

Wpływ kofermentacji odpadów rolno-spożywczych z osadami ściekowymi na produkcję biogazu oraz na skład frakcji ciekłej osadu przefermentowanego

Anna
Wilińska-Lisowska

Krzysztof
Czerwionka

Ważnym elementem gospodarki cyrkularnej (*circular economy*) są biogazownie, w których podczas produkcji biogazu następuje utylizacja odpadów. Biogaz wytwarzany jest w procesie fermentacji metanowej surowców pochodzących z biomasy roślinnej, odchodów zwierzęcych, odpadów organicznych (np. z przemysłu spożywczego) lub osadów biologicznych powstających w trakcie oczyszczania ścieków. Podczas fermentacji tylko część substratów użytych jako wsad ulega przemianom do biogazu. Pozostała część, jako poferment, wymaga końcowego zagospodarowania, np. jako nawóz [1].

Ideę gospodarki cyrkularnej z powodzeniem można zastosować w biogazowniach zlokalizowanych w oczyszczalniach ścieków eksploatujących beztlenowe komory fermentacyjne (z końcowym zagospodarowaniem pofermentu). Podstawowym surowcem dla komór fermentacyjnych w oczyszczalni ścieków są osady ściekowe w postaci osadu wstępnego czy nadmiernego osadu czynnego. Jest to ogromna zaleta umieszczenia w tym miejscu biogazowni ponieważ posiadają one stabilną, całoroczną dostępność surowca.

Fermentacja metanowa stanowi zatem efektywny sposób odzysku energii z osadów ściekowych wytwarzanych w trakcie procesów oczyszczania ścieków komunalnych. Istnieje możliwość zwiększenia produkcji biogazu poprzez wykorzystanie jako wsad innych odpadów, np. pochodzenia rolniczego, przemysłowego czy komunalnego. Możliwe jest to dzięki współfermentacji osadów ściekowych z innymi odpadami organicznymi w procesie kofermentacji [2].

Kofermentacja kilku produktów może być skutecznym sposobem na zwiększenie wydajności biogazowej, a tym samym efektu energetycznego, w porównaniu do monofermentacji danego produktu. Substraty, które poddaje się wspólnej fermentacji oddziałują na siebie, uzupełniają się wzajemnie w składniki pokarmowe niezbędne bakteriom. Ponadto jest to sposób na zagospodarowanie wielu produktów odpadowych wpisujący się w obecne trendy panujące w gospodarce wodno-ściekowej.

Dodatkowo proces kofermentacji daje możliwość osiągnięcia samowystarczalno-

ści energetycznej dla wielu dużych i średnich oczyszczalni ścieków, stąd ilość biogazowni w oczyszczalniach ścieków stale rośnie. Odpady organiczne, które charakteryzują się szybkim wzrostem produkcji biogazu w procesie kofermentacji, mogą także stanowić formę swoistego „zapasu energii”. Jest ona wykorzystywana w okresach zwiększonego zapotrzebowania na energię elektryczną lub w przypadku istotnego spadku produktywności komór fermentacyjnych. Odpowiednio dobrany skład kosubstratów umożliwia wytworzenie energii wystarczającej nie tylko na pokrycie potrzeb własnych oczyszczalni, ale również jej sprzedaż. Pomimo wielu zalet procesu kofermentacji, jego przeprowadzenie wymaga utrzymania określonego reżimu środowiskowego i zachowania wielu parametrów na poziomie optymalnym dla mikroorganizmów przeprowadzających proces [3].

Potencjalnym problemem związanym z zastosowaniem kofermentacji jest wzrost koncentracji zanieczyszczeń, w tym w szczególności związków biogenych, w odciekach z odwadniania osadu przefermentowanego. Jest to szczególnie ważne w przypadku azotu, który zawracany do głównego ciągu oczyszczalni ścieków, powoduje wzrost obciążenia bioreaktorów. Szacuje się, że odcieki te zwiększają ładunek azotu wprowadzany do głównego strumienia oczyszczania ścieków o 10÷30% [4].

Azot całkowity zawarty w odciekach zawiera głównie azot amonowy oraz w mniejszym stopniu azot organiczny. Ten zwiększony ładunek wpływa jednocześnie na znaczący wzrost zużycia energii na napowietrzanie, co obniża lub wręcz niweluje pozytywny efekt ener-

tyczny związany ze zwiększoną produkcją biogazu [5]. Ponadto, odcieki z kofermentacji mogą posiadać podwyższone stężenia azotu organicznego, co może powodować wzrost jego stężenia w ściekach oczyszczonych, a tym samym wpłynąć na problem z zachowaniem wymaganych parametrów ich jakości.

1. Metodyka badawcza

Badania procesu kofermentacji przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych na stanowisku obejmującym dwa reaktory fermentacji beztlenowej pracujące w systemie wsadowym (rys. 1). Reaktory wykonane zostały ze stali nierdzewnej o pojemności 10 litrów. Komora reaktora mieszana była za pomocą mieszadeł typu łopatkowego, a temperatura utrzymywana była na założonym poziomie ($35 \pm 36^\circ\text{C}$) za pomocą płaszcz wodnego. W reaktorach

prowadzony był ciągły pomiar temperatury. Objętość wyprodukowanego biogazu odczytywano za pomocą wyskalowanych tub pomiarowych.

Wykonano cztery testy wsadowe ukierunkowane na sprawdzenie wpływu poszczególnych składników wsadu w procesie kofermentacji na wzrost produkcji biogazu oraz na skład odcieków. W pierwszym teście (test I) określono parametry bazowe (tło) związane z procesem fermentacji materii organicznej zawartej w inokulum. W kolejnych testach do inokulum dodawano poszczególne analizowane substraty, tj. osad wstępny (test II), osad wstępny i flotat pochodzący z zakładów rybnych (test III) oraz osad wstępny, flotat i odpady warzywne (test IV). Zgodnie z metodyką stosowaną w badaniach przy zastosowaniu metody AMPTS udział w kofermentacji inokulum stanowił ok. 80%. Osad wstępny stanowił zawsze 20% w stosunku do in-

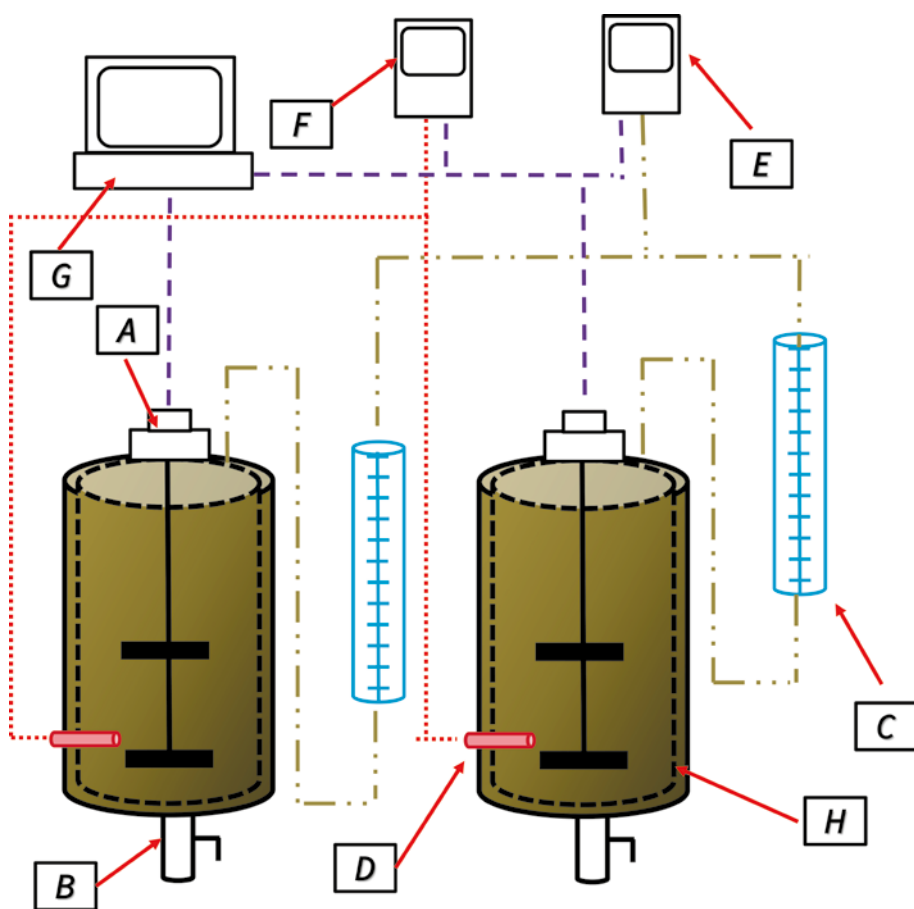
okulum, natomiast wielkość dawki flotatu, w oparciu o wstępne badania inhibicji procesu, przyjęto na poziomie 10% objętości osadu wstępnego. Odpad warzyw stanowił ok. 33%, w stosunku do flotatu.

Każdy test prowadzono przez 28 dni. W trakcie trwania testu codziennie mierzono objętość powstającego biogazu, a okresowo sprawdzano jego jakość (w zakresie CH_4 , CO_2 , O_2 , NH_3 , H_2S). W określonych odstępach czasowych pobierano próbki pofermentu do szczegółowej analizy. Część pobranej próbki pofermentu poddano separacji mechanicznej, w której wyodrębniono fazę stałą i fazę ciekłą. Separację mechaniczną przeprowadzono przy pomocy wirówki laboratoryjnej Jo-u-an C3i. Zgodnie z wcześniejszymi badaniami [7], przyjęto prędkość wirowania wynoszącą 4000 obr./min i czas wirowania 30 min. Powstałą ciecz nadosadową poddano dalszej analizie. W badaniach skupiono się na oznaczeniu form występowania azotu ogólnego w odciekach. Obejmował on azot amonowy ($\text{NH}_4\text{-N}$) oraz frakcje azotu organicznego. Zgodnie z zalecanymi standardami, do rozdziału poszczególnych frakcji azotu organicznego wykorzystuje się sączi o różnych wielkościach porów (0,1, 0,45 i 1,2 μm). Filtrat z sączi o wielkości porów 0,1 μm traktuje się jako frakcję rozpuszczoną, natomiast zawiesinę na sączku 1,2 μm jako frakcję w zawieszynie.

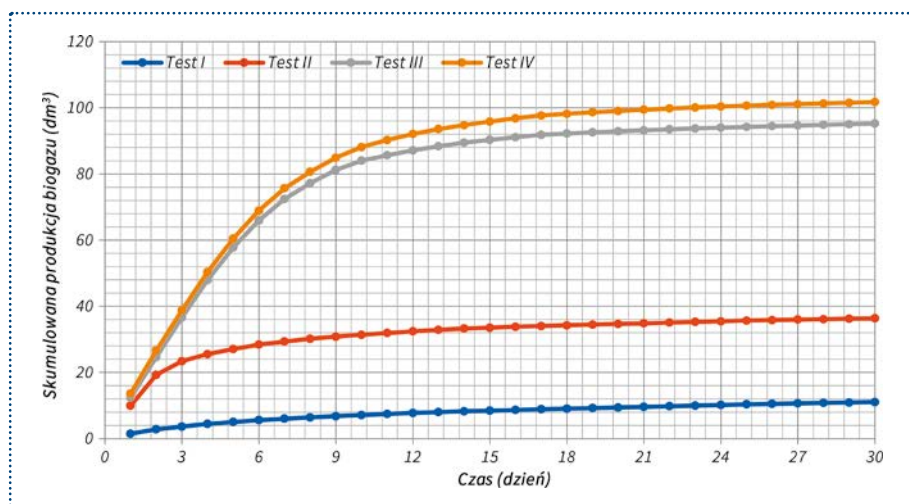
2. Wyniki badań

W niniejszej pracy zbadano wpływ kofermentacji dwóch wybranych odpadów (flotat pochodzący z oczyszczalni ścieków przy zakładach produkcji przetworów rybnych oraz mieszanina warzyw) na wzrost produkcji biogazu oraz ich wpływ na zmiany stężenia azotu w odciekach pochodzących z odwadniania pofermentu.

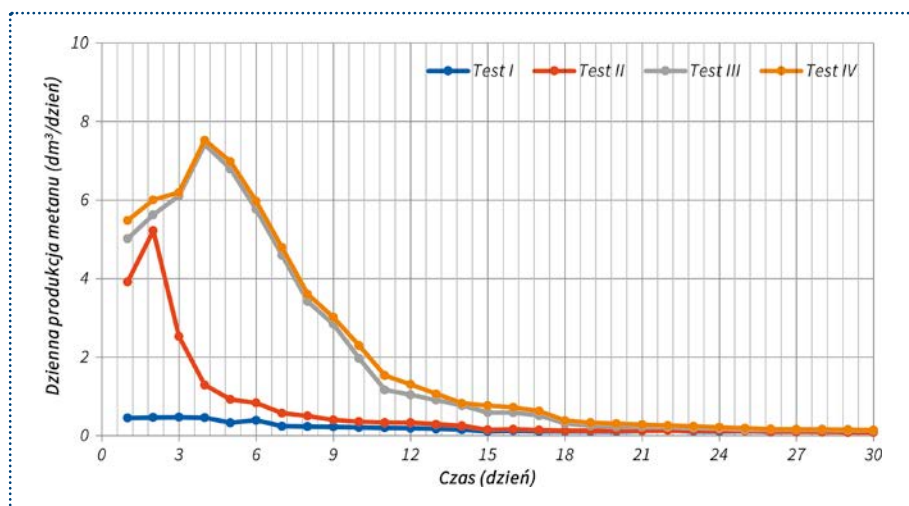
O poziomie korzyści energetycznych związanych z procesem kofermentacji świadczy wzrost produkcji biogazu oraz wzrost udziału w nim metanu. We wszystkich przeprowa-



Rys. 1. Schemat modelu badawczego: A – mieszadło mechaniczne, B – punkt poboru próbek, C – rurki do pomiaru objętości wytwarzanego biogazu, D – sonda temperatury, E – miernik składu biogazu, F – miernik temperatury, G – układ sterowania, H – płaszcz wodny [6]



Rys. 2. Skumulowana produkcja biogazu dla wszystkich testów



Rys. 3. Dzienna produkcja metanu dla wszystkich testów

dzonych testach produkcja biogazu była najbardziej wydajna do 15 dnia trwania testu wsadowego. Test kontrolny (test I) wykazał, że inokulum nadal zawierało materię organiczną podatną na rozkład beztlenowy, jednak jej poziom nie był wysoki. Wartości produkcji biogazu w teście I były 4-krotnie niższe w odniesieniu do produkcji dobowej biogazu dla osadów ściekowych. Dla testów III i IV zaobserwowano wyższy początkowy wzrost produkcji biogazu, osiągający 10-krotność w odniesieniu do testu I, i ok. 1,5 razy wyższy w odniesieniu do osadu wstępnego (po 2 pierwszych dniach) (rys. 2). Jednocześnie zaobserwować można wysoką produkcję biogazu przez znacznie dłuższy okres, co przy zużywaniu się substratów w testach I i II spowodowało, iż maksymalny dobowy przyrost biogazu przekraczał 1600% (w odniesieniu

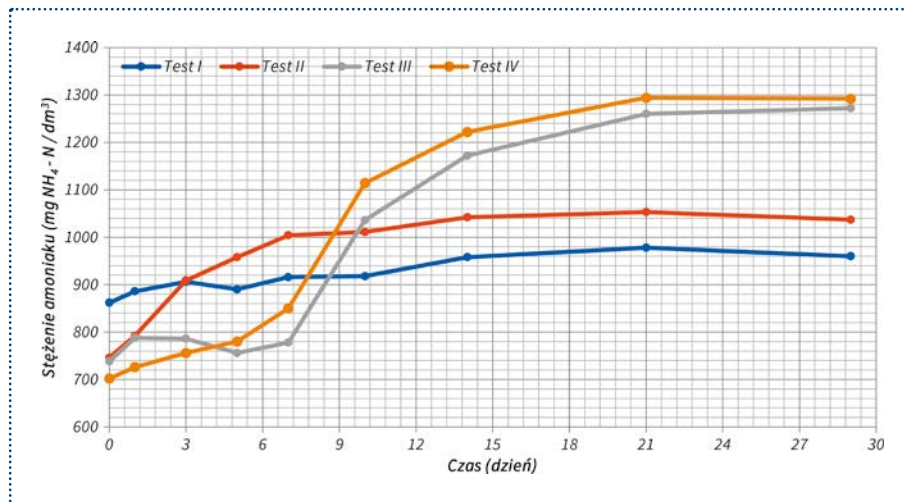
do testu I) oraz 600% (w odniesieniu do testu II). Zastosowane w testach odpady przyczyniły się do znaczącego wzrostu produkcji biogazu, a także do istotnego wzrostu udziału w nim metanu (ok. 70÷73%) (rys. 3).

Przy proporcji inokulum, osadu wstępnego i flotatu wynoszącej 3:1:2, a także po dodatku mieszaniny warzyw (w proporcji 0,25) nie wystąpiła inhibicja procesu fermentacji metanowej. Również hydroliza związków organicznych zawierających azot, zawartych we wsadzie do frakcji PON, CON i DON, przebiegała bez istotnych zakłóceń. Wskazuje na to znaczący wzrost stężeń tych frakcji w ciągu pierwszych 3÷5 dni w stosunku do fermentacji samego osadu wstępnego (od ponad 100 do prawie 300%). Stwierdzono natomiast inhibicję procesu amonifikacji, co skutkowało stabilnym poziomem

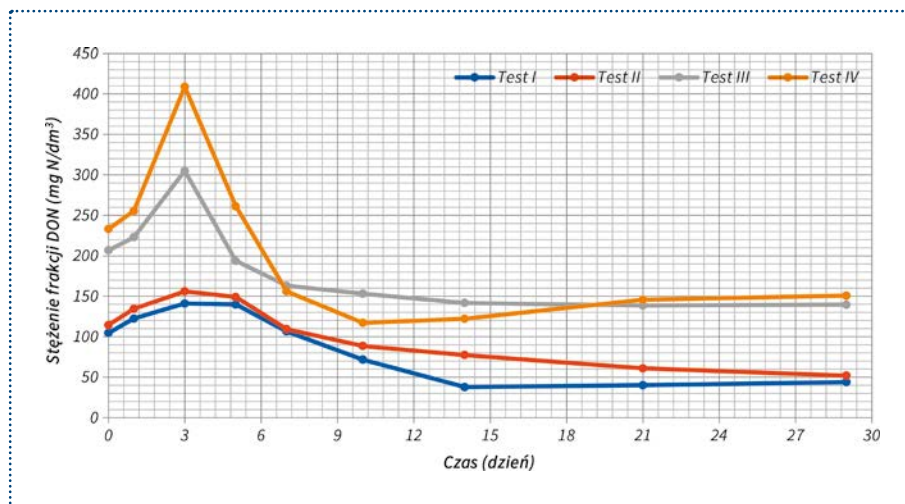
stężeń azotu amonowego w trakcie pierwszych 5÷7 dni trwania procesu (rys. 4). Dodatek flotatu, a także mieszanki warzyw, nie miał istotnego wpływu na końcowe stężenia frakcji PON i CON. Natomiast w odniesieniu do frakcji DON (rys. 5) wykazano wzrost o 170÷190% w stosunku do testu z dodatkiem osadu wstępnego. Można to uznać za efekt niekorzystny, co może spowodować negatywne skutki dla części biologicznej oczyszczalni ścieków obciążonej dodatkowym ładunkiem azotu organicznego.

W celu oceny wpływu zastosowania analizowanych kosubstratów na efekt energetyczny uzyskiwany przez oczyszczalnię ścieków wykonano obliczenia bilansu energii. Uwzględniono w nich zmienną wielkość produkcji energii elektrycznej w zależności od sprawności układów CHP (w zakresie od 30 do 50%). Ilość energii, jaką można wytworzyć z 1 m³ metanu przyjęto jako 10,4 kWh. Uwzględniono także konsumpcję energii na doprowadzenie tlenu niezbędnego do usunięcia azotu zawartego w odciekach z odwadniania pofermentu. W tej części obliczeń uwzględniono dwa scenariusze: pierwszy odnoszący się tylko do azotu amonowego oraz drugi, uwzględniający sumę azotu amonowego i azotu organicznego. Dodatkowo przeanalizowano opcję usuwania azotu tylko w konwencjonalnym procesie nityfikacji/denitryfikacji, a także zastosowanie procesu częściowej nityfikacji/anammonoxu w ciągu bocznym przy zmiennej efektywności usuwania azotu amonowego (maksymalnie do 90%). Dla wszystkich wykonanych wariantów obliczeń uzyskano pozytywny efekt energetyczny. Minimalny zysk energetyczny dla flotatu był ok. 60% wyższy w stosunku do osadu wstępnego, natomiast dla mieszaniny warzyw wynosił on ok. 30%.

Wykonane badania potwierdziły zasadność zastosowania flotatu z podczyszczalni ścieków z zakładów rybnych oraz mieszaniny warzyw jako kosubstratu w procesie fermentacji realizowanym w biogazowniach komunalnych zlokalizowanych przy oczyszczalniach ścieków.



Rys. 4. Stężenie azotu amoniaku dla wszystkich testów



Rys. 5. Stężenie DON dla wszystkich testów

3. Literatura

[1] Atelge M. R.; Krisa D.; Kumar G.; Eskioglu C.; Nguyen D. D.; Chang S. W.; Atabani A. E.; Al-Muhtaseb A. H.; Unalan S. (2020) *Biogas Production from Organic Waste: Recent Progress and Per-*

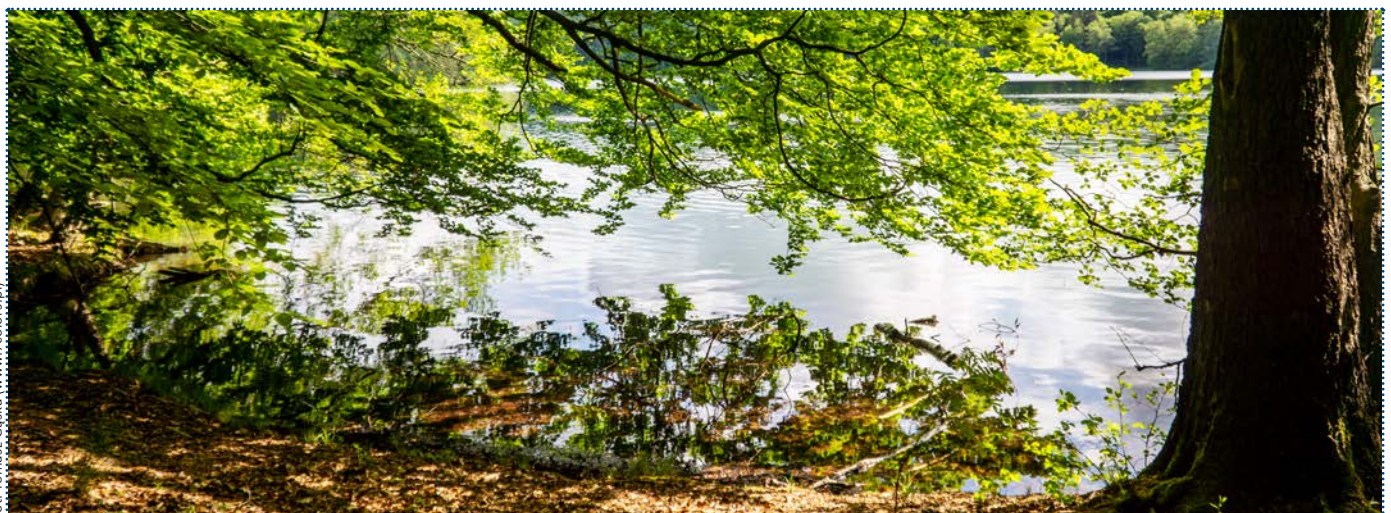
spectives. Waste and Biomass Valorization, 11(3), 1019-1040.

[2] Mata-Alvarez J.; Dosta J.; Güiza M.S.; Fonoll X.; Peces M.; Astals S. (2014) *A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010–2013*. Renew Sustain Energy Rev, 36, 412–427.

- [3] Mata-Alvarez J.; Mace S.; Llabres P. (2000) *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. Bioresour. Technol., 74, 3–16.
- [4] Fux C.; Siegrist H. (2004) *Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitrification/anammox: environmental and economical considerations*. Water Sci Technol, 50 (10), 19–26.
- [5] Zaborowska E.; Czerwionka K.; Mąkinia J. (2017) *Strategies for achieving energy neutrality in biological nutrient removal systems – a case study of the Słupsk WWTP (northern Poland)*. Water Science And Technology, 75(3), 727-740.
- [6] Wilinska-Lisowska, A.; Ossowska, M.; Czerwionka, K. (2021) *The Influence of Co-Fermentation of Agri-Food Waste with Primary Sludge on Biogas Production and Composition of the Liquid Fraction of Digestate*. Energies, 14, 1907.
- [7] Tuszyńska A.; Wilińska-Lisowska A.; Czerwionka K. (2020) *Phosphorus and nitrogen forms in liquid fraction of digestates from agricultural biogas plants*. Environmental Technology, 1-13.

mgr inż. Anna Wilińska-Lisowska
dr hab. inż., prof. PG, Krzysztof Czerwionka
 Politechnika Gdańska,
 Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Badania kofermentacji produktów odpadowych z przemysłu rolno – spożywczego czy odpadów warzywnych z osadami ściekowymi realizowano w ramach projektu DEZMETAN finansowanego przez Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Inteligentny Rozwój 2014-2020 w ramach projektu nr POIR.04.01.02-00-0022/17.



Fot. Tomasz Gaska (www.7colors.pl)