 4,7  | 10,11   |
| Suma:   | 16,68 PLN  |   | 20,9 PLN   |   | 60,43 PLN  |   |

poprawa bilansu instalacji. Poza tym należy podkreślić, że zastosowanie omawianego materiału nawozowego wpisuje się w zasadę GOZ (Peng and Pivato, 2017).

Jak wspomniano wcześniej, kluczową rolę w bilansie energetycznym oraz ekonomicznym biogazowni rolniczej odgrywa dobór odpowiednich substratów wraz z uwzględnieniem ich ceny, dostępności oraz wydajności energetycznej. Można przyjąć, że w najlepszej sytuacji będą właściciele biogazowni rolniczych, w których można przetwarzać szeroką gamę substratów – począwszy od typowych surowców rolniczych, jak np. kiszonki z kukurydzy, zboża czy trawy, oraz nawozy naturalne,

(gnojowica i obornik), kończąc na innych odpadach organicznych pochodzących z przetwórstwa rolno-spożywczego.

Zakłada się, że z przedstawionych w pracy rozwiązań skorzystać będą mogli przedstawiciele co najmniej czterech sektorów:

- a) właściciele instalacji biogazowych będący wykorzystywać jako substraty produkty uboczne przemysłu rolno-spożywczego i pozostałości po tłoczeniu tłuszczu z *Hermetia illucens*,
- b) przedsiębiorstwa branży rolno-spożywczej, dla której zbyt odpadów do biogazowni wpłynie na poprawę rentowności przez ograniczenie opłat za ich utylizację,
- c) producenci owadów chcący osiągnąć zysk przez zwiększenie produkcji i sprzedaż owadów przeznaczonych do wykorzystania w produkcji energii oraz pasz,
- d) rolnicy uwzględniający w planie nawożenia wykorzystanie właściwości nawozowych pofermentu – produktu z biogazowni.

Rozważając kwestię wykorzystania odpadów organicznych pochodzenia roślinnego, uwzględnić należy ich dostępność niemalże na terenie każdego powiatu i gminy. Jest to wynik w miarę dobrze rozwiniętego rolnictwa i przemysłu rolno-spożywczego na terenie kraju. Warto również mieć na uwadze fakt, że w przypadku wykorzystywania do produkcji energii zarówno larw czy wytlóków HI, jak i innych owadów, instalację do ich namnażania można zlokalizować bezpośrednio przy każdej biogazowni. To z kolei daje możliwość niemal całkowitego ograniczenia kosztów związanych z transportem substratów.

## 6.6. Aspekt środowiskowy i społeczny zastosowanych rozwiązań

Rozważając problematykę wykorzystania odpadów oraz owadów do produkcji energii, należy również mieć na uwadze potrzebę uwzględnienia aspektów środowiskowych. Ma to związek z bezwzględną potrzebą ochrony zdrowia ludzkiego, ograniczeniem negatywnego wpływu produkcji i przetwarzania paliw na środowisko oraz stworzeniem organizmom żywym prawidłowych warunków do życia w swoich ekosystemach.

W biogazowniach, jak opisano wcześniej, jako substraty stosuje się m.in. niewykorzystaną żywność. Dzięki temu jest ona włączona w zamknięty obieg, co nie tylko ogranicza straty składników, ale i pozwala zaoszczędzić energię. Problem żywności w skali światowej jest wciąż duży pod względem nierównej dostępności dla ludzi oraz jej marnotrawstwa, które według FAO dotyczy ponad 30% żywności w skali

świata (FAO, 2013b). Należy też wziąć pod uwagę kwestię produkcji żywności i pasz, z którymi związana jest często ich nadprodukcja, z jednoczesnym regionalnym zjawiskiem głodu i wspomnianym marnowaniem (Birisci i McGarvey, 2018). Chcąc temu w jakimś stopniu zaradzić, Röösa i in. (2017) na podstawie analiz długoterminowych podkreślają, że konieczna będzie poprawa produktywności upraw bądź zmniejszenie ilości marnowanej żywności w celu zaspokojenia potrzeb żywieniowych zwiększającej się liczby ludności w skali globalnej.

Mówiąc o marnotrawstwie, trzeba mieć na uwadze, że dotyczy ono m.in. surowców pochodzenia roślinnego, w tym zbóż, warzyw, owoców czy roślin okopowych. Problem ten występuje niemal we wszystkich państwach, chociaż na większą skalę głównie w krajach bogatych i rozwiniętych. To właśnie tam istnieje zjawisko nadprodukcji żywności oraz często nieprzemysłanych, za dużych zakupów (Garcia-Herrero i in., 2018). Z kolei w krajach biedniejszych i rozwijających się kwestia marnowania żywności wynika m.in. z braku centrów dystrybucji oraz nieodpowiednich warunków przechowywania, wskutek czego jedzenie szybciej traci swoje walory i przydatność do spożycia (Sheahan i Barrett, 2017). Dlatego gospodarka bioodpadami powinna uwzględniać m.in. aspekty ekonomiczne, środowiskowe i społeczne (Pubule i in., 2015). Trzeba jednak mieć świadomość, że nie zawsze możliwym jest uniknięcie marnowania żywności, ale należy przynajmniej podejmować działania mające na celu możliwie jak najlepsze wykorzystanie odpadów pochodzących z przemysłu spożywczego (FAO, 2014). W tym kontekście najgorszym z możliwych sposobów jest unieszkodliwianie odpadów przez ich składowanie. Zdecydowanie lepszym rozwiązaniem winno być użycie potencjału energetycznego bądź nawozowego znajdującego się w odpadach (Alwaeli, 2015). Wykorzystanie to winno obejmować przygotowanie odpadów do ponownego użycia, recykling (Pleissner, 2018) czy inne metody odzysku, w tym odzysk energii (Braguglia i in., 2018; Tong i in., 2018).

Biogazownie rolnicze są instalacjami wykorzystującymi do produkcji energii wszelkiego rodzaju odpady ulegające biodegradacji. Ponieważ mogą one pracować przez prawie cały rok, niezależnie od warunków atmosferycznych, wpisują się w politykę energetyczną kraju, zakładającą produkcję energii ze źródeł odnawialnych (Obrycka, 2014). Możliwość ich funkcjonowania na terenie całego kraju bez względu na porę roku daje biogazowniom rolniczym przewagę nad niestabilnymi instalacjami, charakteryzującymi się zdecydowanie mniejszymi sprawnościami. Dotyczy to m.in. siłowni wiatrowych czy instalacji fotowoltaicznych.

W pracy dokonano obliczeń uwzględniających system błękitnych certyfikatów, obowiązujący aktualnie dla instalacji biogazowych, które funkcjonowały przed 1 lipca 2016 roku. Aktualnie prowadzone są intensywne prace nad zmianą systemu wsparcia biogazowni rolniczych, dające nadzieję na poprawę sytuacji, w tym i dla nowo powstających instalacji.

Przetwarzanie odpadów w biogazowniach rolniczych ma korzystny wpływ na środowisko (Obrycka, 2014). Wśród głównych aspektów tego problemu należy wymienić ograniczanie ilości odpadów trafiających na składowiska i wysypiska oraz stworzenie warunków do redukcji niekontrolowanych emisji wielu gazów, w tym i metanu (Mustafa i in., 2016). Poza tym, wykorzystując odpady i produkty uboczne, redukuje się ilość składowanych odpadów z jednoczesną produkcją wysokiej jakości nawozu (Bhatia i in., 2018). Produkcja biogazu może być rozwiązaniem pozwalającym spełnić regulacje prawne mówiące o zakazie składowania odpadów zebranych selektywnie, o którym wspomniano we wstępie. Ograniczenie składowania bioodpadów ma również szerszy, pozytywny wpływ na środowisko naturalne, który wynika m.in. z ograniczenia transportu odpadów (Inghels i in., 2016). Ponadto należy to traktować jako poważny problem, zwłaszcza w kontekście aktualnie występujących w Polsce zagadnień dotyczących nielegalnego składowania odpadów oraz pożarów na składowiskach. Wykorzystując energię z biopaliw czy innych rodzajów OZE, ogranicza się ilość wydobywanych i przetwarzanych paliw kopalnych (Barreto, 2018) z jednoczesną redukcją emisji szkodliwych związków do atmosfery (Muradov, 2017). Li i Sum (2018) na podstawie przeprowadzonych analiz wykazali, że chcąc spełnić założenia w kontekście gospodarki niskoemisyjnej, potrzebne będą szerokie działania obejmujące nie tylko ograniczenie wsparcia dla paliw kopalnych.

Kolejną zaletą wykorzystania odpadów w procesie biokonwersji ze środowiskowego punktu widzenia jest redukcja gazów cieplarnianych oraz innych szkodliwych związków mających wpływ na zanieczyszczenie atmosfery (Liddle i Sadorsky, 2017). Biogazownie są bowiem instalacjami hermetycznymi i z tego względu nie ma problemu emisji gazowych z tych instalacji w trakcie ich pracy. Jedynym momentem, kiedy emisje mają miejsce, jest transport i magazynowanie substratów. Dlatego zaleca się ograniczać te czynności do niezbędnego minimum. Feng i in. (2018), badając wpływ temperatury na emisje metanu z przechowywanej gnojowicy wraz z dodatkiem odpadów spożywczych, stwierdzili m.in. że emisje metanu wzrastały przy wspólnym przechowywaniu obu substratów w warunkach podwyższonej temperatury. Potwierdza to jednoznacznie fakt, że substraty wykorzystywane w biogazowniach powinny być magazynowane oddzielnie i przez jak najkrótszy okres czasu.

Wytwarzanie i spalanie biogazu w kogeneracji jest bardzo efektywną metodą produkcji energii, co wynika z możliwości jednoczesnego wytwarzania energii elektrycznej i ciepła. Należy przy tym nadmienić, że ditlenek węgla będący składnikiem biogazu może być z powodzeniem przechwytywany i wykorzystany (He i in., 2018), np. przy uprawie roślin w szklarniach, wpisując się tym samym w trend GOZ.

Przetwarzając odpady do produkcji energii, ogranicza się wykorzystanie gruntów uprawnych na cele energetyczne. Działanie takie należy uznać za zjawisko bardzo korzystne i co ważne akceptowalne przez społeczeństwo. Wynika to przede wszystkim

z częstych problemów związanych z postawą lokalnej społeczności, co staje się na ogół powodem opóźniającym bądź całkowicie uniemożliwiającym powstanie instalacji wspomagających chronić środowisko naturalne. W ramach realizacji pracy zaobserwowano, że część substratów uległa bardzo szybkiemu odfermentowaniu w czasie nawet poniżej piętnastu dni. Mając to na uwadze, zaleca się, ażeby niespożytą żywność, frakcje HI fermentować z dodatkiem innych substratów. Rozwiązanie to pozwoli na stworzenie odpowiednich warunków do namnażania się mikroorganizmów beztlenowych odpowiedzialnych za proces fermentacji metanowej. Poza tym pojawia się możliwość wykorzystania dodatkowych substratów w ramach procesu kofermentacji. Jest to o tyle istotne, że pozwala unikać opłat za zagospodarowanie odpadów, co może mieć duży wpływ na poprawę bilansu biogazowni. Możliwość taką potwierdzają badania m.in. Szlachty i Dworaczyka (2017).

Kolejną, społeczną zaletą funkcjonowania biogazowni jest tworzenie nowych miejsc pracy i wykorzystywanie lokalnych rynków. Tym bardziej że każda instalacja potrzebuje do obsługi kilku pracowników, co daje szansę na zatrudnienie mieszkańców danego obszaru. Ponadto w trakcie eksploatacji biogazowni rolnicze korzystają z innych usług np. transportowych czy serwisowych, umożliwiając tym samym uzyskanie finansowych korzyści kolejnym firmom (Bluemling i in., 2013). W grupie zalet społecznych wymienia się również uniezależnienie od dostaw energii, na co zwrócił uwagę m.in. Stürmer (2017). Z tego względu biogazowni rolnicze, będące lokalnymi elektrowniami, doskonale wpisują się w niezależność energetyczną i to przemawia za tym, że powinny być budowane na obszarze całego kraju.

O tym, że owady pełnią pozytywną rolę w całym ekosystemie, w tym dla człowieka, nie ma konieczności nikogo przekonywać. Poza ich niezwykle ważną rolę w zapylaniu roślin czy ogniwie łańcucha pokarmowego coraz większą uwagę zwraca się na ich wykorzystanie spożywcze (Kouřimská i Adámková, 2016; Smetana i in., 2016), paszowe (Nogales i Mérida i in., 2018; Makkar i in., 2014) oraz energetyczne (Leong i in., 2016; Manzano-Agugliaro i in., 2012).

Jednym z negatywnych w odbiorze społecznym aspektów są skutki produkcji i przetwarzania oleju palmowego do celów spożywczych i paszowych (Vijay i in. 2016). Związane jest to m.in. z faktem uprawy palm olejowych na ogół na wielkoobszarowych plantacjach, które zazwyczaj powstają w miejscach świeżo wypalonych i wykarczowanych obszarów lasów równikowych (Gunggut i in., 2014). Przygotowując miejsce pod plantacje, zabiera się czy wręcz niszczy środowisko życia wielu organizmów, w tym i ssaków. Zjawisko to występuje przede wszystkim w Indonezji i Malezji, które odpowiadają za większość produkcji surowca na świecie (Afriyanti i in., 2016). Podejmowane niekiedy np. w Indonezji działania zmierzające do ograniczenia negatywnego wpływu na środowisko mają charakter pozorny. Tym bardziej że rządy tych krajów nie tylko nie utrudniają, a wręcz upraszczają prowadzenia działań

dewastacyjnych. Niepokojące są założenia wskazujące, że produkcja oleju palmowego do 2050 roku może zwiększyć się trzykrotnie. Mając na uwadze duże zapotrzebowanie na oleje, należy spodziewać się, że tłuszcz pozyskiwany z owadów, w tym z HI, będzie coraz bardziej pożądanym substratem na rynku międzynarodowym.

Z kolei intensywna produkcja zwierzęca mająca miejsce na całym świecie staje się problemem globalnym, również w aspekcie środowiskowym. Z tego względu należy zwrócić uwagę na fakt, że produkcja owadów powoduje ograniczenie negatywnych zmian spowodowanych produkcją zwierzęcą. Zdaniem Romaniuka i in. (2009) do głównych elementów wpływających na kształtowanie warunków środowiskowych dla obiektów inwentarskich zalicza się m.in. rodzaj produkcji zwierzęcej, koncentrację zwierząt, system chowu oraz gospodarkę nawozami naturalnymi. To właśnie produkty związane z bytowaniem zwierząt (obornik, pomiot, gnojowica) stanowią jedno z większych zagrożeń dla środowiska. Wynika to m.in. z faktu ich niewłaściwego magazynowania, nieterminowego stosowania oraz aplikowania często zwiększanych dawek. Wykorzystując tłuszcz owadzi, możliwe jest częściowe zastąpienie zapotrzebowania na produkty zwierzęce. Poza tym odchody larw HI są zdecydowanie mniej uciążliwe dla środowiska niż nawozy naturalne. Potwierdziły to m.in. badania na roślinach ozdobnych (dane niepublikowane). Poza tym, jak wynika z rezultatów badań zawartych w pracy, odchody można z powodzeniem wykorzystać w procesie fermentacji metanowej, a w nawożeniu wykorzystać powstały poferment, zamykając tym samym obieg składników pokarmowych. Zaletą owadów w kontekście ich hodowli jest brak konieczności dostarczania do ich rozwoju zawartej w paszy wody. Ma to znaczenie o tyle, że jej zawartość w paszach wynosi około 90% dla większości substratów pochodzenia roślinnego. Poza tym, wykorzystując wodę z odpadów pochodzenia roślinnego, oszczędza się limitowane zasoby wody. Jest to ważny problem, ponieważ zdaniem Hoekstra i Mekonnen (2012) produkcja i przetwarzanie produktów rolnych odpowiadają za 92% światowego zużycia wody. Dla porównania przemysł odpowiada za 4,4% zużycia, a cele bytowe to wielkość rzędu 3,6% zużycia.

Innym niezwykle ważnym aspektem obok zużycia wody, o którym wspomniano już wcześniej, jest ograniczenie emisji związków do atmosfery powodujących efekt globalnego ocieplenia. Rozważania nad tym problemem od lat budzą kontrowersje w środowisku naukowym. Część zwolenników jako powód globalnego ocieplenia podaje naturalne procesy bazujące na cyklach geologicznych, argumentując, że zmiany temperatury oraz zawartości CO<sub>2</sub> w atmosferze w odległych epokach były bardzo dynamiczne. Wydaje się jednak, że więcej zwolenników występowania globalnego ocieplenia opowiada się za antropogenicznym oddziaływaniem na ekosystemy. Jeden z sektorów obok przemysłu oraz transportu przyczyniającym się do emisji związków gazowych do atmosfery, to rolnictwo (Gołasa, 2016). Niezależnie od prezentowanych poglądów, nie ulega wątpliwości, że ludzie poprzez lokalne i globalne działania mogą



wpływać na ograniczenie antropogenicznych emisji takich gazów, jak m.in. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> czy N<sub>2</sub>O. Owady, przetwarzając biomasę, są również emiterami m.in. CO<sub>2</sub>, jednak ten rodzaj dwutlenku węgla nie jest traktowany jako gaz cieplarniany (powstał w wyniku asymilacji CO<sub>2</sub> z atmosfery), a ponadto produkcja odbywa się w kontrolowanych i hermetycznych warunkach, dzięki czemu możliwym jest wydzielenie CO<sub>2</sub> i wykorzystanie go podobnie jak w przypadku biogazowni. Innym gazem, którego światowe emisje są w dużej mierze warunkowane aspektami środowiskowymi, jest amoniak (Bieńkowski i in., 2018).

Wszelkie aktywności podejmowane na rzecz ochrony środowiska, gospodarki odpadami oraz produkcji biopaliw i nawozów powinny być podejmowane na poziomie globalnym, krajowym, wojewódzkim oraz lokalnym. Często to właśnie niewielka, znająca się dobrze wspólnota podejmuje w swoim otoczeniu działania, mające pozytywny wpływ i inspirujące dla innych. Mogą to być np. wspólnoty zarówno nieformalne, jak i te o uporządkowanej strukturze i formie organizacyjnej, jak np. klastry energii.

Nadmierne wykorzystywanie surowców oraz marnowanie lokalnie dostępnych odpadów, pozostałości czy produktów ubocznych pochodzenia rolno-spożywczego skutkują zwiększonym zużyciem surowców, materiałów, energii oraz zwiększeniem powierzchni upraw roślin wykorzystywanych na cele energetyczne. Działanie takie z pewnością może być przyczyną powstawania konfliktów pomiędzy wykorzystaniem płodów rolnych do celów innych niż spożywcze, co należy zdecydowanie ograniczać.



## 7. DYSKUSJA

### Gospodarka obiegu zamkniętego

Gospodarka obiegu zamkniętego (GOZ), zwana inaczej gospodarką cyrkularną, jest coraz częściej wdrażanym systemem. Działania realizowane w ramach GOZ bazują na możliwie jak największej redukcji zużycia surowców oraz energii, ograniczeniu produkcji energii oraz emisji wprowadzanych do środowiska (Korhonen i in., 2018; Tisserant i in., 2017). Omawiany model jest przeciwieństwem gospodarki liniowej, którą charakteryzuje duże zużycie surowców oraz coraz to większa ilość produkowanych odpadów (Sariatli, 2017). W GOZ powstające w cyklu produkcyjnym odpady oraz produkty uboczne stosuje się jako surowce do kolejnych, bądź innych procesów, tak aby możliwie dobrze wykorzystać materiały zużywane w procesie.

Działania związane z GOZ przynoszą korzyści zarówno ekonomiczne (np. redukcja wydatków na surowce pierwotne), środowiskowe (np. zmniejszenie ilości powstających odpadów), jak i społeczne (np. lokalna poprawa stanu środowiska). W związku z tym koniecznym jest poszukiwanie takich rozwiązań, które wpisują się będą w omawiany trend.

Aby móc mówić o realizacji strategii GOZ, należy rozpocząć działania już od momentu pozyskania surowca poprzez produkcję, konsumpcję, po wykorzystywanie powstałych odpadów. W badaniach omówionych w pracy podstawowym surowcem wykorzystywanym w procesach produkcji biogazu były odpady spożywcze pochodzenia roślinnego. Substraty te były używane do produkcji biogazu bezpośrednio oraz włączane w diety larw w ramach procesu biokonwersji, a dopiero następnie stosowane do produkcji omawianego paliwa gazowego. Wyprodukowany biogaz może zostać wtłoczony do sieci przesyłowych, a następnie konsumowany, jak również być zamieniony na energię elektryczną oraz ciepło w ramach procesu kogeneracji. Niezależnie od przeznaczenia biogaz jest wartościowym paliwem, który po podczyszczeniu może charakteryzować się nawet lepszymi parametrami niż gaz ziemny. Podstawowymi odpadami czy produktami ubocznymi opisanych powyżej działań jest poferment dla procesu fermentacji metanowej

oraz odchody HI powstające w procesie hodowlanym. Oba wymienione substraty z powodzeniem mogą być dalej wykorzystane, wpisując się w działania gospodarki obiegu zamkniętego.

### **Marnowanie żywności i powstawanie odpadów żywnościowych**

Według Organizacji Narodów Zjednoczonych do spraw Wyżywienia i Rolnictwa (FAO, 2013b), około jedna trzecia wyprodukowanej żywności na świecie nie zostaje wykorzystana, a jednocześnie globalna ilość marnowanej żywności wystarczyłaby na rozwiązanie problemu głodu. W przypadku kiedy nie można w danym zakładzie czy na danym obszarze ograniczyć ilości powstających odpadów organicznych pochodzenia roślinnego powinno się podejmować działania realizowane w ramach procesu odzysku. Odpady żywnościowe oraz straty przy produkcji żywności powstają na wielu płaszczynach. Jest to związane zarówno ze skomplikowanym łańcuchem transportu od momentu zbioru, przez przetwórnictwo, aż do konsumenta, jak i z podatnością produktów spożywczych na psucie się (Fisgativa i in., 2016). Mówiąc o marnowaniu żywności, zjawisko to odnosi się najczęściej do zakupionych, jednak niezjedzonych produktów spożywczych. Dużo odpadów powstaje również w wyniku stosowania niekorzystnych regulacji mówiących przede wszystkim o konieczności spełnienia konkretnych norm przy wprowadzaniu warzyw czy owoców do sprzedaży. Przykładowo zbyt długi banan czy papryka niemająca odpowiedniego koloru ciągle są pełnowartościowymi produktami pod kątem składników pokarmowych, jednak ze względu na normy obowiązujące w sieciach handlowych nie dopuszcza się ich do sprzedaży i ulegają likwidacji. Działania takie są źle postrzegane przez społeczeństwo, wśród którego popularne staje się życie w myśl idei *zero waste* czy *less waste*. Dzięki presji społecznej coraz więcej sklepów wielkopowierzchniowych otwiera się na rozwiązania środowiskowe poprzez m.in. sprzedaż lekko uszkodzonych produktów spożywczych czy obniżanie cen żywności z krótkim terminem przydatności (Brancoli i in., 2017). Mimo tego, że problematyka marnowania żywności ma zasięg przede wszystkim lokalny, to jej skutki odczuwane są w skali globalnej.

Produkcja energii z odpadów spożywczych oraz innych pochodzących z przemysłu rolno-spożywczego powinna być praktykowana zgodnie z ideą „waste to energy” (Thuy Pham i in., 2015). Rozwiązanie takie pozwoli nie tylko na produkcję biogazu rolniczego czy energii, ale i na zagospodarowanie odpadów zgodnie z zasadami ochrony środowiska i zrównoważonego rozwoju. Koniecznym staje się więc prowadzenie badań nad procesem fermentacji metanowej z wykorzystaniem zarówno typowych substratów, jak i z nowymi substratami. Badania powinny obejmować również nowe technologie, w tym z zastosowaniem technik biokonwersji odpadów spożywczych z wykorzystaniem m.in. owada *Hermetia illucens*.

## **Odpady żywnościowe jako substraty do biogazowni**

Odpady żywnościowe są substratem wykorzystywanym przede wszystkim jako pasze, nawozy oraz do produkcji energii. Mówiąc o produkcji energii, najczęściej wymienia się procesy termiczne i biologiczne jako preferowane kierunki jej produkcji. Ze względu na swoje właściwości, zwłaszcza wysoki stopień uwodnienia, rozsądnym kierunkiem zagospodarowania dla większości odpadów pochodzących z przemysłu rolno-spożywczego, jest wykorzystanie ich w procesach biologicznych. W ramach omawianej grupy wyróżnić można dwa podstawowe kierunki – kompostowanie oraz fermentację metanową. Kierunek wykorzystania każdego odpadu, zwłaszcza tych niejednorodnych pod względem właściwości czy miejsc pochodzenia, powinien być ustalany na podstawie ich właściwości fizycznych, chemicznych oraz mikrobiologicznych. Zachować jednak przy tym należy opłacalność ekonomiczną, a wszelkie działania prowadzić tak, żeby były one zgodne z prawem.

Fermentacja metanowa jest jednym z najpopularniejszych rozwiązań w kontekście zagospodarowania odpadów spożywczych, zarówno pochodzenia roślinnego, jak i zwierzęcego (Bong i in., 2018; Xu i in., 2015). Jest to jednocześnie proces, w którym można wykorzystywać szeroką gamę odpadów organicznych. Substratami, z powodzeniem używanymi w biogazowniach rolniczych oraz odpadowych, są m.in. wszelkiego rodzaju odpady i pozostałości pochodzące z przemysłu rolno-spożywczego, niewykorzystana oraz zmarnowana żywność. Świadczą o tym m.in. wyniki badań własnych otrzymane w ramach realizacji niniejszej pracy oraz doniesienia literaturowe. W ramach realizacji pracy udowodniono, że odpady pochodzenia rolniczego, rolno-spożywczego oraz zwierzęcego charakteryzuje zróżnicowany potencjał energetyczny w fermentacji metanowej. Sektor rolno-spożywczy w Polsce jest bardzo dobrze rozwinięty, o czym świadczą dane dotyczące wyprodukowanej oraz eksportowanej na cały świat żywności (Kacperska, 2016). Jak zauważyli Szczepaniak i in. (2018), nastąpiła również wyraźna poprawa międzynarodowej konkurencyjności polskich producentów żywnościowych. Warto dodać, że omawiany sektor charakteryzuje się znacznym zróżnicowaniem pod kątem wielkości produkcji, jej charakterystyki, a także lokalizacji. Jest to duża zaleta, ponieważ odpady są dostępne na terenie całego kraju. W związku z tym, wykorzystując je lokalnie, można zarówno chronić środowisko, jak i dywersyfikować źródła energii odnawialnej.

W ciągu ostatnich kilku lat udział wszelkiego rodzaju odpadów związanych z produkcją i przetwórstwem owoców oraz warzyw wykorzystywanych do produkcji biogazu rolniczego przybiera na znaczeniu. Aktualnie grupa ta zajmuje pierwsze miejsce spośród wszystkich substratów używanych w biogazowniach rolniczych, wyprzedzając nawet gnojowicę i kiszonki (KOWR, 2018b). Zważywszy na coraz wyższe ceny kiszonki z kukurydzy i konflikt związany z przeznaczeniem gruntów uprawnych na

cele energetyczne, z każdym rokiem widać coraz większe zapotrzebowanie na omawiane odpady w instalacjach do biologicznego przetwarzania odpadów. Mając to na uwadze, podjęto się badań nad szeroką gamą odpadów i produktów ubocznych.

Chcąc wykorzystać niespożytą żywność oraz odpady i produkty uboczne z przemysłu rolno-spożywczego, należy przestrzegać pewnych zasad. Przede wszystkim substraty te są podatne na biodegradację, w związku z czym konieczna jest ich możliwie jak najszybsza utylizacja (Chen i in., 2016). Tym bardziej że niewskazany jest niekontrolowany rozkład ze względu na szkodliwe emisje oraz rozkład materii organicznej powodujący w dalszym czasie niższy uzysk energii. Koniecznym staje się więc opracowanie odpowiedniego systemu zbiórki, przechowywania i transportu odpadów. Preferowanym rozwiązaniem jest dostarczenie odpadów do biogazowni tego samego dnia, w którym powstały odpady, chociaż w praktyce nie zawsze istnieje taka możliwość. Szybkość działań jest szczególnie potrzebna w dniach o wysokiej temperaturze powietrza, która sprzyja niekontrolowanym procesom rozkładu. Pamiętać również należy o selektywnym wydzieleniu odpadów oraz o tym, by nie kierować do instalacji zanieczyszczonych odpadów.

Odpady ulegające biodegradacji, które mogą być stosowane w procesie produkcji biogazu rolniczego, stanowią szeroką i bardzo zróżnicowaną grupę. Fakt ten należy uznać za zaletę, ponieważ odpady o odmiennych właściwościach mogą być wykorzystywane w różnych lokalizacjach, co znacząco ułatwi budowanie nowych biogazowni rolniczych i rozwój całego rynku. Problemem jest natomiast określenie samej ilości i dostępności wyprodukowanych odpadów w ujęciu województwa czy kraju. Są oczywiście prowadzone ewidencje, jednak należy pamiętać, że znaczna ilość odpadów jest zagospodarowana przez firmy we własnym zakresie, np. poprzez odzysk R10 bez zezwoleń, produkcję kompostu czy przekształcenie termiczne bez dysponowania odpowiednią instalacją i zgodą na prowadzenie odzysku.

Wykorzystanie odpadów żywnościowych pochodzenia roślinnego do produkcji energii należy uznać za rozwiązanie słuszne. Trzeba jednak pamiętać, żeby prowadzić działania zmierzające do unikania powstawania tego typu odpadów. Może to odbywać się na poziomie globalnym, lokalnym oraz w każdym gospodarstwie domowym. Zakłady produkcyjne i supermarkety mogą ograniczyć powstawanie odpadów poprzez racjonalizację procesów technologicznych oraz procesów zmierzających do wycofania produktów ze sprzedaży, a następnie ich zagospodarowania. Natomiast każdy człowiek indywidualnie może przyczynić się do redukcji odpadów poprzez świadome robienie zakupów czy zamawianie odpowiednich porcji jedzenia w restauracjach. Wartością dodaną tego typu działań będą oszczędności finansowe dla każdej z grup osób, które podejmą się działań związanych z redukcją powstających odpadów spożywczych.

## **Gospodarka pofermentem jako sposób na poprawę bilansu instalacji**

Mimo obiecujących początków rozwoju rynku OZE w Polsce, szybko nastąpiło jego załamanie związane bezpośrednio ze spadkiem cen zielonych certyfikatów w roku 2012, przeciągającym się brakiem odpowiedniej ustawy o OZE, a następnie licznymi zmianami w prawodawstwie. Zażegnaniem tych trudności dla wszystkich instalacji produkujących biopaliwa było poszukiwanie dodatkowych źródeł dochodu, poza obniżeniem cen związanych z zakupem, transportem i magazynowaniem surowców. Drugim produktem procesu fermentacji metanowej obok biogazu jest pulpa pofermentacyjna, której rolnicze wykorzystanie musi być zgodne z prawem zagospodarowania pofermentu (Czekała i in., 2012).

Właściciele biogazowni zakładali, że sprzedaż pofermentu może stanowić dodatkowe źródło przychodu. Pomysł ten okazał się słusznym, chociaż sukces wymagał czasu. Barierą dla możliwości sprzedaży pofermentu była przede wszystkim negatywna opinia o tym produkcie, będąca rezultatem nieprawidłowych działań podejmowanych w niektórych pierwszych krajowych biogazowniach.

Jak wspomniano wcześniej, w skład pofermentu wchodzi przede wszystkim nierozłożone w procesie fermentacji związki organiczne, składniki występujące w formach mineralnych oraz woda. Na właściwości pulpy pofermentacyjnej zasadniczy wpływ ma przede wszystkim rodzaj wykorzystywanych w trakcie fermentacji metanowej substratów. Wynika to z faktu, że jedynie część biomasy ulega przemianom w omawianym procesie. Innymi czynnikami wpływającymi na przebieg procesu, a co za tym idzie właściwości produktu, są m.in. wstępne przygotowanie substratu, np. poprzez rozdrobnienie, przebieg i warunki prowadzenia procesu fermentacji oraz czas i warunki przechowywania pofermentu (Czekała i in., 2018a).

Istnieje wiele możliwości wykorzystania pofermentu (Czekała i in., 2012). Najczęściej wyróżnia się kierunki nawozowe, energetyczne i alternatywne. Zdecydowanie najpowszechniejszym kierunkiem jest jego wykorzystanie nawozowe. Takie działanie pozwala dostarczyć glebie, a następnie roślinom, składników pokarmowych. Umożliwia to m.in. na redukcję kosztów związanych z zakupem nawozów mineralnych, co ma znaczenie także w odniesieniu do ograniczania wpływu azotu na środowisko.

Aktem prawnym regulującym możliwość nawozowego wykorzystania pozostałości z procesu fermentacji metanowej jest Ustawa o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 2007 nr 147 poz. 1033). Dokument ten reguluje przede wszystkim warunki i tryb wprowadzania do obrotu nawozów, środków wspomagających uprawę roślin oraz reguluje stosowanie nawozów i środków wspomagających uprawę roślin w rolnictwie. Pod pojęciem nawozów, zgodnie z omawianym aktem prawnym, rozumie się „produkty przeznaczone do dostarczania roślinom składników pokarmowych lub

zwiększania żyzności gleb albo zwiększania żyzności stawów rybnych, którymi są nawozy mineralne, nawozy naturalne, nawozy organiczne i nawozy organiczno-mineralne”. Po spełnieniu odpowiednich warunków zawartych przede wszystkim w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. w sprawie procesu odzysku R10 (Dz.U. 2015 poz. 132) oraz Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów Ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 2008 nr 119 poz. 765) poferment może być stosowany w rolnictwie.

Z literatury wynika, że bez względu na rejon świata, podkreśla się przydatność pofermentu w procesie wzrostu i rozwoju roślin (Song i in., 2018; Sigurnjak i in., 2017; Koszel i Lorencowicz, 2015). Poferment w wielu krajach (m.in. Chinach oraz Niemczech) traktowany jest jako wartościowy nawóz, a regulacje prawne sprzyjają jego zastosowaniu w rolnictwie. Aktualnie większość biogazowni nie ma problemu z gospodarką pulpą pofermentacyjną i sprzedaje ją najczęściej po kilka PLN za 1 Mg. Część właścicieli instalacji podjęła skuteczną próbę ubiegania się o dokumentację kwalifikującą poferment jako nawóz bądź środek poprawiający właściwości gleby, znacznie upraszczając możliwość zbytu lub sprzedaży. Uwarunkowania prawne i konieczność pozyskiwania dokumentacji np. na odzysk odpadów metodą R10 często wręcz ograniczają możliwości jego zagospodarowania oraz zniechęcają potencjalnych odbiorców. W ostatnich latach widać jednak pewne zmiany, głównie związane z pracami nad nową wersją Ustawy o nawozach i nawożeniu.

O tym, jak bardzo gospodarka pofermentem może wpłynąć na bilans biogazowni, świadczą przypadki biogazowni rolniczych zlokalizowanych m.in. w Azji Południowo-Wschodniej, gdzie sprzedaż pofermentu może przynieść dochód porównywalny czy wręcz wyższy niż wartość wyprodukowanego biogazu. Wynika to w głównej mierze z produkowania bardzo bogatego w składniki pokarmowe pofermentu powstałego m.in. na bazie pomiotu kurzego, przy jednocześnie niskiej sprawności wielu biogazowni. Taki nawóz jest bardzo pożądanym na terenach ubogich w składniki pokarmowe, stąd tak wysoka cena.

Dzięki prowadzonej sprzedaży pofermentu możliwe jest uzyskanie przychodów, które pozytywnie wpływają na bilans biogazowni. Świadczą o tym również wyniki uzyskane w pracy. Wartość analizowanych pofermentów, bazując jedynie na zawartości NPK, została oszacowana na 16,68 PLN oraz 20,90 PLN, odpowiednio dla pofermentów powstałych na bazie odpadów spożywczych oraz larw HI. Dla pofermentu powstałego z wytlóków (wariant V) było to aż 60,43 PLN. Odnosząc te ceny do realnych warunków, można przyjąć założenie, że możliwa jest sprzedaż nawozu w cenie 8 PLN do 25 za 1 Mg świeżej masy pofermentu. Cena ta byłaby bez wątpienia konkurencyjna dla rolników w stosunku do nawozów sztucznych. Warto dodać, że poferment jest nawozem zawierającym nie tylko NPK, ale i inne składniki

pokarmowe, w tym mikroelementy, co różni go od nawozów mineralnych i podnosi jego wartość, także nawozową.

### **Owady jako sposób na poprawę bilansu biogazowni i źródło tłuszczu dla przemysłu**

Na całym świecie, w tym i w Polsce, prowadzone są badania nad wykorzystaniem owadów w żywieniu zwierząt gospodarczych oraz ludzi. Szacuje się, że na świecie owady spożywane są regularnie przez ponad 2 miliardy ludzi, a mając na uwadze wzrost liczby ludności z każdym rokiem, można przyjąć założenie, że wzrastać będą również potrzeby na żywność, w tym również uwzględniającą udział owadów. Ich obecność w diecie dotyczyć będzie także krajów Europy czy Ameryki Północnej, gdzie konsumpcja owadów nie jest jeszcze tak popularna.

Powyższy problem ma swoje odzwierciedlenie w prowadzonych na całym świecie badaniach nad produkcją owadów w skali przemysłowej (Salomone i in., 2017). Głównym kierunkiem ich wykorzystania w Europie jest aktualnie produkcja pasz dla zwierząt domowych oraz ryb. Wynika to z aktualnie obowiązujących regulacji prawnych zabraniających wykorzystywania mączek owadzych m.in. w żywieniu zwierząt gospodarskich. Jest tylko kwestią czasu zmiana podejścia do tego problemu i umożliwienie ich wykorzystywania do celów spożywczych oraz paszowych dla zwierząt gospodarskich.

Menozzi i in. (2017) podają, że akceptacja społeczna konsumpcji owadów rośnie dzięki informacji o tym, że produkty pochodzenia owadziego pozytywnie wpływają na zdrowie ludzi, a ich produkcja jest korzystna dla środowiska. Według badaczy barierą jest natomiast uczucie niesmaku w stosunku do jedzenia owadów, które to jako cechę negatywną wymienia się najczęściej. Badania nad możliwością konsumpcji owadów zostały również przeprowadzone w Polsce. Grupa respondentów biorąca udział w ankietach była w większości negatywnie nastawiona do tego typu wykorzystania owadów (Kostecka i in., 2017). W związku z tym autorzy sugerują rozpocząć na szeroką skalę wykorzystanie odpadów do produkcji biopaliw, a w dalszej kolejności do pasz i konsumpcji. Ważnym elementem takiej strategii musi jednak być stałe informowanie społeczeństwa, podnoszące świadomość w kontekście omawianego problemu.

Wytworzone na potrzeby badań larwy HI wykorzystywano do produkcji biopaliw gazowych. We doświadczeniach przeprowadzonych przez innych naukowców, owadów tych użyto do produkcji biopaliw ciekłych, w tym biodiesela z biomasy owadziej (Nguyen, 2018; Manzano-Agugliaro i in., 2012). W niniejszej pracy przeprowadzono analizy wydajności biogazowej oraz metanowej larw HI oraz ich frakcji, co umożliwiło określenie potencjału energetycznego owadów w procesie produkcji biogazu.



Na podstawie wyników opisanych w rozdziale 6.2.3. stwierdzono, że zarówno larwy HI, jak i każda z frakcji, z powodzeniem może być wykorzystywana do produkcji energii. Najwyższą wydajnością biogazową w warunkach mezofilowych charakteryzował się tłuszcz (1164,09 m<sup>3</sup> z 1 Mg świeżej masy), jednak frakcję tę planuje się wykorzystywać głównie w przemyśle paszowym. Z kolei rozdrobnione larwy w tych samych warunkach osiągnęły wydajność 207,53 m<sup>3</sup> z 1 Mg, co tylko potwierdza możliwość ich wysokiego potencjału energetycznego.

### **Korzyści wynikające z wykorzystania rozwiązań zaproponowanych w pracy**

Godnym podkreślenia jest fakt, że produkcja energii z biopaliw, zwłaszcza w biogazowni rolniczej, jest w dużym stopniu przewidywalna. Oznacza to, że mając informację o mocy agregatu kogeneracyjnego, znając przybliżone wydajności metanowe substratów oraz ich dostępność, można wyliczyć ilość wyprodukowanego biogazu rolniczego i/lub energii elektrycznej oraz ciepła z wyprzedzeniem na wiele lat. Należy pamiętać, że nawet gdyby zabrakło danego substratu możliwym jest jego zastąpienie innymi, aktualnie dostępnymi, tak aby wyprodukować zakładaną ilość biogazu. Mając na uwadze zaprezentowane powyżej argumenty, biogazownie rolnicze powinny być jednym z głównych źródeł OZE na terenie większości krajów.

Wartym podkreślenia jest fakt dużej uniwersalności wdrożenia rozwiązań związanych z larwami HI. Przemysłowa hodowla owadów na biopaliwa mogłaby funkcjonować przy każdej biogazowni rolniczej czy dużym zakładzie przetwórczym produkującym znaczne ilości odpadów pochodzenia roślinnego. Wykorzystanie omawianych odpadów do produkcji biopaliw oraz nawozu powstającego z tego procesu, zdecydowanie wpisywałoby się w gospodarkę obiegu zamkniętego, zgodnie z przyjętymi założeniami.

Od 1 stycznia 2018 r. w Polsce obowiązuje system zmierzający do wydzielenia oraz zagospodarowania bioodpadów pochodzących z gospodarstw domowych. Jest to kolejny selektywnie wydzielany strumień odpadów obok plastiku, szkła, papieru, metalu oraz odpadów niebezpiecznych. Mając na uwadze wysoki potencjał niewykorzystanej żywności, trwają dyskusje nad wydzieleniem odpadów kuchennych od odpadów zielonych z grupy bioodpadów celem podniesienia efektywności zagospodarowania każdej z wymienionych grup. Włączając w ten system lokale gastronomiczne, punkty zbiorowego żywienia oraz sklepy, zwłaszcza te wielkopowierzchniowe, pojawi się ogromna ilość potencjalnego substratu do wykorzystania w biogazowniach, a w dalszych latach przy produkcji larw na cele energetyczne, paszowe, a może i w przyszłości spożywcze.



## **Omówienie kierunków prowadzenia dalszych badań**

Marnotrawstwo żywności oraz powstawanie odpadów w przemyśle rolno-spożywczym są istotnymi problemami występującymi od zawsze (Garcia-Garcia i in., 2017). Przybrały one jednak na znaczeniu w ciągu ostatnich kilkunastu lat, wraz ze wzrostem zainteresowania tematyką ochrony środowiska. Innym czynnikiem mającym wpływ na regulacje z zakresu produkcji energii, gospodarki odpadami oraz produkcji żywności było przystąpienie Polski do Unii Europejskiej.

Zjawisko marnowania żywności występuje na całym świecie i mimo działań organizacji o zasięgu światowym, w tym FAO czy ONZ, należy przewidywać, że duża część artykułów spożywczych dalej będzie marnotrawiona (Abiad i Meho, 2018). Koniecznym staje się więc systematyczne prowadzenie badań i prac rozwojowych nad wszelkimi odpadami organicznymi, ponieważ każdy z nich potencjalnie może być wykorzystany do produkcji energii. Rozważania takie powinny być również podjęte dla każdej z lokalizacji odrębnie, co wynika głównie z różnych uwarunkowań występujących na poszczególnych obszarach.

Zakłada się, że z przedstawionych w pracy rozwiązań będą mogły skorzystać m.in. przedsiębiorstwa rolno-spożywcze, biogazownie rolnicze, producenci pasz oraz owadów. Konieczne jest jednak kontynuowanie badań dotyczących alternatywnego wykorzystania biomasy owadów oraz ich frakcji, zwłaszcza w produkcji biopaliw gazowych oraz ciekłych. Badania takie powinny być prowadzone bez narażenia zdrowia ludzi oraz zwierząt.

## 8. PODSUMOWANIE

Badania przeprowadzone w ramach realizacji pracy pozwalają stwierdzić, że zdecydowana większość badanych odpadów z przemysłu rolnego oraz przetwórstwa rolno-spożywczego charakteryzowała się wysoką wydajnością biogazową, nie stwarzając żadnych problemów w trakcie procesu technologicznego.

Zastosowanie opracowanej i zaprezentowanej w pracy metody biokonwersji pozwoli w większym stopniu ograniczyć negatywny wpływ niewykorzystanej żywności pochodzenia roślinnego na środowisko poprzez wykorzystanie jej w żywieniu owadów i produkcji biogazu rolniczego. Wykorzystanie odpadów pochodzenia roślinnego w żywieniu owadów, a następnie pozyskiwanie z biomasy owadów biopaliw gazowych na drodze biokonwersji, wydaje się być interesującym i skutecznym rozwiązaniem. Tym bardziej że ciąg procesów technologicznych zakłada, iż wszelkie procesy zachodzące wówczas są bezodpadowe. Opisane działania wpisują się w gospodarkę obiegu zamkniętego.

Realizacja zaproponowanych w pracy rozwiązań bazujących na wykorzystaniu odpadów i produktów ubocznych przemysłu spożywczego umożliwi uzyskanie wartościowych produktów, czyli energii oraz nawozów do bezpośredniego zastosowania. Z kolei samo zagospodarowanie omawianych odpadów na drodze odzysku pozwoli poprawić bilans przedsiębiorstwa, a ich użycie do produkcji energii i nawozów wpłynie również na zmniejszenie obciążenia środowiska, obejmując przede wszystkim ograniczenie ilości odpadów podlegających składowaniu czy redukcję emisji gazów cieplarnianych.

Przeprowadzone badania pozwoliły na osiągnięcie przedstawionego w pracy celu. Na podstawie uzyskanych wyników dokonano analizy możliwości wykorzystania wybranych odpadów organicznych pochodzenia roślinnego bezpośrednio w procesie produkcji biogazu rolniczego oraz z wcześniejszym wykorzystaniem odpadów w hodowli larw *Hermetia illucens*. Przyjęta hipoteza nie została odrzucona na zakładanym poziomie istotności ( $p < 0,05$ ) – tzn., że zastosowanie procesu biokonwersji odpadów organicznych z wykorzystaniem owadów *Hermetia illucens* pozwoliło zwiększyć efektywność energetyczną i ekonomiczną funkcjonowania biogazowni

(wraz z wykorzystaniem jako produktów ubocznych tłuszczów na cele paszowe i pofermentu na cele nawozowe) w porównaniu do scenariusza biogazowni wykorzystującej bezpośrednio odpady organiczne.

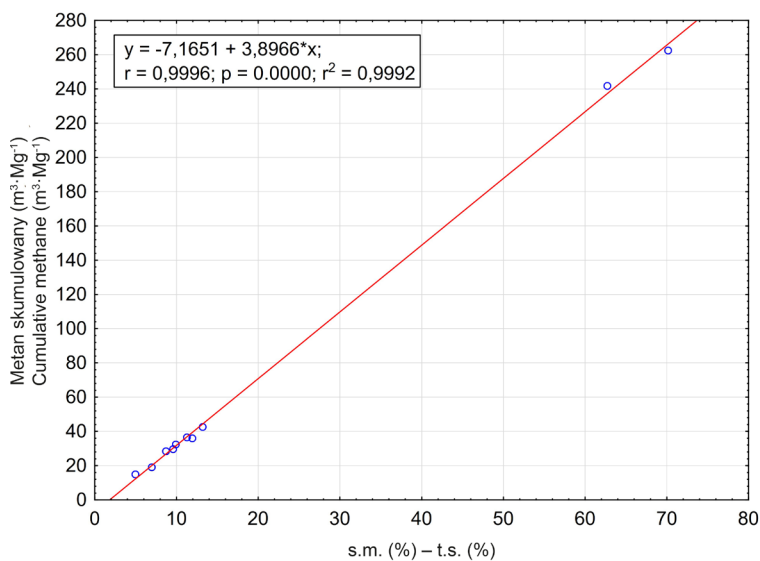
Zarówno larwy owadów, jak i związane z nimi frakcje, charakteryzowały się wyższymi wydajnościami biogazowymi oraz metanowymi w przeliczeniu na świeżą masę niż typowe substraty pochodzenia roślinnego, takie jak miks warzywny czy owocowy, odpady targowe oraz kuchenne. Stwierdzono jednak, że dla wariantu III opierającego się na wykorzystaniu do produkcji biogazu larw HI żywionych odpadami pozyskanymi w cenie  $20 \text{ PLN} \cdot \text{Mg}^{-1}$  zysk brutto całkowity był najniższy spośród analizowanych pięciu wariantów. Chcąc osiągnąć najwyższy zysk, należałoby larwy żywić odpadami roślinnymi nabytymi w niższej cenie, np.  $5 \text{ PLN} \cdot \text{Mg}^{-1}$ , a do fermentacji metanowej wykorzystać jedynie wytloki po ekstrakcji. Generując przychody ze sprzedaży energii elektrycznej oraz tłuszczu na cele paszowe, możliwe jest osiągnięcie najwyższego zysku, co potwierdziła analiza ekonomiczna wykonana dla wariantu V.

## 9. WNIOSKI

1. Podczas wykorzystania larw HI do produkcji tłuszczu na cele paszowe, powstaje drugi produkt, czyli wytloki poekstrakcyjne. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że wytloki są wartościowym substratem do biogazowni rolniczej, a sama sprzedaż tłuszczu może z dużą korzyścią wpłynąć na bilans funkcjonowania biogazowni.
2. Dla wszystkich przebadanych odpadów sucha masa wahała się w bardzo szerokim zakresie, a zawartość materii organicznej była wysoka, kształtując się na poziomie ponad 80%, co świadczy o możliwości wykorzystania odpadów w procesie fermentacji metanowej.
3. Wydajność biogazowa oraz metanowa odpadów w przeliczeniu na świeżą masę była w wysokim stopniu zróżnicowana, co zależało przede wszystkim od zawartości wody w substracie. Analizując wartości w przeliczeniu na suchą masę organiczną, różnice te były znacząco mniejsze, co zostało wykazane przede wszystkim w wynikach z fermentacji mezofilowej odpadów z przemysłu rolnego.
4. Nie uzyskano wyników pozwalających jednoznacznie stwierdzić, które z warunków (mezofilowe czy termofilowe) pozwalają uzyskać większą ilość biogazu oraz wyższe stężenie metanu w biogazie dla analizowanych odpadów. Przykładowo dla grupy odpadów z przemysłu rolnego prawie w każdym przypadku wyższe stężenie metanu występowało w warunkach mezofilowych, a dla grupy odpadów z przemysłu rolno-spożywczego w warunkach termofilowych.
5. Larwy HI oraz powstałe w wyniku ich przetwarzania produkty okazały się bardzo wydajnymi substratami w procesie fermentacji metanowej, jednak czas ich rozkładu był zazwyczaj dłuższy niż dla analizowanych odpadów z przemysłu rolnego, które stanowiły pokarm dla larw.
6. Tłuszcz pozyskany w wyniku ekstrakcji HI okazał się bardzo wydajnym substratem, dla którego wydajność biogazowa wyniosła aż  $1164,09 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$  przy stężeniu metanu 68,01% w warunkach mezofilowych oraz 73,03% w warunkach termofilowych.

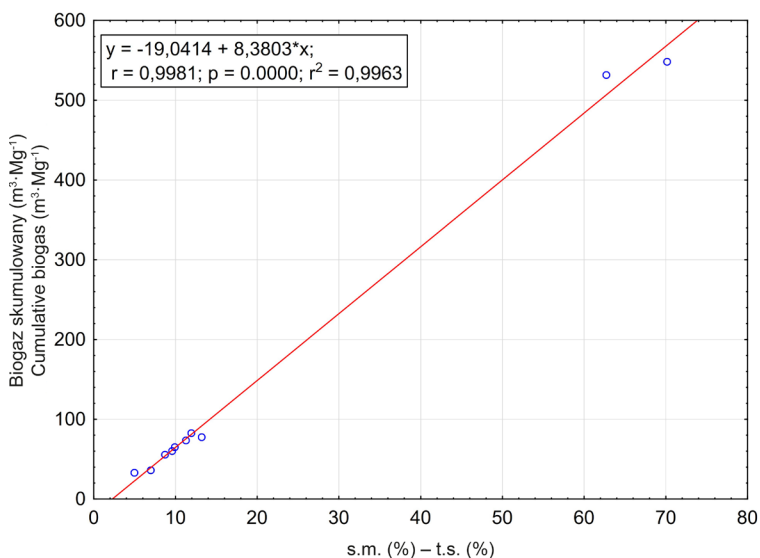
7. W przeprowadzonych badaniach wykazano, że sprzedaż pofermentu może wpłynąć na bilans ekonomiczny funkcjonowania biogazowni. Stwierdzono to zwłaszcza na podstawie analizy pofermentu powstałego z wyłoków po ekstrakcji larw HI, którego wartość na podstawie zaproponowanej metodyki oszacowano na 60,43 PLN.

# ANEKS



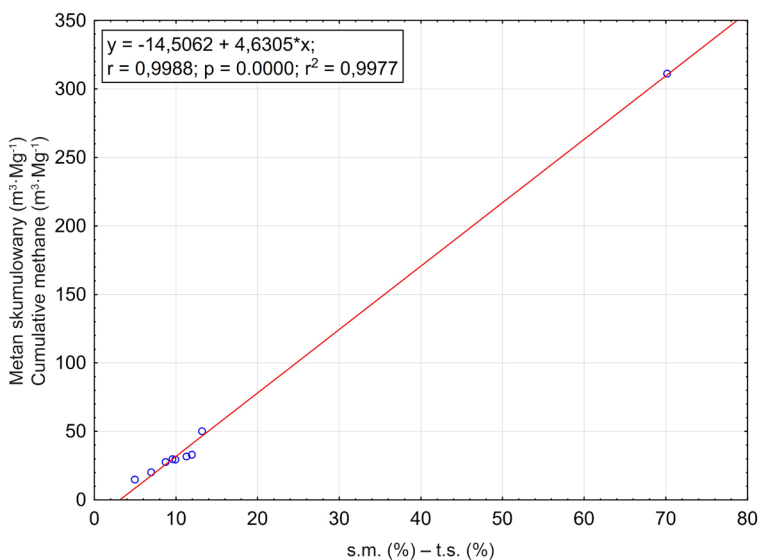
**A1.** Korelacja pomiędzy skumulowaną zawartością metanu a procentową zawartością suchej masy w grupie odpadów z przemysłu rolnego w procesie fermentacji mezofilowej.

**A1.** Correlation between the cumulative methane content and the percentage of total solids in the waste from the agricultural industry in the mesophilic fermentation process.



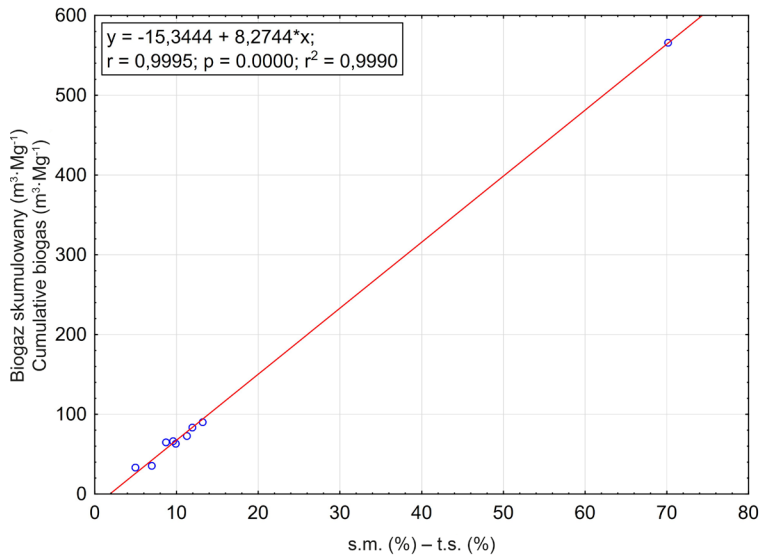
**A2.** Korelacja pomiędzy skumulowaną produkcją biogazu a procentową zawartością suchej masy w grupie odpadów z przemysłu rolnego w procesie fermentacji mezofilowej.

**A.2.** Correlation between the cumulative biogas content and the percentage of total solids in the waste from the agricultural industry in the mesophilic fermentation process.



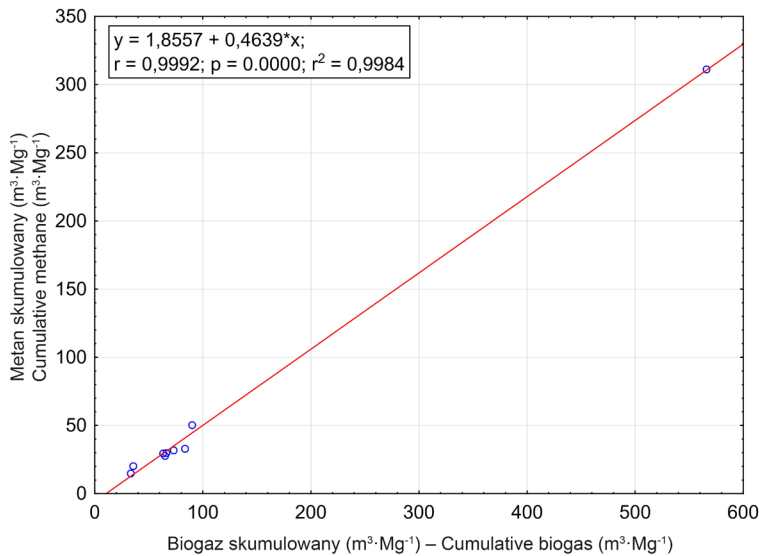
**A3.** Korelacja pomiędzy skumulowaną zawartością metanu a procentową zawartością suchej masy w grupie odpadów z przemysłu rolnego w procesie fermentacji termofilowej.

**A3.** Correlation between the cumulative methane content and the percentage of total solids in the waste from the agricultural industry in the thermophilic fermentation process.



**A4.** Korelacja pomiędzy skumulowaną produkcją biogazu a procentową zawartością suchej masy w grupie odpadów z przemysłu rolnego w procesie fermentacji termofilowej.

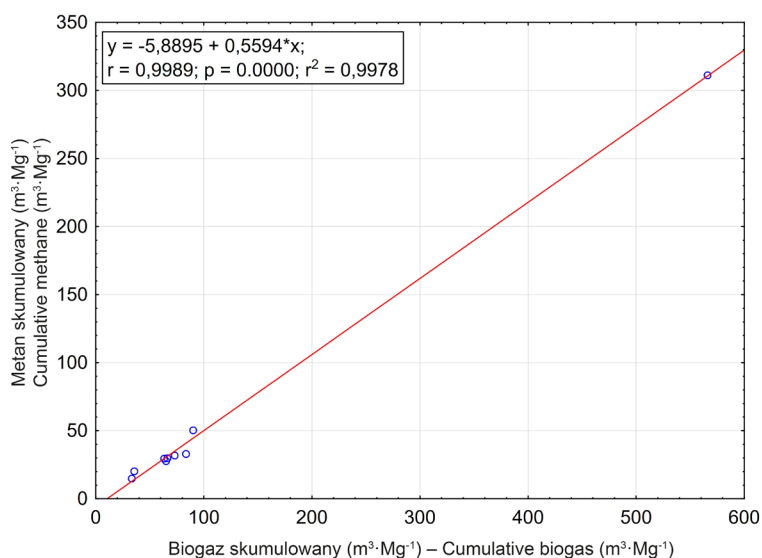
**A4.** Correlation between the cumulative biogas content and the percentage of total solids in the waste from the agricultural industry in the thermophilic fermentation process.



**A5.** Korelacja pomiędzy ilością metanu skumulowanego a skumulowaną produkcją biogazu w grupie odpadów z przemysłu rolnego w procesie fermentacji mezofilowej.

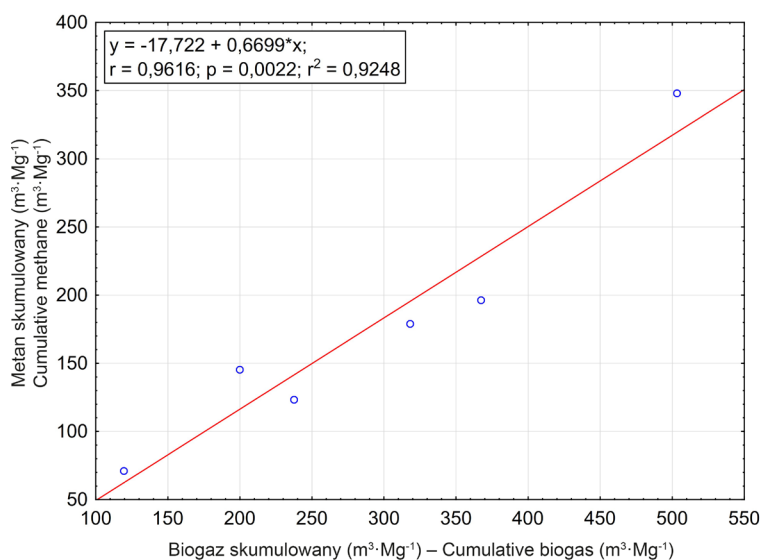
**A5.** Correlation between the cumulative methane and cumulative biogas production in the waste from the agricultural industry in the mesophilic fermentation process.





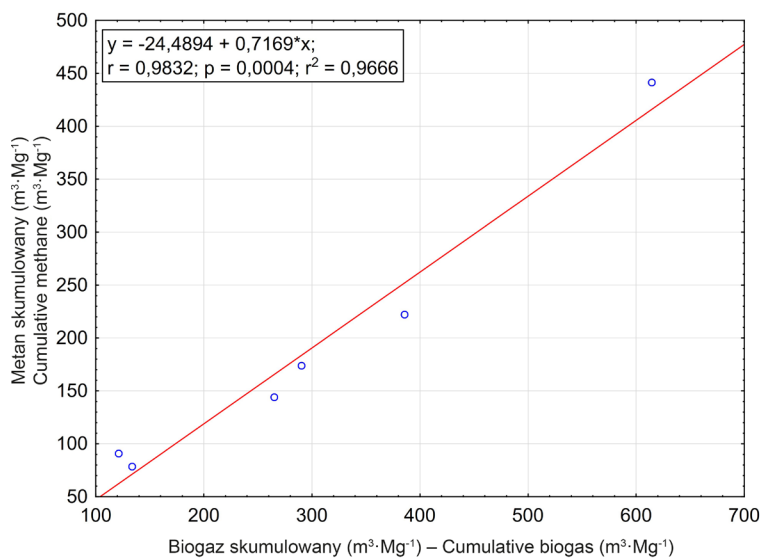
**A6.** Korelacja pomiędzy ilością metanu skumulowanego a skumulowaną produkcją biogazu w grupie odpadów z przemysłu rolnego w procesie fermentacji termofilowej.

**A6.** Correlation between the cumulative methane and cumulative biogas production in the waste from the agricultural industry in the thermophilic fermentation process.



**A7.** Korelacja pomiędzy ilością metanu skumulowanego a skumulowaną produkcją biogazu w grupie odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego w procesie fermentacji mezofilowej.

**A7.** Correlation between the cumulative methane and cumulative biogas production in the waste from agri-food processing in the mesophilic fermentation process.



**A8.** Korelacja pomiędzy ilością metanu skumulowanego a skumulowaną produkcją biogazu w grupie odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego w procesie fermentacji termofilowej.

**A8.** Correlation between the cumulative methane and cumulative biogas production in waste from agri-food processing in the thermophilic fermentation process.

# LITERATURA

- Abiad, M. G., Meho, L. I. (2018). Food loss and food waste research in the Arab world: a systematic review. *Food Security*, 10, 311–322.
- Achinas, S., Achinas, V., Euverink, G. J. W. (2017). A technological overview of biogas production from biowaste. *Engineering*, 3, 299–307.
- Afriyanti, D., Kroeze, C., Saad, A. (2016). Indonesia palm oil production without deforestation and peat conversion by 2050. *Sci. Total Environ.*, 557–558, 562–570.
- Ahmad, F., Silva, E. L., Amâncio Varesche, M. B. (2018). Hydrothermal processing of biomass for anaerobic digestion – a review. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 98, 108–124.
- Alexander, P., Brown, C., Arneth, A., Finnigan, J., Moran, D., Rounsevell, M. D. A. (2017): Losses, inefficiencies and waste in the global food system. *Agr. Syst.*, 153, 190–200.
- Alwaeli, M. (2015). An overview of municipal solid waste management in Poland. The current situation, problems and challenges. *Environ. Prot. Eng.*, 41, 4, 181–193.
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Org. Agr.*, 8, 2, 141–158.
- Banks, I. J., Gibson, W. T., Cameron, M. M. (2014). Growth rates of black soldier fly larvae fed on fresh human faeces and their implication for improving sanitation. *Trop. Med. Int. Health*, 19, 1, 14–22.
- Barreto, R. A. (2018). Fossil fuels, alternative energy and economic growth. *Econ. Model.*, 75, 196–220.
- Bates, J., Edberg, O., Nuttall, C. (2009). Minimising greenhouse gas emissions from biomass energy generation. Bristol: Environment Agency.
- Bhatia, S. K., Joo, H-S., Yang, Y-H. (2018). Biowaste-to-bioenergy using biological methods – a mini-review. *Energy Convers. Manag.*, 177, 640–660.
- Bieńkowski, J., Jankowiak, J., Holka, M. (2018). Emisje amoniaku w rolnictwie zagrożeniem dla środowiska. *Aura*, 3, 3–5.
- Biriscia, E., McGarvey, R. G. (2018). Optimal production planning utilizing leftovers for an all-you-care-to-eat food service operation. *J. Clean. Product.*, 171, 984–994.

- Bluemling, B., Mola, A. P. J., Tu, Q. (2013). The social organization of agricultural biogas production and use. *Energ. Policy* 63, 10–17.
- Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Lee, C. T., Klemeš, J. J., Ho, C. S., Ho, W. S. (2018). The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion – A review. *J. Clean. Prod.*, 172, 1545–1558.
- Braguglia, C. M., Gallipoli, A., Gianico, A., Pagliaccia, P. (2018). Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. *Bioresource Technol.*, 248, 37–56.
- Brancoli, P., Rousta, K., Bolton, K. (2017). Life cycle assessment of supermarket food waste. *Resour. Conserv. Recy.*, 118, 39–46.
- Bueschke, M., Kulczyński, B., Gramza-Michałowska, A., Kubiak, T. (2017). Alternatywne źródła białka w żywieniu człowieka. *Zesz. Nauk. SGGW – Problemy Rolnictwa Światowego* 17 (XXXII), 3, 49–59.
- Budzianowski, W. M., Budzianowska, D. A. (2015). Economic analysis of biomethane and bioelectricity generation from biogas using different support schemes and plant configurations, *Energy*, 88, 658–666.
- Cáceres, R., Malińska, K., Marfà, O. (2018). Nitrification within composting: A review. *Waste Manage.*, 72, 119–137.
- Carlini, M., Mosconi, E. M., Castellucci, S., Villarini, M., Colanton, A. (2017). An economical evaluation of anaerobic digestion plants fed with organic agro-industrial waste, *Energies*, 10, 8, 1165, 1–15.
- Caruso, D., Devic, E., Subamia, I. W., Talamond, P. Baras, E. (2013). Technical handbook of domestication and production of diptera Black Soldier Fly (BSF) *Hermetia illucens*, Stratiomyidae. PT Penerbit IPB Press, Kampus IPB Taman Kencana Bogor, Bogor.
- Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., Sánchez, A. (2017). Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technol.*, 248, Part A, 57–67.
- Chen, S., He, J., Wang, H., Dong, B., Li, N., Da, X. (2018). Microbial responses and metabolic pathways reveal the recovery mechanism of an anaerobic digestion system subjected to progressive inhibition by ammonia. *Chem. Eng. J.* 350, 312–323.
- Chen, Q., Liu, T. (2017). Biogas system in rural China: Upgrading from decentralized to centralized? *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 78, 933–944.
- Chen, Y., Guo, R., Li, Y-C., Liu, H., Zhan, T. L. (2016). A degradation model for high kitchen waste content municipal solid waste. *Waste Manage.*, 58, 376–385.
- Chodkowska-Miszczuk, J., Szymańska, D. (2013). Agricultural biogas plants – A chance for diversification of agriculture in Poland. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 20, 514–518.
- Ciepielewska, M. (2016). Rozwój odnawialnych źródeł energii w Polsce w świetle unijnego pakietu klimatyczno-energetycznego oraz ustawy o odnawialnych źródłach energii. *Gosp. Prak. Teor.*, 2, 43, 7–18.

- Cieślak, M., Dach, J., Lewicki, A., Smurzyńska, A., Janczak, D., Pawlicka-Kaczorowska, J., ..., Józwiakowski, K. (2016). Methane fermentation of the maize straw silage under meso- and thermophilic conditions. *Energy*, 115, 2, 1495–1502.
- Cobo, S., Dominguez-Ramos, A., Irabien, A. (2018). From linear to circular integrated waste management systems: A review of methodological approaches. *Resour. Conserv. Recy.*, 135, 279–295.
- Colussi, I., Cortesi, A., Del Piccolo, C., Gallo, V., Rubesa Fernandez, A. S., Vitanza, R. (2013). Improvement of methane yield from maize silage by a two-stage anaerobic process. *Chem. Eng. Trans.*, 32, 151–156.
- Czekała, W., Pilarski, K., Dach, J., Janczak, D., Szymańska, M. (2012). Analiza możliwości zagospodarowania pofermentu z biogazowni. *Tech. Roln. Ogrod. Leś.*, 4, 13–15.
- Czekała, W., Witaszek, K., Rodriguez Carmona, P. C., Grzelak, M. (2013). Instalacje do przemysłowego kompostowania bioodpadów: wady i zalety. *Tech. Roln. Ogrod. Leś.*, 2, 23–25.
- Czekała, W., Lewicki, A., Janczak, D. (2014): Problemy zasad klasyfikacji odpadów organicznych. *Prz. Prawa Ochr. Środ.*, 3, 117–128.
- Czekała, W. (2016). Owady jako wyjątkowe źródło biomasy. *Mag. Biomasa*, 11(28), 40–42.
- Czekała, W., Smurzyńska, A., Cieślak, M., Boniecki, P., Kozłowski, K. (2016a). Biogas efficiency of selected fresh fruit covered by the Russian embargo. *Energy And Clean Technologies Conference Proceedings, SGEM*, vol. III: 227–233.
- Czekała, W., Malińska, K., Cáceres, R., Janczak, D., Dach, J., Lewicki, A. (2016b). Co-composting of poultry manure mixtures amended with biochar – The effect of biochar on temperature and C-CO<sub>2</sub> emission. *Bioresource Technol.*, 200, 921–927.
- Czekała, W. (2017a). How to process food waste into energy with particular references to biogas production – polish case. W: Red. I. Soares, J. Resende (red.). *Proceedings of 3rd International Conference on Energy and Environment: bringing together Engineering and Economics Porto*, 29.06–30.06.2017 (s. 574–581). Porto: School of Economics and Management of the University Porto.
- Czekała, W. (2017b). Concept of IN-OIL project based on bioconversion of by-products from food processing industry. *J. Ecol. Eng.*, 18, 5, 180–185.
- Czekała, W., Dach, J., Dong, R., Janczak, D., Malińska, K., Józwiakowski, K., ..., Cieślak, M. (2017). Composting potential of the solid fraction of digested pulp produced by a biogas plant. *Biosyst. Eng.*, 160, 25–29.
- Czekała, W. (2018). Agricultural biogas plants as a chance for the development of the agri-food sector. *J. Ecol. Eng.*, 19, 2, 179–183.
- Czekała, W., Janczak, D., Wojcieszak, D., Waliszewska, H., Lewicki, A., Smurzyńska, A. (2018a). Nutrient value of digestate from agricultural biogas plant in Poland. W:

- Proceedings of 2018 2nd International Conference on Green Energy and Applications ICGEA. Singapore 24.03–26.03.2018 (s. 10–14). Singapore: IEEE.
- Czekała, W., Bartnikowska, S., Dach, J., Janczak, D., Smurzyńska, A., Kozłowski, K., ..., Mazurkiewicz, J. (2018b). The energy value and economic efficiency of solid biofuels produced from digestate and sawdust. *Energy*, 159, 1118–1122.
- Dach, J., Boniecki, P., Przybył, J., Janczak, D., Lewicki, A., Czekała, W., ..., Cieślak, M. (2014). Energetic efficiency analysis of the agricultural biogas plant in 250 kWe experimental installation. *Energy* 69, 34–38.
- Dach, J., Koszela, K., Boniecki, P., Zaborowicz, M., Lewicki, A., Czekała, W., ..., Białobrzewski, I. (2016). The use of neural modelling to estimate the methane production from slurry fermentation processes. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 56, 603–610.
- Dahlin, J., Nelles, M., Herbes, C. (2017). Biogas digestate management: Evaluating the attitudes and perceptions of German gardeners towards digestate-based soil amendments. *Resour. Conserv. Recy.*, 118, 27–38.
- Deepanraj, B., Sivasubramanian, V., Jayaraj, S. (2017). Effect of substrate pretreatment on biogas production through anaerobic digestion of food waste. *Int. J. Hydrogen. Energ.*, 42, 26522–26528.
- Deng, L., Liu, Y., Zheng, D., Wang, L., Pu, X., Song, L., ..., Long, Y. (2017). Application and development of biogas technology for the treatment of waste in China. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 70, 845–851.
- Diener, S., Studt Solano, N. M., Gutiérrez, F. R., Zurbrügg, C., Tockner, K. (2011). Biological treatment of municipal organic waste using black soldier fly larvae. *Waste Biomass Valor.*, 2, 4, 357–363.
- Dou, Z., Toth, J. D., Westendorf, M. L. (2017). Food waste for livestock feeding: Feasibility, safety, and sustainability implications. *Glob. Food Sec.*, 17, 154–161.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylającej niektóre dyrektywy. (2008). *Dz. Urz. UE L* 312 z 22.11.2008.
- FAO. (2013a). *Edible insects Future prospects for food and feed security*. Rzym: Food and Agriculture Organization of the United Nations
- FAO. (2013b). *Food wastage footprint Impacts on natural resources – summary report*. Rzym: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. (2014). *Mitigation of food wastage – Social costs and benefits*. Rzym: Food and Agriculture Organization of the United Nations
- Feng, L., Ward, A. J., Moset, V., Møller, H. B. (2018). Methane emission during on-site pre-storage of animal manure prior to anaerobic digestion at biogas plant: Effect of storage temperature and addition of food waste. *J. Environ. Manag.*, 225, 272–279.

- Fisgativa, H., Tremier, A., Dabert, P. (2016). Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Manage.*, 50, 264–274.
- Fisgativa, H., Tremier, A., Le Roux, S., Bureau, C., Dabert, P. (2017). Understanding the anaerobic biodegradability of food waste: Relationship between the typological, biochemical and microbial characteristics. *J. Environ. Manag.*, 188, 95–107.
- Fisgativa, H., Marcilhac, C., Girault, R., Daumer, M-L., Trémier, A., Dabert, P., Béline, F. (2018): Physico-chemical, biochemical and nutritional characterisation of 42 organic wastes and residues from France. *Data Brief*, 19, 1953–1962.
- Frouz, J. (2017). Effects of soil macro- and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. *Geoderma*, 332, 161–172.
- Fugol, M., Szlachta, J. (2010). Zasadność używania kiszonki z kukurydzy i gnojowicy świńskiej do produkcji biogazu. *Inż. Roln.*, 1, 119, 169–174.
- Fugol, M., Prask, H. (2011). Porównanie uzysku biogazu z trzech rodzajów kiszonek: z kukurydzy, lucerny i trawy. *Inż. Roln.*, 15, 9, 31–39.
- Garcia-Garcia, G., Woolley, E., Rahimifard, S. (2017). Optimising industrial food waste management. *Procedia Manuf.*, 8, 432–439.
- Garcia-Herrero, I., Hoehn, D., Margallo, M., Laso, J., Bala, A., Batlle-Bayer, L., ..., Aldaco, R. (2018). On the estimation of potential food waste reduction to support sustainable production and consumption policies. *Food Policy*, 80, 24–38.
- Gizińska-Górna, M., Czekala, W., Józwiakowski, K., Lewicki, A., Dach, J., Marzec, M., ..., Listosz, A. (2016). The possibility of using plants from hybrid constructed wetland wastewater treatment plants for energy purposes. *Ecol. Eng.*, 95, 534–541.
- Gołasa, P. (2016). Emisja gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie – poziom i źródła pochodzenia. *Rocz. Nauk. Stow. Ekon. Roln. Agrobiz.*, 18, 3, 71–75.
- Gunggut, H., Dg Siti Noor Saufidah Ag Mohd, S., Zaaba, Z., Liu, M S-M. (2014). Where have all the Forests Gone? Deforestation in land below the wind. *Procedia Soc. Behav. Sci.*, 153, 363–369.
- Gupta, A., Thengane, S. K., Mahajani, S. (2018). CO<sub>2</sub> gasification of char from lignocellulosic garden waste: Experimental and kinetic study. *Bioresource Technol.*, 263, 180–191.
- GUS. (2016). *Ochrona środowiska*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS. (2017a). *Ochrona środowiska*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS. (2017b). *Energia ze źródeł odnawialnych w 2016 r.* Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- GUS. (2018). *Energia 2018* (folder). Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych.
- Haug, R. T. (1993). *The practical handbook of compost engineering*. Boca Raton: CRC Press Inc.

- He, Q., Yu, G., Yan, S., Dumé, L. F., Zhang, Y., Strezov, V., Zhao, S. (2018). Renewable CO<sub>2</sub> absorbent for carbon capture and biogas upgrading by membrane contactor. *Sep. Purif. Technol.*, 194, 207–215.
- Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., Effenberger, M. (2016). Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 54, 1291–1300.
- Hoekstra, A. Y., Mekonnen, M. M. (2012). The water footprint of humanity. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 109, 9, 3232–3237.
- Hübner, T., Mumme, J. (2015). Integration of pyrolysis and anaerobic digestion – Use of aqueous liquor from digestate pyrolysis for biogas production. *Bioresource Technology* 183, 86–92.
- Inghels, D., Dullaert, W., Vigo, D. (2016). A service network design model for multi-modal municipal solid waste transport. *Eur. J. Operat. Res.*, 254, 1, 68–79.
- Janczak, D., Malińska, K., Czekała, W., Cáceres, R., Lewicki, A., Dach, J. (2017). Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw. *Waste Manage.*, 66, 36–45.
- Jaworski, T., Hilszczański, J. (2013). Wpływ zmian temperatury i wilgotności na cykl rozwojowy i znaczenie owadów w ekosystemach leśnych w związku z prawdopodobnymi zmianami klimatycznymi. *Leś. Pr. Bad.*, 74, 4, 345–355.
- Jenkins, B. M., Mannapperuma, J. D., Bakker, R. R. (2003). Biomass leachate treatment by reverse osmosis. *Fuel Proc. Technol.*, 81, 3, 223–246.
- Jin, W., Xu, X., Gao, Y., Yang, F., Wang, G. (2014). Anaerobic fermentation of biogas liquid pretreated maize straw by rumen microorganisms in vitro. *Bioresource Technol.*, 153, 8–14.
- Kacperska, E. M. (2016). Rozwój przemysłu spożywczego w Polsce w aspekcie globalizacji. *Rocz. Nauk. Stow. Ekon. Roln. Agrobiz.*, 18 (6), 67–72.
- Kaplan, Y. A. (2015). Overview of wind energy in the world and assessment of current wind energy policies in Turkey. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 43, 562–568.
- Karellas, S., Boukis, J., Kontopoulos, G. (2010). Development of an investment decision tool for biogas production from agricultural waste. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 14, 1273–1282.
- Kazimierowicz, J. (2014). Organic waste used in agricultural biogas plants. *J. Ecol. Eng.*, 15, 2, 88–92.
- Kierończyk, B., Długosz, J., Rawski, M., Urbański, J., Józefiak, D. (2016). Zastosowanie owadów w żywieniu drobiu. *Polskie Drobiarstwo* 4, 8–13.
- Kierończyk, B., Rawski, M., Józefiak, A., Mazurkiewicz, J., Świątkiewicz, S., Siwek, M., ..., Józefiak, D. (2018). Effects of replacing soybean oil with selected insect fats on broilers. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 240, 170–183.
- Kolář, K., Kužel, S., Peterka, J., Štindl, P., Plát, V. (2008). Agrochemical value of organic matter of fermenter wastes in biogas production. *Plant Soil Environ.*, 54, 8, 321–328.



- Korhonen, J., Nuur, C., Feldmann, A., Birkie, S. E. (2018). Circular economy as an essentially contested concept. *J. Clean. Prod.*, 175, 544–552.
- Kostecka, J., Konieczna, K., Cunha, L. M. (2017). Evaluation of insect-based food acceptance by representatives of polish consumers in the context of natural resources processing retardation. *J. Ecol. Eng.*, 18, 2, 166–174.
- Koszel, M., Lorencowicz, E. (2015). Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. *Agric. Agric. Sci. Procedia*, 7, 119–124.
- Kouřimská, L., Adámková, A. (2016). Nutritional and sensory quality of edible insects. *NFS Journal*, 4, 22–26.
- Kowalczyk-Juško, A., Mazanek, A. (2012). Agricultural biogas – characteristics, substrates and its use. *Silniki Spalinowe* 51, 1, 8–14.
- Kowalczyk-Juško, A., Maj, G., Piekarski, W., Ignaciuk, H. (2014). Gospodarka surowcowa wybranej biogazowni rolniczej. *Logist. Nauka*, 6, 156–161.
- Kozłowski, K., Lewicki, A., Cieślik, M., Janczak, D., Czekała, W., Smurzyńska, A., Brzowski, M. (2017). Możliwości poprawy bilansu energetycznego i ekonomicznego biogazowni rolniczej. *Techn. Roln. Ogród. Leś.*, 3, 10–13.
- Krajowy Ośrodek Wsparcia Rolnictwa. (2018a). Rejestr wytwórców biogazu rolniczego – stan na dzień: 14.09.2018 r.
- Krajowy Ośrodek Wsparcia Rolnictwa (2018b). Wykaz surowców zużytych do produkcji biogazu rolniczego w 2017 r. – stan na dzień: 14.09.2018 r.
- Kumar, A. K., Sharma, S. (2017). Recent updates on different methods of pretreatment of lignocellulosic feedstocks: a review. *Bioresources Bioproc.*, 4, 7, 1–19.
- Kuo, J., Dow, J. (2017). Biogas production from anaerobic digestion of food waste and relevant air quality implications. *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 67, 9, 1000–1011.
- Kwaśny, J., Banach, M., Kowalski, Z. (2012). Przegląd technologii produkcji biogazu różnego pochodzenia. *Czas. Tech. Chemia*, 109, 2, 83–102.
- Leong, S. Y., Mohamed Kutty, S. R., Malakahmad, A., Tan, C. K. (2016). Feasibility study of biodiesel production using lipids of *Hermetia illucens* larva fed with organic waste. *Waste Manage.*, 47A, 84–90.
- Li, C., Champagne, P., Anderson, B. C. (2011). Evaluating and modeling biogas production from municipal fat, oil, and grease and synthetic kitchen waste in anaerobic co-digestions. *Bioresource Technol.*, 102, 9471–9480.
- Li, J., Sun, C. (2018). Towards a low carbon economy by removing fossil fuel subsidies? *China Econ. Rev.*, 50, 17–33.
- Li, Y., Jin, Y., Borrión, A., Li, H., Li, J. (2017): Effects of organic composition on the anaerobic biodegradability of food waste. *Bioresource Technol.*, 243, 836–845.
- Liddle, B., Sadorsky, P. (2017). How much does increasing non-fossil fuels in electricity generation reduce carbon dioxide emissions? *Appl. Energ.*, 197, 212–221.

- Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Moreira, M. T. (2017). The environmental effect of substituting energy crops for food waste as feedstock for biogas production. *Energ.*, 137, 1130–1143.
- Lönnqvist, T., Sanches-Pereira, A., Sandberg, T. (2015). Biogas potential for sustainable transport – a Swedish regional case. *J. Clean. Prod.*, 108A, 1105–1114.
- Lucifero, N. (2016). Food loss and waste in the EU law between sustainability of well-being and the implications on food system and on environment. *Agric. Agric. Sci. Procedia*, 8, 282 – 289.
- Majewski, J. (2017). Rola owadów zapylających w zapewnieniu bezpieczeństwa żywnościowego Polski. *Rocz. Nauk. Stow. Ekon. Roln. Agrobiz.*, 19, 3, 182–187.
- Makkar, H. P. S., Tran, G., Heuzé, V., Ankers, P. (2014). State-of-the-art on use of insects as animal feed. *Anim. Feed Sci. Tech.*, 197, 1–33.
- Malinauskaite, J., Jouhara, H., Czajczyńska, D., Stanchev, P., Katsou, E., Rostkowski, P., ..., Spencer, N. (2017). Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. *Energy*, 141, 2013–2044.
- Malińska, K. (2017). *Biowęgiel i inne materiały pomocnicze w kompostowaniu osadów ściekowych*. Częstochowa: Wyd. Politechniki Częstochowskiej.
- Manzano-Agugliaro, F., Sanchez-Muros, M. J., Barroso, F. G., Martínez-Sánchez, A., Rojo, S., Pérez-Bañón, C. (2012). Insects for biodiesel production. *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 16, 6, 3744–3753.
- Margel, L. (2002). *Metodyka oceny efektywności procesu fermentacji metanowej wybranych osadów ściekowych*. Białystok: Wyd. Politechniki Białostockiej.
- Meyer-Aurich, A., Lochmann, Y., Klauss, H., Prochnow, A. (2016). Comparative advantage of maize- and grass-silage based feedstock for biogas production with respect to greenhouse gas mitigation. *Sustainability*, 8, 617, 1–14.
- Mendez, L., Mahdy, A., Demuez, M., Ballesteros, M., González-Fernández, C. (2014). Effect of high pressure thermal pretreatment on *Chlorella vulgaris* biomass: Organic matter solubilisation and biochemical methane potential. *Fuel*, 117, 674–679.
- Menzio, D., Sogari, G., Veneziani, M., Simoni, E., Mora, C. (2017). Eating novel foods: an application of the theory of planned behaviour to predict the consumption of an insect-based product. *Food Qual. Prefer.*, 59, 27–34.
- Moreb, N. A., Priyadarshini, A., Jaiswal, A. K. (2017). Knowledge of food safety and food handling practices amongst food handlers in the Republic of Ireland. *Food Control*, 80, 341–349.
- Motghare, K. A., Rathod, A. P., Wasewar, K. L., Labhsetwar, N. K. (2016). Comparative study of different waste biomass for energy application. *Waste Manage.*, 47A, 4–45.
- Muradov, N. (2017). Low to near-zero CO<sub>2</sub> production of hydrogen from fossil fuels: Status and perspectives. *Int. J. Hydrogen Energ.*, 42, 20, 14058–14088.

- Mustafa, M. Y., Calay, R. K., Román, E. (2016). Biogas from organic waste – a case study. *Procedia Eng.*, 146, 310–317.
- Nguyen, H. C., Liang, S-H., Chen, S-S., Su, C-H., Lin, J-H., Chien, C-C. (2018). Enzymatic production of biodiesel from insect fat using methyl acetate as an acyl acceptor: Optimization by using response surface methodology. *Energ. Convers. Manage.*, 158, 168–175.
- Nguyen, T. T., Tomberlin, J. K., Vanlaerhoven, S. (2015). Ability of Black Soldier Fly (Diptera: Stratiomyidae) Larvae to Recycle Food Waste. *Environ. Entom.*, 44, 2, 406–100.
- Nogales-Mérida, S., Gobbi, P., Józefiak, D., Mazurkiewicz, J., Dudek, K., Rawski, M., ..., Józefiak, A. (2018). Insect meals in fish nutrition. *Rev. Aquacul.*, 1–24.
- Petrozzi, A., Cavalaglio, G., Coccia, V., Nicolini, A., Barbanera, M., Cotan, F. (2016). Energy enhancement of the residues from the cardoon seeds milling: preliminary experimentation in a small size biogas plant. *Energ. Proc.*, 101, 440 – 447.
- Obrycka, E. (2014). Korzyści społeczne i ekonomiczne budowy biogazowni rolniczych. *Zesz. Nauk. SGGW – Ekonom. Organ. Gosp. Żywn.*, 107, 163–176.
- Oliveira, F., Doelle, K., List, R., O'Reilly, J. R. (2015). Assessment of Diptera: Stratiomyidae, genus *Hermetia illucens* (L., 1758) using electron microscopy. *J. Entom. Zool. Stud.*, 3, 5, 147–152.
- Onthong, U., Juntarachat, N. (2017). Evaluation of biogas production potential from raw and processed agricultural wastes. *Energ. Procedia*, 138, 205–210.
- Owczuk, M., Wardzińska, D., Zamojska-Jaroszewicz, A., Matuszewska, A. (2013). Wykorzystanie odpadów biodegradowalnych do produkcji biogazu jako alternatywnego źródła energii odnawialnej. *St. Ecol. Bioeth. UKSW*, 11, 3, 133–144.
- Palatsi, J., Viñas, M., Guivernau, M., Fernandez, B., Flotats, X. (2011). Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. *Bioresource Technol.*, 102, 2219–2227.
- Patinvoh, R. K., Osadolor, O. A., Chandolias, K., Sárvári Horváth, I., Taherzadeh, M. J. (2017). Innovative pretreatment strategies for biogas production. *Bioresource Technol.*, 224, 13–24.
- Peng, W., Pivato, A. (2017). Sustainable management of digestate from the organic fraction of municipal solid waste and food waste under the concepts of back to earth alternatives and circular economy. *Waste Biomass Valor.*, 1–17.
- Pleissner, D. (2018). Recycling and reuse of food waste. *Curr. Opin. Green Sustain. Chem.*, 13, 39–43.
- Pubule, J., Blumberga, A., Romagnoli, F., Blumberga, D. (2015). Finding an optimal solution for biowaste management in the Baltic States. *J. Clean. Prod.*, 88, 214–223.
- Qi, Y., Chen, X., Wang, W. (2018). Improved life cycle assessment of recycling organic wastes for practice. *J. Clean. Prod.*, 195, 1558–1571.

- Ren, Y., Yu, M., Wu, C., Wang, Q., Gao, M., Huang, Q., Liu, Y. (2018). A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource Technol.*, 247, 1069–1076.
- Rodriguez, C., Alaswad, A., Benyounis, K., Olabi, A. G. (2017). Pretreatment techniques used in biogas production from grass. *Renew. Sustain. Energ. Rev.*, 68, 2, 1193–1204.
- Romaniuk, W., Domasiewicz, T., Karbowy, A., Wardal, W. J. (2009). Ograniczenie wpływu produkcji zwierzęcej na środowisko. *Inż. Roln.*, 13, 1, 233–242.
- Röös, E., Bajželj, B., Smith, P., Patel, M., Little, D., Garnett, T. (2017). Greedy or needy? Land use and climate impacts of food in 2050 under different livestock futures. *Glob. Environ. Change*, 47, 1–12.
- Rozkosný, R. (1983). A biosystematic study of the european stratiomyidae (diptera). Vol. 2: clitellariinae, hermediinae, pachygasterinae and bibliography. Holandia: Springer.
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu. (2008). Dz.U. 2008 nr 119 poz. 765.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów. (2014). Dz.U. 2014 poz. 1923.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. w sprawie procesu odzysku R10. (2015). Dz.U. 2015 poz. 132.
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach. (2015). Dz.U. 2015 poz. 1277.
- Sahota, S., Shah, G., Ghosh, P., Kapoor, R., Sengupta, S., Singh, P., ..., Thaku, I. S. (2018). Review of trends in biogas upgradation technologies and future perspectives. *Bioresource Technol. Rep.*, 1, 79–88.
- Saidur, R., Abdelaziz, E. A., Demirbas, A., Hossaina, M. S., Mekhilef, S. (2011). A review on biomass as a fuel for boilers. *Renew. Sustain. Energ. Rev.*, 15, 2262–2289.
- Saleemdeen, R., zu Ermgassen, E. K. H. J., Kim, M. H., Balmford, A., Al-Tabbaa, A. (2017). Environmental and health impacts of using food waste as animal feed: a comparative analysis of food waste management options. *J. Clean. Prod.*, 140, 2, 871–880.
- Salomone, R., Saija, G., Mondello, G., Giannetto, A., Fasulo, S., Savastano, D. (2017). Environmental impact of food waste bioconversion by insects: Application of Life Cycle Assessment to process using *Hermetia illucens*. *J. Clean. Prod.*, 140, 890–905.
- Sałagan, P. (2012). Rozdrobnienie substratów wykorzystywanych do produkcji biogazu. *Inż. Roln.*, 16, 2, 279–286.

- Sariatli, F. (2017). Linear economy versus circular economy: A comparative and analyzer study for optimization of economy for sustainability. *Visegrad J. Bioecon. Sustain. Develop.*, 6, 1, 31–34.
- Sarkara, S., Pala, S., Chanda, S. (2016). Optimization of a vegetable waste composting process with a significant thermophilic phase. *Procedia Environ. Sci.*, 35, 435–440.
- Scarlat, N., Dallemand, J-F., Fahl, F. (2018). Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renew. Energ.*, 129, 457–472.
- Schaefer, H. (1994). *VDI-Lexikon Energietechnik*. Berlin: Springer.
- Sharma, A., Nath Saha, T., Arora, A., Shah, R., Nain, L. (2017). Efficient microorganism compost benefits plant growth and improves soil health in calendula and marigold. *Horticul. Plant J.*, 3, 2, 67–72.
- Sheahan, M., Barrett, C. B. (2017). Review: Food loss and waste in Sub-Saharan Africa. *Food Policy*, 70, 1–12.
- Sigurnjak, I., Vaneeckhaute, C., Michels, E., Ryckaert, B., Ghekiere, G., Tack, F. M. G., Meers, E. (2017). Fertilizer performance of liquid fraction of digestate as synthetic nitrogen substitute in silage maize cultivation for three consecutive years. *Sci. Total Environ.*, 599–600, 1885–1894.
- Smetana, S., Palanisamy, M., Mathys, A., Heinz, V. (2016). Sustainability of insect use for feed and food: Life Cycle Assessment perspective. *J. Clean. Prod.*, 137, 741–751.
- Smurzyńska, A., Czekala, W., Lewicki, A., Cieślik, M., Kozłowski, K., Janczak, D. (2016a). Wydajność biogazowa utylizowanych nadwyżek warzyw powstałych na polskim rynku wskutek wprowadzonego embarga rosyjskiego. *Tech. Roln. Ogrodn. Leś.*, 6, 24–2.
- Smurzyńska, A., Czekala, W., Kupryaniuk, K., Cieślik, M., Kwiatkowska, A. (2016b). Typy i właściwości gnojowicy oraz możliwości jej zagospodarowania. *Prob. Inż. Roln.*, 24, 4, 117–127.
- Sogn, T. A., Dragicevic, I., Linjordet, R., Krogstad, T., Eijsink, V. G. H., Eich-Greatorex, S. (2018). Recycling of biogas digestates in plant production: NPK fertilizer value and risk of leaching. *Int. J. Recy. Organic Waste Agric.*, 7, 1, 49–58.
- Steel, H., Moens, T., Vandecasteele, B., Hendrickx, F., De Neve, S., Neher, D. A., Bert, W. (2018): Factors influencing the nematode community during composting and nematode-based criteria for compost maturity. *Ecol. Indic.*, 85, 409–421.
- Stürmer, B. (2017). Biogas – Part of Austria’s future energy supply or political experiment?. *Renew. Sustain. Energ. Rev.*, 79, 525–532.
- Szczepaniak, I., Ambroziak, Ł., Kosior, K. (2018). Konkurencyjność sektora rolno-spożywczego w Polsce na tle uwarunkowań makroekonomicznych. *Studia BAS* 3, 55, 73–105.

- Szlachta, J., Dworaczyk, K. (2017). Analiza porównawcza opłacalności budowy i użytkowania mikrobiogazowni rolniczej w odniesieniu do gospodarstwa o obsadzie 100 DJP. *Prob. Inż. Roln.*, 25, 3, 83–99.
- Szulc, R., Dach, J. (2014). Kierunki rozwoju ekoenergetyki w polskim rolnictwie. *Kra-ków: Polskie Towarzystwo Inżynierii Rolniczej*.
- Tisserant, A., Pauliuk, S., Merciai, S., Schmidt, J., Fry, J., Wood, R., Tukker, A. (2017). Solid waste and the circular economy: a global analysis of waste treatment and waste footprints. *J. Ind. Ecol. Sp. Issue: Exploring the Circular Economy*, 31, 7, 628–640.
- Thuy Pham, T. P., Kaushik, R., Parshetti, G. K., Mahmood, R., Balasubramanian, R. (2015). Food waste-to-energy conversion technologies: Current status and future directions. *Waste Manage.*, 38, 399–408.
- Tong, H., Shena, Y., Zhang, J., Wang, C-H., Shu, T., Yen, G., Tong, W. (2018). A comparative life cycle assessment on four waste-to-energy scenarios for food waste generated in eateries. *Appl. Energ.*, 225, 1143–1157.
- Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu. (2007). *Dz.U.* 2007 nr 147, poz. 1033.
- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach. (2012). *Dz.U.* 2013 poz. 21.
- Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii. (2015). *Dz.U.* 2015 poz. 478.
- Varelas, V., Langton, M. (2017). Forest biomass waste as a potential innovative source for rearing edible insects for food and feed – A review. *Innov. Food Sci. Emerg. Technol.*, 41, 193–205.
- Vasconcelos Sampaio, P. G., Aguirre González, M. O. (2017). Photovoltaic solar energy: Conceptual framework. *Renew. Sustain. Energ. Rev.*, 74, 590–601.
- Vijay, V., Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Smith, S. J. (2016). The impacts of oil palm on recent deforestation and biodiversity loss. *PLoS One*, 11, 7, 1–19.
- Wellinger, A., Murphy, J., Baxter, D. (2013). *The biogas handbook: science, production and applications*. Woodhead Publishing Series in Energy. Anglia: Woodhead Publishing.
- Wiater, J., Horysz, M. (2017). Organic waste as a substrat in biogas production. *J. Ecol. Eng.*, 18, 5, 226–234.
- Witaszek, K., Pilarski, K., Czekala, W., Mazur, R. (2013). Zasady doboru substratów do biogazowni rolniczej. *Instal*, 5, 14–16.
- Witaszek, K., Krysztofiak, A., Pilarski, K., Pilarska, A. (2015). Przegląd metod obróbki wstępnej substratów biogazowych. *Tech. Roln. Ogrod. Leś.*, 6, 5–7.
- Wojcieszak, D., Przybył, J., Myczko, R., Myczko, A. (2018). Technological and energetic evaluation of maize stover silage for methane production on technical scale. *Energy*, 151, 903–912.

- Wolka, K., Melaku, B. (2015). Exploring selected plant nutrient in compost prepared from food waste and cattle manure and its effect on soil properties and maize yield at Wondo Genet, Ethiopia. *Environ. Syst. Res.*, 4, 1, 4–9.
- Xu, C., Shi, W., Hongn, J., Zhang, F., Chen, W. (2015). Life cycle assessment of food waste-based biogas generation. *Renew. Sustain. Energ. Rev.*, 49, 169–177.
- Xu, Q., Ge, J. (2011). Reduction of CO<sub>2</sub> emission using bioreactor technology for waste management in China. *Energ. Procedia*, 5, 1026–1031.
- Yang, L. H., Gratton, C. (2014). Insects as drivers of ecosystem processes. *Curr. Opin. Insect Sci.*, 2, 26–32.
- Zeshan, Visvanathan, C. (2014). Evaluation of anaerobic digestate for greenhouse gas emissions at various stages of its management. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 95, 167–175.
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renew. Sustain. Energ. Rev.*, 38, 383–392.
- Zou, S., Kang, D. (2018). Relationship between anaerobic digestion characteristics and biogas production under composting pretreatment. *Renew. Energ.*, 125, 485–494.