



Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie  
Wydział inżynierii Produkcji i Energetyki

**mgr inż. Maria Łukasiewicz**

nr indeksu: 1004

**Wpływ procesu biologicznego suszenia na wybrane właściwości energetyczne odpadów**

Rozprawa doktorska

Promotor pracy: dr hab. inż. Jacek Salamon, prof. URK

Promotor pomocniczy: dr hab. inż. Mateusz Malinowski, prof. URK

Katedra Inżynierii Bioprocusów, Energetyki i Automatykacji

Wydział Inżynierii Produkcji i Energetyki

Kraków 2024

*Składam serdeczne podziękowania dla **dr. hab. inż. Jacka Salamona, prof. URK** za opiekę promotorską oraz cenne rady i wskazówki podczas pisania niniejszej pracy*

*Serdecznie dziękuję **dr. hab. inż. Mateuszowi Malinowskiemu, prof. URK** za nieocenione wsparcie i pomoc, cenne uwagi a także poświęcony mi czas, które przyczyniły się do powstania niniejszej pracy*

*Dziękuję **Rodzinie i bliskim** za wsparcie i wiarę w moje możliwości*

## STRESZCZENIE

Produkcja odpadów jest nieodłącznym elementem przetwarzania surowców roślinnych i zwierzęcych, a ich ilość oraz rodzaj różni się w zależności od branży przemysłu rolno-spożywczego (PRS). Największy strumień odpadów w Polsce generuje przemysł owocowo-warzywny, przetwarzający około 60% zbiorów owoców i do 30% warzyw. Odpady z PRS (wytłoki, młóto, odpady z przerobu marchwi i innych warzyw), charakteryzują się wysoką wartością opałową, jednak znaczącą barierą do ich energetycznego wykorzystania jest konieczność odprowadzenia z nich nadmiaru wody w procesie suszenia. Wykorzystywane metody suszenia są energochłonne, w związku z czym wciąż poszukiwane są nowe technologie. Alternatywnym rozwiązaniem w zakresie przygotowania odpadów ulegających biodegradacji do energetycznego wykorzystania jest ich biologiczne suszenie. Pomimo iż inżynieria tego procesu jest znana, od lat jest ona optymalizowana.

W pracy określono wpływ warunków prowadzenia procesu biologicznego suszenia odpadów z przemysłu rolno-spożywczego o wysokiej zawartości wilgoci na przebieg procesu i wybrane właściwości energetyczne wytwarzanego paliwa. Materiał badawczy stanowiły odpady z przetwórstwa warzyw oraz wytłoki owocowe, natomiast materiałem wypełniającym było paliwo alternatywne oraz frakcja podsitowa. Przeprowadzono 12 serii badawczych, w tym 4 serie kontrolne oraz 8 serii dla mieszanek odpadów z PRS z materiałami wypełniającymi w proporcji 50:50 oraz 30:70. Każdą z serii przeprowadzono dla trzech różnych wartości natężenia przepływu powietrza. Proces biologicznego suszenia trwał 14 dni. Analizę parametrów fizyko-chemicznych oraz energetycznych odpadów oraz ich mieszanek przeprowadzono przed, w trakcie oraz po procesie biologicznego suszenia. W czasie trwania procesu biosuszenia monitorowano temperaturę wsadu oraz zawartość  $O_2$  i  $CO_2$  w gazach procesowych.

Analiza wyników z przeprowadzonych badań pozwoliła stwierdzić, że dodatek różnych materiałów wypełniających ma istotny wpływ na właściwości energetyczne odpadów, takie jak zawartość wilgoci, straty prażenia, zawartość popiołu, zawartość węgla, ciepło spalania i wartość opałową. Na zawartość węgla oraz wartość opałową uzyskanego paliwa ma wpływ także stosunek materiału wypełniającego do odpadów z PRS. Natężenie przepływu powietrza ma także istotny wpływ na właściwości energetycznego paliwa uzyskanego po procesie (zawartość wilgoci całkowitej oraz wartość opałową). Zastosowanie paliwa alternatywnego jako materiału wypełniającego pozwala uzyskać większą redukcję wilgoci, zachowując przy tym wyższą zawartość węgla, a także pozwala uzyskać wyższą wartość opałową roboczą.

**Słowa kluczowe:** biologiczne suszenie, materiał wypełniający, odpad z PRS, wartość opałowa

## SUMMARY

Waste production is an integral part of processing plant and animal raw materials, and the quantity and type of waste vary depending on the agri-food industry (AFI). The largest waste stream in Poland is generated by the fruit and vegetable industry, which processes about 60% of fruit and up to 30% of vegetables. Wastes from agri-food processing (such as: pomace, spent grain, and waste from processing carrots and other vegetables) are characterized by high calorific value, however, a significant barrier to their energy use is the need to drain excess water during the drying process. The drying methods currently used are energy-intensive, so new technologies are continuously being sought. An alternative solution for preparing biodegradable waste for energy use is biodrying. Although the engineering of this process is known, it has been optimized over years.

This paper presents research on the impact of the conditions of the biodrying process of high-moisture agri-food industry waste on the conduct of the process and selected energy properties of the produced fuel. The research material consisted of vegetable processing waste and fruit pomace, while the bulking agents were refuse-derived fuels (RDF) and undersized fraction from municipal solid waste (UFMSW). Twelve test series were conducted, including 4 control series and 8 mixtures of AFI waste with bulking agents in the proportions of 50:50 and 30:70. Each series was carried out at 3 different air-flow rates and the biodrying process lasted for 14 days. The analysis of physicochemical and energy parameters of the waste and their mixtures was performed before, during, and after the biodrying. During the biodrying process, the temperature of the feedstock and the concentrations of O<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> in the exhaust gases were monitored.

Analysis of the results from this study concluded that the addition of different bulking agents has a significant effect on the energy properties of the waste, including moisture content, ignition loss, ash content, carbon content, heat of combustion, and calorific value. The carbon content and calorific value of the obtained fuel are also influenced by the ratio of bulking agent to AFI waste. Additionally, the air-flow rate significantly affects the energy properties of the fuel obtained after the process, particularly total moisture content and calorific value. The use of RDF as a bulking agent allowed for greater moisture reduction while maintaining a higher carbon content, resulting in a higher net calorific value.

**Keywords:** biodrying, bulking agent, AFI waste, calorific value

## SPIS TREŚCI

Wstęp.....	7
1. Przegląd literatury .....	10
1.1. Kierunki przetwarzania odpadów z PRS .....	10
1.2. Właściwości energetyczne odpadów .....	14
1.3. Charakterystyka technologii suszenia .....	16
1.4. Biologiczne suszenie .....	20
1.5. Inżynieria procesu biologicznego suszenia .....	21
2. Problem badawczy .....	25
3. Cel pracy .....	26
4. Materiał i metodyka .....	27
4.1. Materiał badawczy.....	27
4.2. Metodyka pracy .....	30
4.2.1 Stanowisko badawcze.....	30
4.2.2 Opis eksperymentu .....	31
4.3. Analizy laboratoryjne i obliczenia.....	34
4.3.1. Analizy wybranych właściwości fizyko-chemicznych.....	34
4.3.2. Analizy wybranych właściwości energetycznych .....	39
4.3.3. Ocena procesu biologicznego suszenia .....	41
4.4. Analiza statystyczna .....	41
5. Wyniki.....	43
5.1. Charakterystyka analizowanych materiałów .....	43
5.2. Charakterystyka analizowanych mieszanek .....	45
5.3. Przebieg procesu biologicznego suszenia.....	46
5.4. Wybrane właściwości fizykochemiczne odpadów .....	55
5.4.1. Gęstość .....	55
5.4.2. Zawartość wilgoci całkowitej.....	58
5.4.3. Zawartość popiołu .....	61
5.4.4. Straty prażenia .....	64
5.4.5. Zawartość węgla .....	67
5.4.6. Zawartość azotu .....	70
5.4.7. Zawartość wodoru .....	73
5.4.8. Zawartość siarki.....	76
5.5. Właściwości energetyczne odpadów .....	79
5.5.1. Ciepło spalania .....	79
5.5.2. Wartość opałowa .....	82

5.6. Ocena procesu biologicznego suszenia .....	86
5.7. Analiza statystyczna .....	89
6. Dyskusja .....	105
7. Podsumowanie i wnioski.....	110
Bibliografia.....	113
Spis tabel .....	124
Spis rysunków .....	127

## Spis oznaczeń

<b>PRS</b>	- przemysł rolno-spożywczy
<b>RDF</b>	- refuse derived fuel – paliwo alternatywne
<b>KPGO</b>	- Krajowy Plan Gospodarki Odpadami
<b>PW</b>	- odpady z przetwórstwa warzyw
<b>WO</b>	- wyłoki owocowe
<b>UFMSW</b>	- frakcja podsitowa
<b>BD</b>	- gęstość odpadów, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
<b>MC</b>	- zawartość wilgoci całkowitej, %
<b>TS</b>	- zawartość suchej masy, %
<b>C</b>	- zawartość węgla w stanie suchym, % s. m. (% suchej masy)
<b>H</b>	- zawartość wodoru w stanie suchym, % s. m.
<b>N</b>	- zawartość azotu w stanie suchym, % s. m.
<b>S</b>	- zawartość siarki w stanie suchym, % s. m.
<b>A</b>	- zawartość popiołu w stanie suchym, % s. m.
<b>VS</b>	- strata prażenia w stanie suchym, % s. m.
<b>HHV</b>	- ciepło spalania w stanie suchym, $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$
<b>LHV</b>	- wartość opałowa w stanie roboczym, $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$
<b>FAS</b>	- wolne przestrzenie powietrzne, %
<b>BI</b>	- indeks biologicznego suszenia, -
<b>M</b>	- wartość średnia
<b>SD</b>	- odchylenie standardowe
<b>Q</b>	- natężenie przepływu powietrza, $\text{m}^3\cdot(\text{h}\cdot\text{kg}_{\text{s. m. org.}})^{-1}$
<b>BA</b>	- rodzaj materiału wypełniającego
<b>BA%</b>	- udział materiału wypełniającego, %
<b>BD%</b>	- zmiana gęstości, %
<b>MC%</b>	- redukcja zawartości wilgoci, %
<b>VS%</b>	- zmiana strat prażenia, %
<b>A%</b>	- wzrost zawartości popiołu, %
<b>C%</b>	- zmiana zawartości węgla, %
<b>N%</b>	- zmiana zawartości azotu, %
<b>H%</b>	- zmiana zawartości wodoru, %
<b>S%</b>	- zmiana zawartości siarki, %
<b>HHV%</b>	- zmiana ciepła spalania, %
<b>LHV%</b>	- zmiana wartości opałowej, %
<b><math>\Delta</math>MC</b>	- ubytek wody, kg
<b><math>\Delta</math>VS</b>	- ubytek strat prażenia, kg.

## Wstęp

Przemysł rolno-spożywczy (PRS) stanowi jeden z najważniejszych i najszybciej rozwijających się sektorów polskiej gospodarki. Odpowiada on za ponad 6% produktu krajowego brutto. Do najważniejszych sektorów PRS należą m.in.: browarnictwo, cukrownictwo, mleczarstwo oraz przetwórstwo owoców i warzyw. Od maja 2004 do czerwca 2023 roku zakłady PRS otrzymały z budżetu Unii Europejskiej wsparcie na kwotę ponad 75 miliardów euro (Poczta, 2023). Fundusze te zostały przeznaczone przede wszystkim na inwestycje w nowoczesne i innowacyjne maszyny, urządzenia, instalacje i obiekty, które pozwalają na zapewnienie bezpieczeństwa żywnościowego mieszkańcom kraju. Wraz z modernizacją zakładów PRS wzrósł eksport żywności produkowanej w Polsce. Pandemia COVID-19 nie miała większego wpływu na rozwój tej gałęzi gospodarki (Szczepaniak i Ambroziak, 2020; Ambroziak, 2024; Plewa, 2024), dlatego wciąż poszukiwane i wdrażane są nowe technologie produkcji żywności, a także zagospodarowania odpadów i produktów ubocznych powstających na różnych etapach procesów produkcyjnych w PRS.

Wytwarzanie odpadów od zawsze towarzyszy działalności polegającej na przetwarzaniu surowców roślinnych i zwierzęcych (Czyżyk i in., 2010). Ich ilość, skład materiałowy oraz kierunki zagospodarowania zależą od branży, w której są generowane. Każdy sektor PRS charakteryzuje się innymi rodzajami odpadów i sposobami ich wykorzystania. Ze względu na fakt, że odpady te zawierają dużą zawartość wody i ulegają biodegradacji, najczęściej przetwarzane są następującymi metodami: kompostowanie, fermentacja beztlenowa, elektrodializa, a także piroliza oraz spalanie (Daniel i in., 2012; Mia i in., 2018). Szczególnie wiele prac naukowych poświęconych jest wykorzystaniu odpadów z PRS do produkcji biogazu (Sikora i Rutkowski, 2013; Sikora i Mruk, 2016; Czekala i in., 2022; Dach i in., 2020). Takie wykorzystanie odpadów jest racjonalne pod warunkiem, że wytworzony poferment zostanie zastosowany jako nawóz, aby zgodnie z założeniami gospodarki o obiegu zamkniętym domknąć obieg materii (Głowacki i in., 2022).

W wielu zakładach PRS w ostatnich latach wdrożono rozwiązania technologiczne i prawne pozwalające na uznanie wytwarzanych tam odpadów za produkty uboczne, ponieważ materiały te są np. cennym składnikiem pokarmowym dla praktycznie wszystkich gatunków zwierząt gospodarskich. Zgodnie z ustawą o odpadach produkty uboczne to przedmioty lub substancje powstające w wyniku procesu produkcyjnego, których podstawowym celem nie jest ich produkcja (Dz. U. 2013 poz. 21, z późn. zm.). Aby odpad został uznany za produkt uboczny, muszą zostać spełnione łącznie następujące warunki (Dz. U. 2013, poz. 21, z późn. zm.):

- dalsze wykorzystywanie przedmiotu lub substancji jest pewne,



- przedmiot lub substancja mogą być wykorzystywane bezpośrednio bez dalszego przetwarzania,

- przedmiot lub substancja są produkowane jako integralna część procesu produkcyjnego,

- przedmiot lub substancja spełniają wszystkie istotne wymagania, w tym prawne, w zakresie produktu, ochrony środowiska oraz życia i zdrowia ludzi, dla określonego wykorzystania danego przedmiotu lub danej substancji i wykorzystanie takie nie doprowadzi do ogólnych negatywnych oddziaływań na środowisko, życie lub zdrowie ludzi,

- przedmiot lub substancja spełniają szczegółowe warunki uznania danego przedmiotu lub danej substancji za produkt uboczny określone w przepisach prawa Unii Europejskiej.

W zakładach produkujących żywność dla ludzi i paszę dla zwierząt, w przechowalniach żywności oraz zakładach zbiorowego żywienia powstają głównie odpady ulegające biodegradacji (Białecka, 2008). Oprócz tych odpadów, w PRS wytwarzane są także odpady nieulegające biodegradacji. Ponieważ nie wszystkie odpady można uznać za produkty uboczne, poszukiwanie nowych technologii i rozwiązań inżynieryjno-technicznych oraz ich optymalizacja wciąż stanowi wyzwanie dla branży rolno-spożywczej.

Największy strumień odpadów w PRS jest wytwarzany w przemyśle owocowo-warzywnym, ze względu na to, że przetwarza on około 60% zbiorów owoców i od 10% do 30% zbiorów warzyw (Kapusta, 2017). Odpady te mogą stanowić nawet 1/3 masy przetwarzanego surowca (Kołodziejczyk i in., 2007; Kumider, 1996). Do odpadów pochodzących z przemysłu owocowo-warzywnego najczęściej zalicza się: wytloki, młóto oraz odpady z przerobu marchwi i innych warzyw (Nawirska, 2007).

Odpady z przetwórstwa warzyw i owoców, ze względu na wysoką zawartość wody, są materiałem nietrwałym i niestabilnym (Kołodziejczyk i in., 2007; Kumider, 1996). Najczęściej wykorzystywane są jako dodatek w procesie kompostowania lub fermentacji metanowej oraz w przemyśle paszowym (Białecka, 2008; Bińczak i Pawłowski, 2016) i energetycznym (Tarko i in., 2012; Wolny-Koładka i in., 2021).

Energetyczne wykorzystanie odpadów organicznych (w sposób inny niż wytworzenie z nich biogazu, który stanowi źródło energii elektrycznej i ciepła) wymaga ich wcześniejszego wysuszenia, aby można było otrzymać produkt o zadawalających właściwościach paliwowych (suchy i stabilny mikrobiologicznie). Suszenie jest jednak jednym z najbardziej energochłonnych procesów technologicznych, a jego stosowanie znacznie podnosi koszty produkcji (Frączek, 2010). Istnieje wiele metod suszenia odpadów i produktów ubocznych z PRS. Najpopularniejszym rozwiązaniem jest suszenie konwekcyjne w suszarniach komorowych, tunelowych i bębnowych. Jednym z alternatywnych rozwiązań może być zastosowanie procesu biologicznego suszenia odpadów. Proces ten prowadzi do wytworzenia

w stosunkowo krótkim czasie i przy niskich nakładach energetycznych stałego paliwa zastępczego (RDF – z ang. refuse derived fuels) (Zhang i in., 2018).

Wzrastające aktualnie zapotrzebowanie na energię elektryczną i ciepło będzie wymagało stosowania odnawialnych źródeł energii, do których zaliczają się także odpady, a w szczególności paliwo alternatywne (RDF). Paliwo to wytwarzane jest przede wszystkim z tworzyw sztucznych, papieru, opakowań wielomateriałowych, drewna i innych odpadów o wysokiej wartości opałowej i niskiej wilgotności (Gajewska i in., 2019; Wolny-Koładka i in., 2021). Zastosowanie RDF w procesie wytwarzania energii elektrycznej i ciepła może stanowić rozwiązanie problemu kończących się zasobów paliw kopalnych (Czajka i in., 2000). Istnieje szansa, że RDF będzie wykorzystywany na szeroką skalę w kraju nie tylko przez przemysł cementowy, ale również elektrownie i elektrociepłownie. Paliwa typu RDF mogą być również alternatywą dla innych odnawialnych źródeł energii, takich jak: energia wiatru i słońca, której pozyskiwanie jest zależne od warunków atmosferycznych. Odpady i wytwarzany z nich RDF nie jest zależny od czynników losowych, jest dostępny przez cały rok, co umożliwia zaplanowanie ilości energii do pozyskania. Ponadto energetyczne wykorzystanie odpadów wpisuje się w zapisy Dyrektyw Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie odpadów, w której przewidziano, że ok. 30% strumienia odpadów może być kierowane do spalania (wraz z odzyskiem energii). Istotnym jest więc poszukiwanie nowych i optymalizowanie znanych metod suszenia odpadów w celu ograniczenia ich kosztocłonności lub energochłonności, przy jednoczesnym zachowaniu pożądaných przez finalnych odbiorców parametrów technologicznych paliwa typu RDF. Zastosowanie procesu biologicznego suszenia powinno zapewnić zachowanie potencjału energetycznego suszonych odpadów przy minimalnym ubytku materii organicznej.

Przeprowadzone i opisane w niniejszej dysertacji badania mają na celu poznanie wpływu zmiennych warunków (parametrów technicznych) prowadzenia procesu biologicznego suszenia odpadów pochodzących z przemysłu rolno-spożywczego na wybrane właściwości energetyczne wytworzonego z nich paliwa alternatywnego. Ponadto celem pracy jest wskazanie najkorzystniejszej mieszanki odpadów z PRS z materiałami strukturalnymi (wypełniającymi).

# 1. Przegląd literatury

## 1.1. Kierunki przetwarzania odpadów z PRS

Odpady to substancje i przedmioty, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć lub do których pozbycia się został zobowiązany (Dz. U. 2013, poz. 21, z późn. zm.). Zgodnie z ustawą o odpadach, ich przetwarzanie polega na stosowaniu procesów odzysku i unieszkodliwiania. Przyjęta metoda przetwarzania zależy od cech fizycznych, chemicznych i biologicznych konkretnego odpadu lub ich mieszanki. Korzystnym jest przetwarzanie odpadów w procesach odzysku w taki sposób, aby nadać im drugie życie. Dla każdego procesu odzysku dedykowane są konkretne rozwiązania inżyniersko-techniczne. Odpady komunalne trafiają do spalarni lub do instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania. Odpady niebezpieczne do spalarni odpadów niebezpiecznych, a zielone do kompostowni lub biogazowni. Odpady powstające w przemyśle rolno-spożywczym są wytwarzane przede wszystkim podczas produkcji rolniczej oraz w czasie przetwórstwa surowców pochodzenia roślinnego i zwierzęcego. Odpady pochodzenia roślinnego od wielu lat wykorzystywane są jako pasza lub substrat do kompostowania, a od kilku lat także jako substrat w biogazowniach rolniczych w kierunku wytwarzania z nich biogazu oraz nawozu organicznego. Metody te nie wyczerpują wszystkich dostępnych sposobów przetwarzania odpadów z PRS.

Odpady ulegające biodegradacji stanowią największy strumień odpadów wytwarzanych w zakładach przemysłu rolno-spożywczego. Odpady te ulegają rozkładowi tlenowemu lub beztlenowemu przy udziale mikroorganizmów (Dz. U. 2013, poz. 21, z późn. zm.). Najczęściej spotykanymi odpadami w zakładach PRS są: wytloki jabłkowe i pomidorowe, wytloki z marchwi (przemysł owocowo-warzywny), mieszanki ziołowe (przemysł zielarski), otręby pszenne, żytnie i owsiane (przemysł młynarski), wycierka ziemniaczana (przemysł krochmalniczy), wysłodki buraczane i melasa (przemysł cukrowniczy), serwatka (przemysł mleczarski), młóto, kielki słodowe, drożdże piwne (przemysł browarniany), itp. (Kopik, 2019). Odpady te są bogate w składniki potrzebne dla rozwoju mikroorganizmów. Składnikami tymi są między innymi: węglowodany (celuloza i skrobia), białka oraz tłuszcze, a także witaminy i mikroelementy.

Odpady ulegające biodegradacji pozostawione w stanie surowym stanowią zagrożenie sanitarno-epidemiologiczne ze względu na ich naturalną zdolność do biologicznego rozkładu. Niewłaściwe zarządzanie tymi odpadami prowadzi do niekontrolowanej emisji gazów cieplarnianych lub zanieczyszczeń np. do wód powierzchniowych i gruntowych, zaburzając naturalną równowagę ekosystemów i prowadząc między innymi do eutrofizacji tych wód (Ledakowicz i in., 2005). Inżynieria zagospodarowania odpadów to obszar, który zajmuje się

skutecznym i zrównoważonym zarządzaniem odpadami w celu minimalizacji ich negatywnego wpływu na środowisko. Obejmuje ona procesy gromadzenia, segregacji, transportu i przetwarzania odpadów w sposób bezpieczny i ekonomiczny.

Istotnym aspektem gospodarowania odpadami jest postępowanie zgodne z obowiązującą hierarchią, która stawia na pierwszym miejscu unikanie i zapobieganie powstawaniu odpadów poprzez między innymi zmniejszenie konsumpcji dóbr oraz unikaniu produktów jednorazowych (rys. 1). Następnie w hierarchii znajdują się: ponowne wykorzystanie, recykling i odzysk energetyczny, natomiast najmniej pożądanym jest unieszkodliwianie odpadów.



Rysunek 1. Hierarchia postępowania z odpadami

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r.)

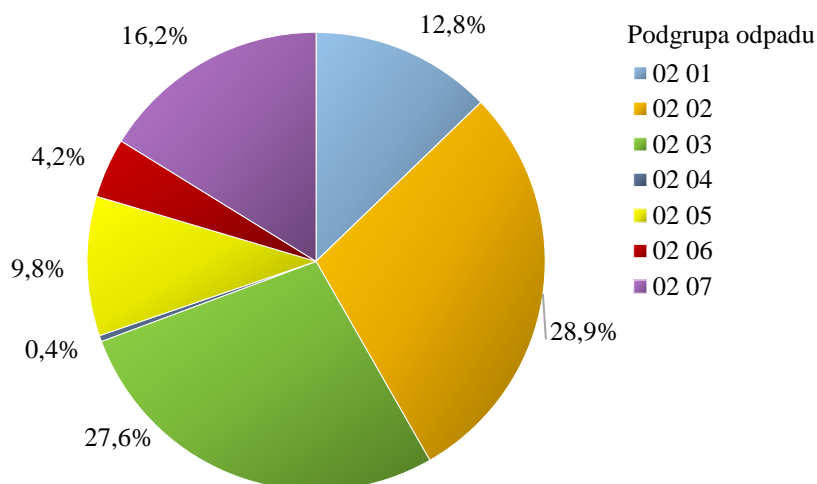
Wybór konkretnej technologii przetwarzania odpadów zależy w głównej mierze od rodzaju odpadów, a także od skali ich wytwarzania, dostępnych zasobów, przepisów i regulacji prawnych. W przemyśle rolno-spożywczym wytwarzane są znaczące ilości odpadów i produktów ubocznych. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Klimatu z dnia 2 stycznia 2020 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz. U. 2020, poz. 10), odpady wytwarzane w przemyśle rolno-spożywczym kwalifikowane są do grupy 02 (odpady z rolnictwa, ogrodnictwa, upraw hydroponicznych, rybołówstwa, leśnictwa, łowiectwa oraz przetwórstwa żywności). Grupa 02 dzieli się z kolei na podgrupy (tab. 1) wskazujące bezpośrednio na konkretną gałąź PRS (np. odpady z cukrownictwa, mleczarstwa itd.). W każdej podgrupie katalog odpadów wymienia najczęściej wytwarzane rodzaje odpadów.

Tabela 1  
Podgrupy odpadów z rolnictwa oraz przetwórstwa żywności

Kod podgrupy odpadów	Nazwa podgrupy odpadów
02 01	Odpady z rolnictwa, ogrodnictwa, upraw hydroponicznych, leśnictwa, łowiectwa i rybołówstwa
02 02	Odpady z przygotowania i przetwórstwa produktów spożywczych pochodzenia zwierzęcego
02 03	Odpady z przygotowania, przetwórstwa produktów i używek spożywczych oraz odpady pochodzenia roślinnego, w tym odpady z owoców, warzyw, produktów zbożowych, olejów jadalnych, kakao, herbaty, kawy oraz przygotowania i przetwórstwa tytoniu, drożdży i produkcji ekstraktów drożdżowych, przygotowania i fermentacji melasy (z wyłączeniem 02 07)
02 04	Odpady z przemysłu cukrowniczego
02 05	Odpady z przemysłu mleczarskiego
02 06	Odpady z przemysłu piekarniczego i cukierniczego
02 07	Odpady z produkcji napojów alkoholowych i bezalkoholowych (z wyłączeniem kawy, herbaty i kakao)

Źródło: Rozporządzenie Ministra Klimatu z dnia 02.01.2020 r. w sprawie katalogu odpadów

W roku 2018 w Polsce zostało wytworzonych 2888,0 tys. Mg odpadów z grupy 02 (M. P., 2023 poz. 702). Najwięcej odpadów powstało w podgrupie 02 02 (28,9%), a więc w przetwórstwie produktów pochodzenia zwierzęcego oraz podgrupie 02 03 (27,6%), czyli z przetwórstwa produktów pochodzenia roślinnego, natomiast najmniej (0,4%) w podgrupie 02 04, gdzie zdecydowana większość odpadów jest uznawana za produkty uboczne, a nie odpady (rys. 2). Postępowanie z odpadami i produktami ubocznymi reguluje ustawa o odpadach (Dz. U. 2013, poz. 21, z późn. zm.). Ustawa określa szczegółowo, kiedy dana substancja lub przedmiot jest klasyfikowany jako produkt uboczny oraz w jaki sposób należy postępować z odpadami (Daniel i in., 2012). Uznanie odpadu za produkt uboczny wymaga uzyskania decyzji Marszałka Województwa właściwego dla terenu, na którym znajduje się zakład przetwórstwa rolno-spożywczego.



Rysunek 2. Udział poszczególnych podgrup odpadów z rolnictwa i przetwórstwa żywności wytworzonych w 2018 r.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (M. P., 2023 poz. 702)

Jak podano w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami (KPGO), w 2018 roku zdecydowaną większość odpadów z grupy 02, tj. 89,0% poddano procesom odzysku, natomiast 3,4% procesom unieszkodliwiania. W ramach procesów odzysku 62,3% masy wytworzonych odpadów skierowano do procesów recyklingu organicznego, w tym do procesów kompostowania i fermentacji metanowej, a 12,9% wykorzystano na powierzchni ziemi. Do procesów unieszkodliwiania, wśród których dominuje fermentacja, przeznaczono 2,6% odpadów. Składowanie dotyczyło tylko około 0,1% masy tych odpadów. W latach 2014-2018 nastąpiło wyraźne oddzielenie wzrostu produkcji wyrobów i towarów w poszczególnych sektorach przetwórstwa żywności od masy wytwarzanych odpadów. Ilość odpadów z PRS maleje zarówno w ilościach bezwzględnych, jak i w przeliczeniu na jednostkę produktu finalnego.

Najpopularniejsze procesy przetwarzania odpadów organicznych z przemysłu rolno-spożywczego to: kompostowanie, fermentacja metanowa, elektrodializa, utlenianie, piroliza, spalanie, ozonowanie (Jędrzak, 2008). Przetworzone w tych procesach odpady mogą być wykorzystywane jako nawóz lub mogą stanowić źródło energii. Innym kierunkiem wykorzystania odpadów i produktów ubocznych jest wytwarzanie z nich biopolimerów i dalej opakowań, a także talerzy i sztuców (Klepka, 2007; Vaverkova i in., 2014; Vaverkova i Adamcova, 2015; Andrzejewska i Topolski, 2015; Malinowski, 2015).

Najbardziej popularną metodą wykorzystania odpadów z przemysłu rolno-spożywczego jest ich przetworzenie na produkty paszowe (Białecka, 2008; Tarko i in., 2012; Bińczak i Pawłowski, 2016; Sumińska i Sierakowska, 2019). Ze względu na swój skład chemiczny, do produkcji pasz najczęściej stosowane są wytloki, wysłodki czy wycierki. Stanowią one źródło błonnika pokarmowego oraz związków polifenolowych (Górecka i Pośpiech, 2016). Są one materiałem łatwo dostępnym oraz zawierającym wiele wartościowych składników, takich jak: białko roślinne, kwasy organiczne, witaminy, pektyny oraz sacharydy (Tarko i in., 2012).

Surowce i produkty uboczne z rolnictwa, bioodpady komunalne i przemysłowe są wykorzystywane także w biogazowniach (Ferdes i in., 2020; Nwokolo i in., 2020; Sun i in., 2023). Chociaż wiele europejskich biogazowni wykorzystuje kiszonkę z kukurydzy i obornik, odpady spożywcze cieszą się zainteresowaniem jako alternatywny surowiec. Borowski i in. (2018), Garcia i in. (2019), Marks i in. (2020) potwierdzili wysoki potencjał uzysku biogazu z tych odpadów. Dach i in. (2020) stwierdzili, że odpady te mają niewielką przydatność do spalania lub pirolizy, gdyż wymagają wysokosprawnego, kosztocłonnego wstępnego suszenia. Wady i zalety procesu suszenia odpadów z PRS opisano szczegółowo w podrozdziale 1.3. Dążenie do optymalizacji procesu suszenia stanowi obecnie jedno z najważniejszych wyzwań inżynierskich, szczególnie w aspekcie obniżenia kosztów suszenia (związanych ze

spalaniem paliw kopalnych lub wykorzystaniem energii elektrycznej) oraz zachowania właściwości fizykochemicznych przetwarzanego w ten sposób odpadu lub produktu ubocznego. Istotnym jest zatrzymanie w suszonej substancji składników odżywczych (gdy susz będzie wykorzystywany na cele paszowe) lub utrzymanie wysokiego ciepła spalania i zawartości węgla (gdy susz będzie wykorzystywany na cele energetyczne).

Jednym ze sposobów zagospodarowania odpadów jest produkcja z nich paliw alternatywnych (RDF). Paliwa te wykorzystywane są w cementowniach (jako substytut paliw kopalnych) lub spalarniach odpadów. Paliwa alternatywne muszą charakteryzować się odpowiednimi parametrami fizykochemicznymi, do których należą m.in zawartość wilgoci, popiołu, wartość opałowa oraz skład chemiczny. Paliwa zastępcze pochodzą głównie z przetwarzania odpadów poprodukcyjnych i opakowaniowych, palnych frakcji odpadów komunalnych, a także z odpadów z biomasy i osadów ściekowych (Ulewicz i Maciejewski, 2011; Mirowski i in., 2018).

Wykorzystanie odpadów do produkcji energii wiąże się niewątpliwie z korzyściami ekologicznymi. W obliczu zmian klimatycznych, rozbudowa infrastruktury odzysku energii z odpadów może stać się ważnym elementem polskiej polityki energetycznej (Cyranka i Jurczyk, 2016). Przetworzone odpady z przemysłu rolno-spożywczego, po uzyskaniu odpowiednich parametrów fizykochemicznych, stają się cennym zasobem energetycznym.

## **1.2. Właściwości energetyczne odpadów**

Do najważniejszych wskaźników charakteryzujących właściwości energetyczne (paliwowe) odpadów Skalmowski i in. (2004) zaliczają: wilgotność, części palne i niepalne, części lotne, ciepło spalania i wartość opałową roboczą. Spalarnie odpadów, cementownie oraz elektrownie wykorzystujące odpady do wytwarzania energii (elektrycznej i/lub ciepła) oczekują odpowiednio wysokiej wartości opałowej roboczej i niskiej wilgotności dostarczanego surowca. Jak podaje Malinowski (2013b) wilgotność odpadów komunalnych zawiera się w przedziale od 20 – 60%. Jędrzak (2008) podaje, że zawartość wilgoci w odpadach ulegających biodegradacji może wynosić nawet 95%. Wilgotność odpadów jest parametrem, który w największym stopniu decyduje o ich wartości opałowej roboczej (Malinowski, 2013b). Wartość opałowa jest to ilość ciepła jaką uzyskuje się w wyniku procesu spalania całkowitego i zupełnego jednostki paliwa i ochłodzeniu produktów spalania do temperatury początkowej substratów, a zawarta w spalinach para wodna nie ulega wykropleniu. Wartość opałowa paliwa w stanie roboczym jest jego wartością użytkową, która odnosi się do paliwa spalanego w kotłach.

Za graniczną wartość opałową gwarantującą autotermiczne spalanie odpadów przyjmuje się  $5,8 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Niedziałkiewicz i in., 2007). Taki poziom wartości opałowej zapewnia spalanie odpadów na ruszcie w spalarni bez dodatkowego paliwa. Wartość opałowa wynika (zgodnie z definicją) z ciepła spalania. Ciepło spalania jest to ilość ciepła jaką uzyskuje się w warunkach takich samych jak wartość opałową, przy czym para wodna, która jest zawarta w spalinach ulega wykropleniu. Najwyższymi wartościami ciepła spalania cechują się różnego rodzaju polimery (tworzywa sztuczne, guma i oleje). Ciepło spalania odpadowej biomasy zawiera się w przedziale od ok.  $16 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  dla wycierki z ziemniaków lub wysłodków buraczanych do ponad  $19 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  dla łuski gryki (Obidziński, 2010; Kowalczyk-Juško i Zywer, 2011;). Najniższymi wartościami charakteryzują się odpady zanieczyszczone substancjami inertnymi. Dla przykładu zmieszane odpady komunalne odznaczają się zróżnicowanymi wartościami ciepła spalania, które wynosi od 1 do  $17 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Maksymowicz, 1999; Czajka i Sordyl, 2011; Malinowski, 2013b). Jedną z metod uzyskiwania odpadów o powtarzalnej i wysokiej wartości opałowej roboczej jest wytwarzanie paliwa alternatywnego (RDF), poprzez wydzielanie ze strumienia np. zmieszanych odpadów komunalnych frakcji palnych w procesie mechanicznego odzysku. Inną metodą pozyskiwania paliwa alternatywnego jest suszenie lub biologiczne suszenie odpadów np. ulegających biodegradacji.

Kluczowymi parametrami paliwa alternatywnego, które decydują o jego przydatności do spalania np. w piecach cementowych, są: wartość opałowa ( $> 14 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), wilgotność ( $< 15\%$ ), zawartość chloru ( $< 0,8\%$ ), siarki ( $< 2,5\%$ ) i popiołów ( $< 15\%$ ) oraz zawartość metali ciężkich ( $< 2500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) (Trezza i Scian, 2005). Parametry te mogą różnić się w zależności od cementowni. Jak podaje Gajewska i in. (2019) zawartość wilgoci w paliwie alternatywnym, w zależności od rodzaju odpadów, z których zostało wytworzone, może zawierać się w przedziale od 3% dla paliwa z opon do 25% dla paliwa z odpadów komunalnych. Ciepło spalania RDF wytworzonego ze zmieszanych odpadów komunalnych wynosi około  $20 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ , natomiast ciepło spalania RDF z plastików i opon przekracza  $30 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Gajewska i in., 2019). Surowce (odpady), z których wytwarzane jest paliwo w sposób istotny wpływają na jego właściwości.

Istnieją na krajowym rynku energetycznym paliwa alternatywne o wysokiej wartości opałowej ( $> 20 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) wytwarzane na bazie tworzyw sztucznych lub wzbogacane odpadami niebezpiecznymi (Malinowski i Wolny-Koładka, 2015; Malinowski i Wolny-Koładka, 2017; Gajewska i in., 2019), a także paliwa alternatywne o niskiej wartości opałowej ( $12-18 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) wytwarzane z odpadów ulegających biodegradacji i biomasy (Malinowski i Sikora, 2014; Malinowski i in., 2020; Wolny-Koładka i in., 2021). Zarówno wysoko jak i niskoenergetyczne paliwa znajdują swoje zastosowanie w cementowaniach. Paliwa



otrzymywane na bazie odpadów ulegających biodegradacji często stanowią domieszkę do paliw wysoko kalorycznych, które charakteryzują się niekorzystnie wysoką zawartością chloru i siarki (Gajewska i in., 2019).

Zastosowanie procesu biologicznego suszenia może istotnie wpłynąć na obniżanie się zawartości wilgoci w odpadach i jednocześnie wzrost wartości opałowej. Gajewska i in. (2019) podają, że w wyniku procesu biologicznego suszenia przeprowadzonego dla RDF wytworzonego ze zmieszanych odpadów komunalnych nastąpiła redukcja zawartości wilgoci w odpadach o około 50%. W badaniach prowadzonych przez Malinowski i Wolny-Koładka (2014) oraz Colomer-Mendoza i in. (2016), Ma i in. (2016), Tom i in. (2016) oraz Mohammed i in. (2017a) osiągnięto podobny ubytek wilgoci.

Wolny-Koładka i in. (2021), w wyniku 14-dniowego procesu biologicznego suszenia, uzyskali wzrost wartości opałowej o 33,4% w przypadku suszenia młota browarniczego z RDF (z 11 547 kJ·kg<sup>-1</sup> na 15 052 kJ·kg<sup>-1</sup>) oraz wzrost o 30,5% w przypadku suszenia młota browarniczego z frakcją podsitową wydzieloną ze zmieszanych odpadów komunalnych (z 4 738 kJ·kg<sup>-1</sup> na 6 182 kJ·kg<sup>-1</sup>). Shao i in. (2010) za pomocą procesu biosuszenia udało się podnieść wartość opałową zmieszanych odpadów komunalnych z 4 010 kJ·kg<sup>-1</sup> na 10 300 kJ·kg<sup>-1</sup>. Wysoki wzrost wartości opałowej w wyniku procesu biologicznego suszenia osadów ściekowych z różnymi materiałami wypełniającymi osiągnęli w swoich badaniach Zhang i in. (2018) oraz Hu i in. (2023), podnosząc wartość opałową kolejno o 54,2% (z 2 137,8 kJ·kg<sup>-1</sup> na 4 648,7 kJ·kg<sup>-1</sup>) oraz o 32,9% (z 3 750,09 kJ·kg<sup>-1</sup> na 4 984,30 kJ·kg<sup>-1</sup>). We wszystkich wyżej wymienionych badaniach zaobserwowano wzrost wartości opałowej roboczej. Jak podaje Adani i in. (2002) na podstawie przeprowadzonych badań, spadek zawartości wilgoci spowodował wzrost wartości opałowej odpadów, pomimo tego, że część frakcji organicznej uległa mineralizacji.

### **1.3. Charakterystyka technologii suszenia**

Suszenie jest najpopularniejszą metodą utrwalania żywności, stosowaną przez ludzi od wieków (Witrowa-Rajchert, 2009; Aghbashlo i in., 2013). Produkty żywnościowe suszone są na słońcu, w piekarniku i w suszarkach lub kuchenkach mikrofalowych. Suszenie jest nieodłącznie stosowanym procesem w przemysłach: chemicznym, farmaceutycznym, papierniczym, ceramicznym oraz rolniczym (Mujumdar, 2006). Proces suszenia jest jedną z podstawowych operacji technologicznych w przetwarzaniu odpadów z przemysłu rolno-spożywczego. Głównym zadaniem procesu suszenia odpadów jest ich zamiana w produkty nadające się do zastosowania w przemysłach paszowym, nawozowym oraz w energetyce

(Białecka, 2008; Tarko i in., 2012). Proces ten pozwala zmniejszyć masę i objętość odpadów dzięki odparowaniu z nich wody. Proces suszenia powoduje nieodwracalne zmiany w produkcie np.: skurcz, deformacja kształtu, sklejanie lub przypiekanie, zmiana koloru i smaku, co sprawia, że materiał po procesie suszenia bardzo często nie spełnia wymagań stawianych produktom spożywczym (Kamińska i Ciesielczyk, 2011).

Odpady i produkty uboczne z PRS, po właściwym wysuszeniu, mogą być zastosowane również do produkcji kosmetyków oraz w przemyśle farmaceutycznym. Ważne jest aby jakość otrzymywanego suszu była jak najwyższa (Czyżyk i in., 2008), czyli aby w czasie procesu nie następował nadmierny ubytek witamin, białka i innych składników odżywczych.

Jedną z podstawowych wad procesu suszenia jest jego energochłonność oraz negatywne oddziaływanie na środowisko (Mujumdar, 2006; Aghbashlo i in., 2013). Ze względu na sposób w jaki jest doprowadzane ciepło oraz rozwiązanie konstrukcyjne, przemysłowe technologie suszenia możemy podzielić na (Skotnicka, 2011)

- suszenie konwekcyjne,
- suszenie kontaktowe,
- suszenie wykorzystujące działanie pola elektromagnetycznego (promiennikowe i mikrofalowe),
- suszenie sublimacyjne,
- suszenie próżniowe,
- hybrydowe, które stanowi kombinację powyższych,
- inne.

W trakcie suszenia *metodą konwekcyjną* woda z materiału suszonego jest usuwana za pomocą strumienia gorącego gazu. Ma tutaj miejsce bezpośredni kontakt produktu suszonego z czynnikiem suszący. Do tego rodzaju suszenia najczęściej wykorzystuje się suszarki bębnowe, fluidyzacyjne, taśmowe, pneumatyczne i rozpyłowe (Li i Finney, 2010; Li i in., 2012, Haque i Somerville, 2013). Suszarki bębnowe stosowane są na skalę przemysłową. Charakteryzują się prostą budową i pozwalają na suszenie w temperaturze do 1100°C, zapewniając nieprzerwaną pracę. Ich działanie polega na obracaniu bębna, w którym znajduje się suszony materiał (Goryl i Filipowicz, 2016).

Jaros i in. (2020) przeprowadzili analizę efektywności przemysłowego suszenia konwekcyjnego wytlóków jabłkowych. Badania w kontekście zużycia energii pokazały, że do wyprodukowania 1 Mg suszu o wilgotności względnej 10,5% zużyto 9,13589 GJ, z czego 96,33% stanowiła energia uzyskana ze spalania pyłu węglowego. W celu zmniejszenia zużycia paliw kopalnych do produkcji suszu autorzy wskazali na konieczność poprawy efektywności procesu, czyli obniżenia kosztachłonności procesu suszenia lub np. zmianę źródła energii.

Celowym jest więc poszukiwanie nowych rozwiązań modelowych (głównie połączeń kilku procesów wspomagających) suszenia.

Alternatywę dla suszarek bębnowych stanowią suszarki fluidyzacyjne, w których suszony materiał umieszcza się na przepuszczalnej przegrodzie. W tym urządzeniu ruch powietrza odbywa się ku górze a czynnik suszący wprowadza się do dolnej części, gdzie przepuszcza się go przez przegrodę. Kiedy czynnik suszący osiągnie wystarczająco silny strumień, to suszone cząstki zaczynają poruszać się w obrębie złoża. Ogrzewanie następuje pośrednio przez płaszczowo-rurowe wymienniki ciepła, które są gęsto rozmieszczone i zabudowane w złożu fluidalnym oraz przewodzą energię cieplną, pochodzącą ze skraplającej się pary. Suszenie odbywa się w słabo przegrzanej i czystej atmosferze parowej (Lechner i in., 2011). Najważniejszą zaletą suszarek fluidyzacyjnych jest osiągnięcie bardzo wysokiego współczynnika wnikania ciepła i masy. Natomiast do wad tego typu urządzeń należy duża energochłonność i trudności z suszeniem materiałów o dużych cząstkach i dużej wilgotności (Skotnicka, 2011). Suszarki taśmowe wykorzystuje się głównie do suszenia materiału, który potrzebuje jedynie delikatnej obróbki cieplnej. W tym rodzaju suszarki czynnik suszący przepływa przez materiał umieszczony na taśmie. Konstrukcja tego urządzenia umożliwia dokładne ustawienie parametrów procesu suszenia, co pozwala najefektywniej wykorzystać tą technologię. Suszarki pneumatyczne mają zastosowanie do suszenia materiałów sypkich oraz krystalicznych o niewielkim uziarnieniu. W tego typu suszarkach materiał suszony wprowadza się do kanału pneumatycznego, gdzie zostaje on wymieszany z czynnikiem suszącym. Dzięki osiągnięciu wysokiego wskaźnika transferu masy i ciepła w kanale pneumatycznym następuje szybkie usunięcie wilgoci z suszonego materiału. Zaletami suszenia pneumatycznego są kompaktowość i krótki czas suszenia (Skotnicka, 2011). Suszenie rozpyłowe znalazło zastosowanie w przemyśle spożywczym, chemicznym, agrochemicznym, biotechnologicznym, jak również w przemyśle farmaceutycznym. Technologia tego typu suszenia pozwala przetworzyć surowce płynne w substancje proszkowe. W procesie tym rozdrabnia się ciecz do postaci mgły, która styka się z czynnikiem suszącym wewnątrz komory suszarki. Wsuszenie materiału w komorze trwa do 20 sekund (Samborska, 2008).

W technologii *suszenia kontaktowego* umieszcza się suszony materiał bezpośrednio na ścianie o dużym przewodnictwie cieplnym. Stosowana jest również metoda suszenia kontaktowo – konwekcyjna. Obie te metody wyróżnia wysoka sprawność energetyczna i intensywność procesu. W przypadku suszenia kontaktowego wykorzystywane są suszarki walcowe, natomiast w kontaktowo – konwekcyjnym bębnowe przeponowe (Boruch i Nowakowska, 1996). Aparaty walcowe wykorzystuje się przede wszystkim w przemyśle spożywczym, w celu suszenia mleka i skrobi ziemniaczanej. Natomiast w suszarkach

bębnowych przeponowych wykorzystywane jest zjawisko konwencji i przewodzenia, a głównym czynnikiem grzewczym jest woda lub para wodna (Goryl i Filipowicz, 2016).

Rodzajem suszenia wykorzystującego *działanie pola elektromagnetycznego* jest suszenie dielektryczne. W technologii suszenia dielektrycznego suszony materiał zostaje poddany obróbce cieplnej za pomocą prądu elektrycznego. Proces ten wykorzystuje się do suszenia materiałów z grupy dielektryków (Boruch i Nowakowska, 1996). Intensywność tego procesu jest uzależniona od właściwości cieplnych suszonego materiału, czyli przewodnictwa cieplnego, odporności temperaturowej oraz właściwości dielektrycznych (Selecki i Gradoń, 1985).

W suszeniu *radiacyjnym* wykorzystywane jest odpowiednio wytworzone i ukierunkowane pole elektromagnetyczne. Proces suszenia zachodzi przez przekazanie ciepła w postaci energii promieniowania podczerwonego. Energia promieniowania podczerwonego przenoszona jest bezpośrednio do powierzchni produktu bez podgrzewania otaczającego powietrza (Chou i Chua, 2001). Główną zaletą tej metody jest osiągnięcie dużych strumieni cieplnych (Boruch, Nowakowska, 1996). Metodę tę stosuje się głównie do suszenia materiałów o cienkich i absorbujących promieniowanie warstwach (Selecki i Gradoń, 1985).

Suszenie ze wspomaganie *mikrofalowym* polega na oddziaływaniu mikrofalami na cząsteczki wody, posiadające strukturę dipoli. Mikrofałe są falami elektromagnetycznymi o częstotliwości między 300 MHz a 300 GHz (Nowacka i in., 2012). Pod wpływem zewnętrznego pola mikrofalowego cząsteczki wody zaczynają wykonywać szybkozmienne ruchy obrotowe. Ten proces generuje znaczą ilość ciepła w całym materiale ze względu na siły tarcia wewnątrzcząsteczkowego oraz wysoką częstotliwość promieniowania mikrofalowego. W porównaniu do tradycyjnych metod suszenia konwekcyjnego, suszenie mikrofalowe wykazuje się przede wszystkim skróceniem czasu trwania procesu (Orsat i in., 2005). Również Chou i Chua (2001) stwierdzają, że suszenie mikrofalowe zwiększa dyfuzję masy i ciepła, rozwija wewnętrzne gradienty wilgotności, które zwiększają szybkość suszenia oraz polepszają jakość produktu (w porównaniu z suszeniem konwencjonalnym).

Suszenie z zastosowaniem mikrofal wpływa korzystnie na skurcz, porowatość, właściwości mechaniczne, rekonstrukcyjne oraz zachowanie barwy i aromatu (Nowacka i in., 2012). W przypadku suszonych warzyw stopień zachowania witamin kształtuje się na poziomie powyżej 60% (Jałoszyński i in., 2006). Metoda mikrofalowa posiada także wady. Oprócz wysokich kosztów inwestycyjnych, jedną z nich jest niejednorodność pola elektromagnetycznego, którego efektem jest nierównomierne rozłożenie wilgoci w materiale na końcowym etapie suszenia, co może prowadzić do punktowego spalania próbki. Istotnym

problemem są także wysokie temperatury osiągnięte podczas procesu suszenia (Zhang i in., 2006).

Suszenie *sublimacyjne* lub liofilizacja to proces odwadniania w niskiej temperaturze, polegający na zamrożeniu produktu, obniżeniu ciśnienia, a następnie usunięciu lodu przez sublimację. Suszenie sublimacyjne wykorzystywane jest głównie w przemyśle farmaceutycznym i spożywczym (Selecki i Gradoń, 1985; Boruch i Nowakowska, 1996). Suszenie *próżniowe* polega na umieszczeniu produktu w komorze i poddaniu działaniu próżni, która obniża temperaturę wrzenia i odparowuje wodę, nawet w niskich temperaturach. Dzięki temu jakość suszu jest wysoka, szczególnie w przypadku żywności (Motevali i in. 2011). Suszenie *hybrydowe* polega na łączeniu ze sobą kilku wyżej wymienionych metod w jeden proces. Możliwość w łączeniu jest duża, co pozwala na wykluczenie wad i wykorzystanie zalet połączonych ze sobą technik suszenia.

Do innych procesów suszenia należy biologiczne suszenie (biosuszenie), które jest procesem przetwarzania odpadów, najczęściej prowadzonym w dedykowanych do tego celu bioreaktorach (Gajewska i in., 2019). Podstawowym celem tego procesu jest redukcja wilgotności materiału w możliwie najkrótszym czasie, a następnie jego energetyczne wykorzystanie (Malinowski i Wolny-Koładka, 2017) jako np. RDF w cementowniach.

#### **1.4. Biologiczne suszenie**

Biologiczne suszenie jest procesem autotermicznym, w którym suszenie odpadów następuje pod wpływem uwalniania energii cieplnej w procesie tlenowego rozkładu frakcji organicznej ulegającej biodegradacji, a odprowadzanie wilgoci następuje w wyniku parowania oraz obiegu powietrza procesowego. Jest to możliwe dzięki intensywnemu napowietrzaniu odpadów. Biologiczne suszenie należy do grupy krótkotrwałych procesów mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów. Razem z kompostowaniem i stabilizacją tlenową należą do procesów mikrobiologicznego rozkładu substancji organicznej, prowadzonych w kontrolowanych warunkach tlenowych (Białowiec, 2018). Biosuszenie, kompostowanie oraz stabilizacja tlenowa są do siebie podobne, jednak różnią się od siebie celem zastosowanego procesu, właściwościami substratów oraz właściwościami produktów finalnych (tab. 2).

Tabela 2

Zestawienie tlenowych procesów biologicznego przetwarzania odpadów

Biologiczne suszenie	Kompostowanie	Biostabilizacja tlenowa
- obniżenie zawartości wilgoci w odpadach i ograniczenie całkowitego rozkładu materii organicznej, - uzyskanie wysokiej jakości stałego paliwa wtórnego	-stabilizacja materii organicznej, - higienizacja, - uzyskanie kompostu - nawozu organicznego	- stabilizacja materii organicznej, - uzyskanie stabilizatu

Źródło: Opracowanie własne na podstawie (Białowiec, 2018)

Proces biosuszenia prowadzi do zwiększenia wartości opałowej materiału poprzez zmniejszenie zawartości wilgoci (Adani i in., 2002; Sugni i in., 2005; Velis i in., 2009). Ponadto w trakcie biologicznego suszenia rozkładowi ulega tylko część frakcji ulegającej biodegradacji, co pozwala na zachowanie ich potencjału energetycznego. Głównym celem procesu biologicznego suszenia jest wytworzenie w jak najkrótszym czasie wysokiej jakości stałego paliwa zastępczego, które może zostać wykorzystane np. w cementowniach.

Problematyka procesu biologicznego suszenia została rozpoznana głównie dla takich odpadów jak: stałe odpady komunalne (Adani i in., 2002; Zawadzka i in., 2010; Ab Jalil i in., 2016; Dębicka i in., 2017; Yuan i in., 2017; Rada i in., 2006; Hurka i Malinowski, 2014; Bilgin i in., 2015; Zhang i in., 2009; Tambone i in., 2011; Bhatsada i in., 2023), odpady z przemysłu celulozowo-papierniczego (Navae-Ardeh i in., 2006; Frei i in., 2004; Domińczyk i in., 2012) osady ściekowe (Huilinir i in., 2015; Hao i in., 2018; Yang i in., 2014; Zhao i in., 2011; Krzystek i in., 2009; Lu i in., 2023) oraz odpady zielone (Colomer-Mendoza i in., 2012; Colomer-Mendoza i in., 2016; Mohammed i in., 2017a).

### 1.5. Inżynieria procesu biologicznego suszenia

Proces biologicznego suszenia jest kombinacją procesów mechanicznych i biochemicznych (Velis i in., 2009). Od strony fizycznej ma miejsce konwekcyjne usuwanie wilgoci poprzez kontrolowane napowietrzanie, natomiast procesy biochemiczne obejmują tlenowy rozkład substancji organicznej. Wysoki udział odpadów organicznych i duża wilgotność w odpadach z przemysłu rolno-spożywczego stwarzają optymalne warunki do rozwoju mikroorganizmów. Przemianom biologicznym zachodzącym w odpadach towarzyszy wydzielanie się ciepła. Energia, która jest dostarczona z rozkładu materii organicznej (około 16 kJ energii cieplnej na 1 g rozłożonej substancji) powinna pokryć zapotrzebowanie energetyczne procesu suszenia, w składzie którego największy wydatek energetyczny przypada na odparowanie wody (den Boer, 2013).

Procesy biologicznego suszenia mogą zachodzić w pryzmach usypanych w zamkniętych halach lub w szczelnym, zamkniętym i napowietrzanym bioreaktorze. Pierwsza faza procesu biologicznego suszenia to tak zwana faza samonagrzewania. Rozpoczynają się wówczas procesy biologicznego rozkładu materii organicznej, w wyniku których materiał uzyskuje temperaturę 55 – 70°C lub wyższą. Temperaturą optymalną dla uczestniczących w procesie mikroorganizmów tlenowych, zapewniających rozpoczęcie się procesów rozkładu jest temperatura 55 - 65°C (Sołowiej i in. 2021). Po osiągnięciu odpowiedniej temperatury następuje faza intensywnego suszenia. Temperaturę materiału utrzymuje się na stałym poziomie (nie większym niż 70°C) za pomocą automatycznego sterowania napowietrzaniem. Powietrze poprocesowe trafia do systemu oczyszczania w biofiltrach wypełnionych korą lub zrębkami (Famielec i in., 2024). Na skutek obniżania się zawartości wody, aktywność mikrobiologiczna mikroorganizmów maleje. W związku z tym, pod koniec procesu obserwuje się stopniowe zmniejszanie temperatury materiału. Mechanizm usuwania wody z materiału odbywa się głównie poprzez konwekcję oraz dyfuzję (Frei i in., 2004). W pierwszym etapie suszenia cząsteczki wody odparowują (zменяją fazę ciekłą na gazową) z powierzchni materiału do wolnych przestrzeni pomiędzy ziarnami materiału. W drugim etapie odparowana woda transportowana jest i usuwana z układu przez przepływające powietrze. Niewielka ilość wody może się skraplać w postaci odcieków na dnie bioreaktora (Velis i in., 2009).

Do głównych czynników mających wpływ na przebieg procesu biologicznego suszenia należą: natężenie przepływu powietrza, początkowa zawartość wilgoci, temperatura oraz obecność materiału wypełniającego (Adani i in., 2002; Sugni i in., 2005; Xin i in., 2023; Hu i in., 2023). Najlepsze wyniki biologicznego suszenia osiągnane są dzięki odpowiedniemu doborowi parametrów technologicznych, konstrukcji bioreaktora i kontroli zachodzącego procesu. W tabeli 3 zestawiono podane w literaturze redukcje zawartości wilgoci uzyskane w wyniku procesu biologicznego suszenia wybranych materiałów, z użyciem różnych materiałów wypełniających oraz zmiennego natężenia przepływu powietrza.

Tabela 3

Zestawienie wyników badań procesu biologicznego suszenia odpadów

Badany materiał (czas trwania procesu)	Natężenie przepływu powietrza,	Początkowa zawartość wilgoci	Końcowa zawartość wilgoci	Redukcja	Autorzy
Odpady komunalne (7 dni)	Periodyczne: $0,005 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{w.m.}})^{-1}$	67%	33,91%	49,4%	Ab Jalil i in. (2016)
	Stałe: $0,022 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{w.m.}})^{-1}$	61,25%	48,5%	20,8%	Asha i in. (2016)
Fracja podsitowa (14 dni)	Stałe: $0,09 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{w.m.}})^{-1}$	54,5%	35,04%	35,7%	Dębicka i Żygadło (2017)
Odpady komunalne (8 dni)	Stałe/periodyczne: $0,45 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{w.m.}})^{-1}$	64%	18%	71,9%	Somsai i in. (2016)
Odpady komunalne + łodygi kukurydzy (21 dni)	Stałe: $0,018 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{w.m.}})^{-1}$	61,39%	39,38%	35,9%	Yuan i in. (2017)
Trawa + wióry z drewna (20 dni)	Stałe: $0,263 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{w.m.}})^{-1}$	67,35%	20,92%	68,9%	Colomer- Mendoza i in. (2016)
Mieszanina frakcji organicznej + masa celulozowo- papiernicza (15 dni)	Pierwsze 4 h: $3,14 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{w.m.}})^{-1}$	59,0%	15,9%	73,1%	Domińczyk i in. (2012)

*Źródło: Opracowanie własne*

Adani i in. (2002) wykazali, że wysokie natężenie przepływu powietrza przyczynia się do efektywnego i szybkiego biologicznego suszenia. Najistotniejszym aspektem biosuszenia jest prawidłowe dobranie natężenia przepływu powietrza dla przetwarzanych odpadów oraz optymalizacja tego przepływu w czasie procesu biologicznego suszenia. Zbyt duże wartości napowietrzania mogą zaburzyć proces rozkładu materii organicznej i powodować fizyczne wysychanie odpadów (Colomer-Mendoza i in., 2013). Huiliniir i in. (2015) badając jednocześnie wpływ natężenia przepływu powietrza i początkowej zawartości wilgoci w odpadach stwierdzili, że istotniejszy wpływ na przebieg procesu ma zawartość wilgoci niż natężenie przepływu powietrza. Początkowa zawartość wilgoci wpływa na aktywność drobnoustrojów oraz biodegradację materii organicznej podczas procesu. Badania nad biologicznym suszeniem odpadów pokazują, że zbyt duża zawartość wilgoci sprzyja jednak powstawaniu stref beztlenowych, a niska porowatość materiału utrudnia przepływ powietrza (Rada i in., 2007; Chang i Chen, 2010). Z kolei zbyt niska zawartość wilgoci sprawia, że aktywność mikroorganizmów jest spowolniona, a wydajność procesu zmniejsza się (Mohammed i in., 2017).

Wolny-Koładka i in. (2021) wskazują, że istotnym z technologicznego punktu widzenia jest także prawidłowy dobór materiałów wypełniających (strukturalnych), co ma bezpośredni wpływ na początkową zawartość wilgoci oraz na zwiększenie się wolnych przestrzeni, co umożliwia lepszy transport powietrza przez materiał. Yang i in. (2014) w swoich badaniach



pokazali, że zastosowanie materiału wypełniającego w przypadku biosuszenia osadów ściekowych poprawiło porowatość materiału. Choi i in. (2001) i Zhao i in. (2011) jako materiał wypełniający zastosowali słomę oraz trociny. Huilinir i in. (2015) jako dodatek strukturalny do procesu biosuszenia osadów ściekowych wykorzystali zrębki drewna. Hao i in. (2018) do osadów ściekowych dodali zużytą mieloną kawę, stwierdzając, że z powodzeniem może być stosowana w procesie biosuszenia jako dodatek do osadów ściekowych. Colomer-Mendoza i in. (2016) zaobserwowali w swoich badaniach, że dodanie do odpadów zielonych trocin jako materiału wypełniającego skutkowało dynamiczną utratą wilgoci.

W przypadku odpadów o bardzo wysokiej zawartości wilgoci wydaje się być niezbędne dodanie materiału wypełniającego, aby uzyskać lepszą wydajność biologicznego suszenia. W pracach Tom i in. (2016a i 2016b), Dębicka i in. (2017), Colomer-Mendoza i in. (2016), Bilgin i Tulun (2015) z powodzeniem uzyskiwany był wysoki stopień utraty wody w wyniku procesu biologicznego suszenia, z wykorzystaniem różnych materiałów wypełniających.

## 2. Problem badawczy

Z przeprowadzonego przeglądu literatury wynika, że na efektywność, przebieg i właściwości fizykochemiczne uzyskanego paliwa z procesu biologicznego suszenia mają wpływ przede wszystkim: początkowa zawartość wilgoci w suszonym materiale, zastosowane natężenie przepływu powietrza oraz udział masowy materiału wypełniającego. Niewiele jest badań dotyczących biologicznego suszenia odpadów o wysokiej zawartości wilgoci np. pochodzących z różnych gałęzi przemysłu rolno-spożywczego.

Odpady i produkty uboczne z PRS charakteryzują się stosunkowo wysokim ciepłem spalania ( $15-19 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), lecz ich wartość opałowa w stanie roboczym jest niska, ze względu na wysoką zawartość wilgoci (Obidziński, 2010; Kowalczyk-Juśko i Zywer, 2011). Istotnym jest zarówno z poznawczego (kognitywnego), jak i praktycznego (użytecznego) punktu widzenia wskazanie optymalnych warunków prowadzenia procesu biologicznego suszenia odpadów tak, aby był on efektywny, a paliwo końcowe charakteryzowało się niską zawartością wilgoci i wysoką wartością opałową. Wynika to także z doniesień literaturowych, w których stwierdza się, że odpady pochodzące z różnych gałęzi przemysłu rolno-spożywczego można stosować jako paliwo zastępcze, ale barierą do energetycznego wykorzystania jest ich wysoka wilgotność, która powoduje że najpopularniejszą metodą ich energetycznego wykorzystania jest fermentacja metanowa (Sikora i Rutkowski, 2013; Sikora i in., 2013). Ze względu na fakt, że dotychczas nie prowadzono badań dotyczących procesu biologicznego suszenia odpadów, takich jak: wyłoki owocowe oraz odpady z przetwórstwa warzyw z dodatkiem frakcji podsitowej i paliwa alternatywnego (jako materiałów wypełniających), w literaturze brakuje informacji o odpowiednich warunkach prowadzenia tego procesu. Z uwagi na powyższe, podstawowym problemem badawczym postawionym w niniejszej pracy jest odpowiedź na pytanie: jaki jest wpływ zróżnicowanych warunków prowadzenia procesu biologicznego suszenia odpadów z PRS o wysokiej zawartości wilgoci oraz zastosowanych materiałów strukturalnych na przebieg procesu i zmiany wybranych właściwości odpadów.

W celu rozwiązania problemu badawczego sformułowano następujące pytania:

1. Czy odpady z przemysłu rolno-spożywczego nadają się do przetwarzania w procesie biologicznego suszenia, w kierunku wytworzenia z nich stałego paliwa zastępczego?
2. Jak struktura mieszanki odpadów oraz zastosowane natężenie przepływu powietrza wpływa na przebieg procesu i końcowe właściwości energetyczne wytwarzanego paliwa?
3. Jak zmieniają się wybrane właściwości fizykochemiczne odpadów po procesie?

### 3. Cel pracy

Głównym celem badań jest analiza wpływu warunków prowadzenia procesu biologicznego suszenia odpadów z przemysłu rolno-spożywczego o wysokiej zawartości wilgoci na przebieg procesu i wybrane właściwości energetyczne wytwarzanego paliwa.

Na podstawie przedstawionego przeglądu literatury przyjęto następujące hipotezy badawcze:

1. Aplikacja różnych materiałów wypełniających i ich udział ma wpływ na właściwości energetyczne uzyskanego paliwa.
2. Natężenie przepływu powietrza ma wpływ na właściwości energetyczne paliwa alternatywnego uzyskanego w procesie biologicznego suszenia odpadów.
3. Odpady z przemysłu rolno-spożywczego mogą być przetwarzane w procesie biologicznego suszenia w kierunku wytwarzania z nich paliwa alternatywnego.

Przedstawione hipotezy badawcze zostały zweryfikowane poprzez:

1. Przeprowadzenie procesu biologicznego suszenia dla odpadów z przemysłu rolno-spożywczego z dodatkiem materiałów wypełniających w różnych proporcjach oraz przy różnych natężeniach przepływu powietrza.
2. Analizę parametrów fizyko-chemicznych dla mieszanek odpadów przed, w trakcie oraz po procesie biologicznego suszenia.
3. Analizę statystyczną otrzymanych wyników.

## 4. Materiał i metodyka

### 4.1. Materiał badawczy

Badania zostały wykonane z wykorzystaniem dwóch rodzajów odpadów (rys. 3) z przemysłu rolno-spożywczego, były to: odpady z przetwórstwa warzyw (PW) oraz wyłoki owocowe (WO). Odpady te pozyskano z firmy Agro Bio Produkt z Grodkowic (gm. Kłaj), w formie nieprzetworzonej, po upływie maksymalnie 24 godzin od wytworzenia, tak aby zminimalizować ryzyko wystąpienia mikrobiologicznej transformacji materii organicznej przed rozpoczęciem eksperymentu. Firma Agro Bio Produkt przetwarza wyżej wymienione odpady na susz z wykorzystaniem suszarni bębnowej. Odpady do suszenia pozyskuje głównie z zakładów tłoczących soki jabłkowe (odpad WO) oraz zakładów produkujących przeciera i sałatki warzywne (odpad PW).



Rysunek 3. Odpady z przetwórstwa warzyw (po lewej) oraz wyłoki owocowe (po prawej)

*Źródło: Opracowanie własne*

W przeglądzie literatury wskazano, że efektywność i skuteczność procesu biologicznego suszenia zwiększa się po zastosowaniu dedykowanego wypełniacza, poprawiającego porowatość odpadów i przepływ powietrza w bioreaktorze. Z tego względu jako materiał wypełniający w przeprowadzonych analizach zastosowano: paliwo alternatywne (RDF) oraz frakcję podsitową (UFMSW) (rys. 4), które są często dosuszane w procesie biosuszenia w zakładach zagospodarowania odpadów (Gajewska i in., 2019; Wolny-Koładka i in., 2021). Odpady do badań w postaci paliwa alternatywnego oraz frakcji podsitowej pozyskano z instalacji eksploatowanych przez firmę MIKI Recykling Sp. z o.o. z Krakowa. Odpady te są wytwarzane w wyniku procesu odzysku zmieszanych odpadów komunalnych (odpady UFMSW) oraz odpadów segregowanych (odpady RDF).

W badaniach nad procesem biologicznego suszenia jako materiał strukturalny wykorzystywane są również: trociny, zrębki, gałęzie, liście, trawa i słoma (Yang i in., 2014;

Choi i in., 2001; Zhao i in., 2011, Colomer - Mendoza i in., 2016), których nie zastosowano w przeprowadzonych eksperymentach ze względu na zbyt dynamicznie zachodzącą w nich transformację materii organicznej (Jędrzszak, 2008), co istotnie wpływa na obniżenie się efektywności procesu i wartości indeksu biosuszenia.



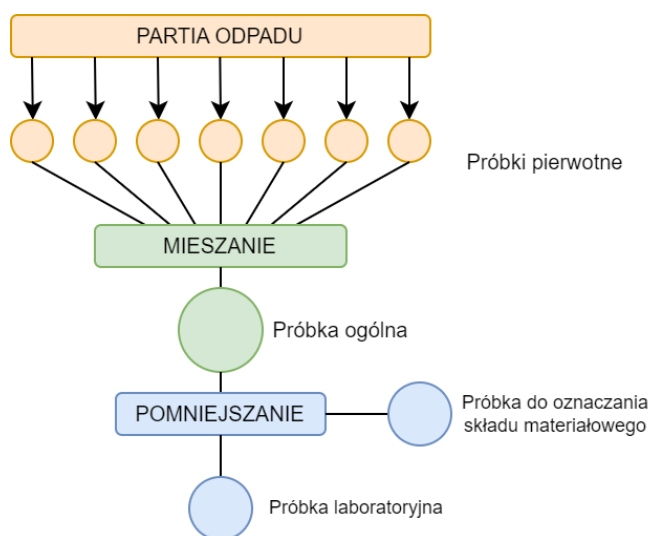
Rysunek 4. Paliwo alternatywne RDF (po lewej) oraz frakcja podsitowa UFMSW (po prawej)

Źródło: Opracowanie własne

Odpady z przetwórstwa warzyw (PW) oraz wyłoki owocowe (WO) pobierano bezpośrednio z samochodów (kontenerów KP20) dostarczających odpady do zakładu Agro Bio Produkt. Z partii materiału (kontener) pobierano losowo od 20 - 30 próbek pierwotnych za pomocą szufli zgodnie z normą PN-EN 15440:2011 *Stale paliwa wtórne - Metody pobierania próbek*. Próbkę pierwotną mieszano ze sobą tworząc próbkę ogólną w formie pryzmy. Próbkę ogólną dzielono na cztery części, z dwóch z nich tworzono próbkę do oznaczenia składu materiałowego, natomiast z dwóch pozostałych przygotowywano próbkę laboratoryjną (rys. 5). Pobrane odpady (PW i WO) charakteryzowały się jednorodnym składem. Próbkę szczelnie zamykano w wiaderkach i transportowano do Laboratorium na Wydziale Inżynierii Produkcji i Energetyki Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. W ten sposób pobierano próbki do każdej kolejnej serii badawczej.

Podobną procedurę zastosowano w przedsiębiorstwie MIKI Recykling Sp. z o.o., gdzie z pryzmy paliwa alternatywnego (RDF) magazynowanego krócej niż 12 godzin od wytworzenia, pobierano losowo 30 próbek pierwotnych za pomocą szufli. Próbkę pierwotną wymieszano tworząc próbkę ogólną (rys. 5). Próbkę laboratoryjną wydzielano tak jak w przypadku odpadów PW i WO, tj. poprzez kwartowanie. Próbkę ogólną usypywano w stożek i dzielono na cztery części, dwie naprzeciwległe odrzucano, a pozostałe dwie mieszano i powtarzano czynność kwartowania do uzyskania próbki o masie ok. 30 kg, uzyskując w ten sposób materiał strukturalny do realizacji eksperymentu w jednym bioreaktorze. Za każdym

razem pobierano co najmniej 4 próbki laboratoryjne (ze względów logistycznych). Odpady te charakteryzowały się niewielkim zróżnicowaniem składu materiałowego, a ich uziarnienie wynosiło poniżej 30 mm. Uzyskane próbki laboratoryjne zamykano w workach polietylenowych o pojemności ok. 120 dm<sup>3</sup>. Ten sam schemat pobierania zastosowano dla frakcji podsitowej. Frakcja podsitowa (UFMSW) była wydzielana ze zmieszanych odpadów komunalnych na sicie obrotowym o prześwicie oczka  $\varnothing 80$  mm, więc jej uziarnienie nie przekraczało 80 mm. Frakcja podsitowa (UFMSW) cechowała się niejednorodnym składem materiałowym.



Rysunek 5. Schemat pobierania próbek

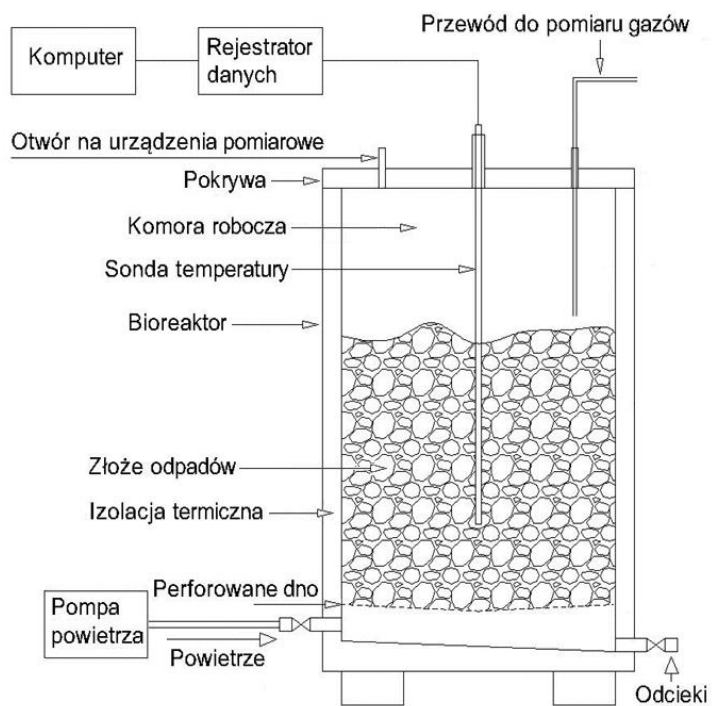
Źródło: Opracowanie własne na podstawie PN-EN 15440:2011

Odpowiednio przygotowane próbki laboratoryjne odpadów transportowano do Laboratorium na Wydziale Inżynierii Produkcji i Energetyki Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Dostarczone próbki były natychmiast umieszczane w bioreaktorach laboratoryjnych. Szczegółową charakterystykę odpadów wykorzystanych w badaniach przedstawiono w rozdziale 5.1.

## 4.2. Metodyka pracy

### 4.2.1 Stanowisko badawcze

Proces biologicznego suszenia przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych. Badania wykonano w bioreaktorach laboratoryjnych typu BKB 100 firmy Rotametr (rys. 6). Głównym elementem bioreaktora jest komora robocza, wykonana z kwasoodpornego materiału. Izolację termiczną stanowi płaszcz wodny, który może służyć zarówno do ogrzewania jak i chłodzenia wsadu. Bioreaktor dodatkowo izolowany jest od zewnątrz matą wykonaną z wełny mineralnej, co pozwala na utrzymanie temperatury wewnątrz reaktora, niezakłóconej warunkami termicznymi panującymi na zewnątrz. Wysokość komory bioreaktora wynosi 99 cm, a jego pojemność to 116 dm<sup>3</sup>. Perforowane dno bioreaktora o średnicy 39 cm pozwala na równomierne doprowadzenie powietrza do materiału, które dostarczane jest za pomocą sprężarki powietrza z możliwością regulacji intensywności napowietrzania. Bioreaktor wyposażony jest także w wewnątrz czujniki temperatury PT1000 oraz czujniki temperatury wejścia i wyjścia powietrza procesowego.



Rysunek 6. Bioreaktor laboratoryjny typu BKB 100 (po lewej) oraz schemat budowy (po prawej)

Źródło: Opracowanie własne

Wewnętrzne czujniki temperatury ustawiono w połowie wysokości zajmowanej przez wsad (odpady). Zmierzone wartości temperatur automatycznie zapisywano w programie

komputerowym. Monitoring temperatury oraz sterowanie przepływem powietrza realizowano z wykorzystaniem programu KSP (Komputerowy System Pomiarowy).

W trakcie procesu z częstotliwością co 12 godzin monitorowano zawartość O<sub>2</sub> i CO<sub>2</sub> w gazach procesowych prowadzonych do biofiltra. Pomiar wykonywano za pomocą analizatora wielogazowego DB-28 firmy Nanosens Sp. z o.o. (Tarnowo Podgórne).

#### 4.2.2 Opis eksperymentu

Doświadczenia zaplanowano i przeprowadzono w taki sposób, aby zweryfikować postawione w pracy hipotezy badawcze. Dostarczone odpady do laboratorium poddano w pierwszej kolejności analizom fizyko-chemicznym zgodnie ze schematem przedstawionym na rysunku 7.

Eksperyment polegał na przeprowadzeniu 12 serii badawczych procesu biosuszenia, na które składały się 4 serie z wariantami kontrolnymi (biosuszenie WO, PW, RDF, UFMSW) oraz 8 serii z analizowanymi mieszankami (pozyskane do badań odpady zostały zmieszane z materiałami strukturalnymi w różnych proporcjach). Proporcje w jakich wymieszano odpady ustalono na podstawie przeglądu literatury i przedstawiono w tabeli 4.

Zhang i in. (2018) zastosowali w procesie biologicznego suszenia dodatek materiału strukturalnego w udziale masowym 15%. Wolny-Koładka i in. (2021) w procesie biologicznego suszenia osadów chmielowych zastosowali materiały wypełniające w ilości 70% masowo. W przeprowadzonych eksperymentach udział materiałów strukturalnych wynosił 50% i 70%. Przyjęte w badaniach natężenie przepływu powietrza dobrano na podstawie wyników analiz przeprowadzonych przez Tom i in. (2016a, 2016b) oraz Yuan i in. (2017). Każdą z serii badawczych (wariantów) przeprowadzono 3 krotnie dla następujących uśrednionych wartości natężenia przepływu powietrza (Q) 0,1; 0,2 i 0,4 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s,m.org.</sub>)<sup>-1</sup>. Napowietrzanie było prowadzone w sposób periodyczny i sterowano nim w zależności od osiągniętej temperatury wsadu z wykorzystaniem KSP. Nadmuch był realizowany powietrzem o temperaturze otoczenia przez pierwsze 12 h, a następnie każdorazowo po osiągnięciu temperatury 65°C aż do schłodzenia wsadu o 5°C. Przyjęta maksymalna temperatura wsadu wynikała z konieczności zapewnienia optymalnych warunków rozwoju dla mikroorganizmów. Jak podaje Sołowiej i in. (2017) w temperaturze powyżej 65°C może dochodzić do dezaktywacji mikroorganizmów i sanitacji wsadu. Po fazie intensywnej, gdy temperatura wsadu zmniejszyła się poniżej temperatury termofilnej (45°C) napowietrzanie uruchamiano 6 razy dziennie na okres 30 minut w celu podtrzymania procesu i odprowadzenia nadmiaru wilgoci. Łącznie wykonano 36 serii



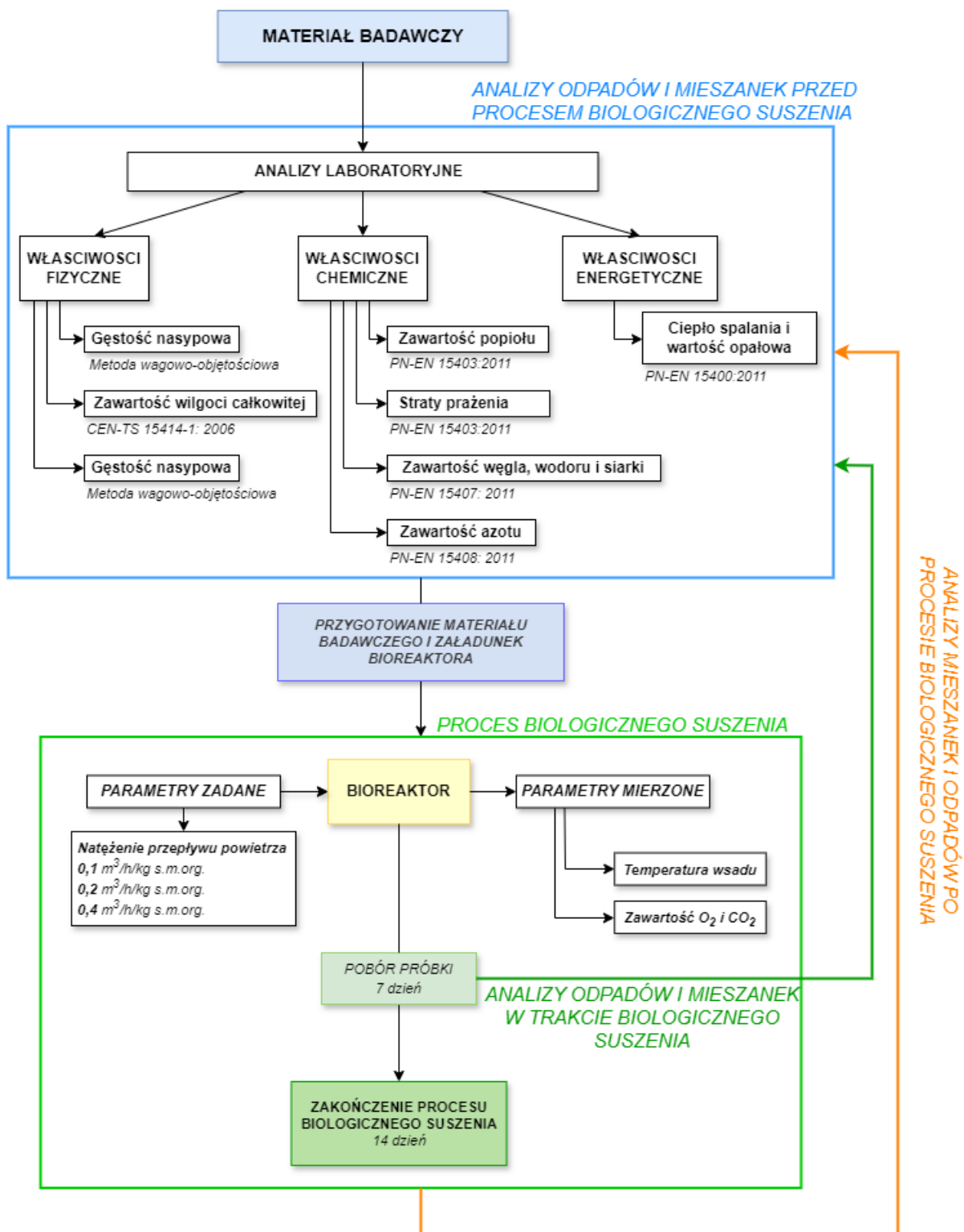
badawczych prowadzonych jednocześnie w 3 bioreaktorach, czyli 108 procesów biologicznego suszenia.

Tabela 4  
Zestawienie analizowanych wariantów procesu biologicznego suszenia

Nazwa wariantu	Natężenie przepływu powietrza Q $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Paliwo alternatywne (RDF)	Frakcja podsitowa (UFMSW)	Odpady z przetwórstwa warzyw (PW)	Wytłoki owocowe (WO)
RDF		100	-	-	-
UFMSW		-	100	-	-
PW		-	-	100	-
WO		-	-	-	100
PW50+RDF50		50%	-	50%	-
PW30+RDF70	0,1	70%	-	30%	-
WO50+RDF50	0,2	50%	-	-	50%
WO30+RDF70	0,4	70%	-	-	30%
PW50+UFMSW50		-	50%	50%	-
PW30+UFMSW70		-	70%	30%	-
WO50+UFMSW50		-	50%	-	50%
WO30+UFMSW70		-	70%	-	30%

*Źródło: Opracowanie własne*

Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 28 grudnia 2022 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania niesegregowanych (zmieszanych) odpadów komunalnych (Dz. U. 2024, poz. 666) określa optymalny czas procesu biologicznego suszenia frakcji podsitowej na 7 dni. Proces biologicznego suszenia w ramach prowadzonych badań ustalono na 14 dni. W komorze bioreaktora umieszczano  $(32 \pm 4)$  kg wsadu. Próbkę materiału do analiz laboratoryjnych pobierano przed procesem biologicznego suszenia, w trakcie (7 doba) oraz po jego zakończeniu (14 doba) (rys. 7). Za każdym razem pobierano taką samą masę odpadów (ok. 600 g). Temperaturę powietrza w pomieszczeniu, w którym prowadzono proces biologicznego suszenia, utrzymywano na poziomie  $(20,0 \pm 2,0)^\circ\text{C}$ .



Rysunek 7. Schemat blokowy przebiegu doświadczenia

Źródło: Opracowanie własne

## 4.3. Analizy laboratoryjne i obliczenia

### 4.3.1. Analizy wybranych właściwości fizyko-chemicznych

Po pobraniu próbki z bioreaktora badano wilgoć całkowitą, zgodnie z opisana poniżej procedurą. Następnie z wysuszonego materiału pobierano próbkę o masie około 100 g do dalszych analiz i mielono ją w młynku kriogenicznym (rys. 8) do uzyskania cząstek o średnicy < 1 mm (próbka analityczna).

Dla pobranych odpadów przeprowadzono badania właściwości fizykochemicznych, w tym: oznaczenie składu materiałowego, gęstości, zawartości wilgoci całkowitej, zawartości popiołu i strat prażenia, zawartości węgla, azotu, siarki, wodoru oraz ciepła spalania i wartości opałowej (z obliczeń). Poniżej przedstawiono metodykę wykonanych analiz laboratoryjnych.



Rysunek 8. Młynek kriogeniczny

Źródło: Opracowanie własne

#### Skład materiałowy

Skład materiałowy analizowanych materiałów określono na podstawie metodyki przedstawionej przez Jędrzak i Szpat (2006). Analiza składu materiałowego obejmowała wydzielenie 11 grup odpadów. Próbkę przesiano przez sito o wymiarze oczek 10 mm, uzyskując frakcję <10 mm. Pozostałość na sicie poddano ręcznemu rozdzieleniu na poszczególne grupy materiałowe. Wydzielone frakcje zostały zważone przy pomocy wagi technicznej o dokładności 0,1 kg. Udziały  $x_i$  poszczególnych grup odpadów obliczono ze wzoru 1. Wyniki podano jako średnią z 12 pomiarów.

$$x_i = \frac{m_i}{M} \cdot 100 \quad [\%] \quad (1)$$

gdzie:

$m_i$  – masa poszczególnych grup materiałowych odpadów, kg,

$M$  – masa próbki laboratoryjnej, kg.

Udział odpadów ulegających biodegradacji obliczono na podstawie składu materiałowego odpadów, przyjmując ich odsetek za sumę następujących składników: 100% papieru i kartonu, 100% odpadów z terenów zielonych, odpadów kuchennych i ogrodowych (frakcja organiczna), 50% tekstyliów, 50% drewna, 40% odpadów wielomateriałowych i 30% frakcji < 10 mm (KPGO, 2022).

#### *Gęstość odpadów - BD*

Gęstość odpadów określono na podstawie ich masy oraz objętości zajmowanej w bioreaktorze. Znając masę odpadów i średnicę roboczą bioreaktora, mierzono za każdym razem 3-krotnie wysokość wsadu w bioreaktorze. Gęstość odpadów oznaczono na początku i po zakończeniu procesu biologicznego suszenia. Gęstość obliczono z poniższego wzoru:

$$BD = \frac{m}{h \cdot \pi \cdot \left(\frac{d}{2}\right)^2} \quad [kg \cdot m^{-3}] \quad (2)$$

gdzie:

$m$  – masa odpadów w naczyniu, kg,

$h$  – wysokość odpadów, m,

$d$  – średnica reaktora, m.

#### *Zawartość wilgoci całkowitej – MC*

Zawartość wilgoci całkowitej (%) w próbkach oznaczono zgodnie z normą CEN-TS 15414-1: 2006 *Solid recovered fuels. Determination of moisture content using the oven dry method. Determination of total moisture by a reference method*. Na zważonej z dokładnością 0,1 g tacy naważono i rozłożono równomiernie około 300 g próby. Próbkę umieszczono w suszarce laboratoryjnej (rys. 10) ogrzanej do temperatury  $(105 \pm 2)^\circ\text{C}$ . Po upływie 60 minut zważono tacę z próbą. Czynność powtarzano do momentu, aż masa próbki nie przekroczyła 0,2% masy poprzedniego ważenia. Wilgotność całkowitą określono z zależności 3. Wynikiem końcowym była średnia arytmetyczna z 3 pomiarów.

$$MC = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_0} \cdot 100 \quad [\%] \quad (3)$$

gdzie:

$m_1$  – masa naczynia z próbką wilgotną, g,

$m_2$  – masa naczynia z próbką wysuszoną, g,

$m_0$  – masa naczynia g.



Rysunek 9. Suszarka laboratoryjna

Źródło: Opracowanie własne

#### Zawartość suchej masy - TS

Zawartość suchej masy odpadów obliczono zgodnie ze wzorem:

$$TS = 100 - MC \quad [\%] \quad (4)$$

gdzie:

$TS$  – sucha masa odpadów, %,

$MC$  – wilgotność całkowita odpadów, %.

#### Skład elementarny – C, H, N, S

Oznaczanie zawartości węgla, wodoru oraz siarki wykonano przy użyciu analizatora elementarnego ELTRA CHS-580 (Eltra, Niemcy) (rys. 10) zgodnie z normą PN-EN 15407:2011 *Stale paliwa wtórne - Metody oznaczania zawartości węgla (C), wodoru (H) i azotu (N)* oraz PN-EN 15408:2011 *Stale paliwa wtórne - Metody oznaczania zawartości siarki (S), chloru (Cl), fluoru (F) i bromu (Br)*. Analizator elementarny ELTRA CHS-580 wykorzystuje metodę wysokotemperaturowego spalania z detekcją IR, która umożliwia jednoczesne oznaczenie węgla, wodoru i siarki w próbkach paliw stałych. Do ceramicznej łożeczki naważono na wadze

analizycznej około 100 mg próbki analizycznej, którą następnie umieszczono bezpośrednio w piecu nagrzanym do temperatury 1350°C, gdzie nastąpiło spalanie próbki a spaliny zostały skierowane do kuwet pomiarowych. Po przeliczeniu sygnałów, wyniki zawartości procentowej C, H i S wyświetlają się automatycznie w programie. Za wynik końcowy przyjęto średnią arytmetyczną z 3 oznaczeń.



Rysunek 10. Analizator elementarny ELTRA CHS-580

Źródło: Opracowanie własne

Oznaczanie zawartości azotu wykonano przy użyciu analizatora ELTRA N-580 (Eltra, Niemcy) zgodnie z normą PN-EN 15407: 2011 *Stale paliwa wtórne - Metody oznaczania zawartości węgla (C), wodoru (H) i azotu (N)*. Analizator elementarny N-500, wykorzystujący metodę wysokotemperaturowego spalania z detekcją TC umożliwia oznaczenie zawartości azotu w próbkach stałych (rys. 11). Pomiar polegał na spalaniu w kapsułce cynowej w temperaturze 950°C około 40 mg próbki analizycznej. Wynikiem jest zawartość procentowa azotu w próbce. Za wynik końcowy przyjęto średnią arytmetyczną z 3 oznaczeń.



Rysunek 11. Analizator elementarny ELTRA N-500

Źródło: Opracowanie własne

### Zawartość popiołu - A

Oznaczanie zawartości popiołu w próbkach wykonano przy użyciu termograwimetru TGA (Eltra, Niemcy) (rys. 12) zgodnie z normą PN-EN 15403:2011 *Stale paliwa wtórne - Oznaczanie zawartości popiołu*. Oznaczenie polegało na pomiarze ubytku masy próbki w temperaturze  $(550 \pm 10)^\circ\text{C}$ . Do tygli naważono około 1,0 g próbki i uruchomiono zaprogramowany cykl analityczny. Po zakończeniu badania wynik wyświetla się automatycznie w programie. Za wynik końcowy przyjęto średnią arytmetyczną z 3 oznaczeń.



Rysunek 12. Analizator termograwimetryczny TGA

Źródło: Opracowanie własne

### Straty prażenia - VS

Masa próbki, która w czasie oznaczania zawartości popiołu spopieliała się, stanowi informację o stracie prażenia, którą obliczono na podstawie wzoru:

$$VS = 100 - A \quad [\% \text{ s. m.}] \quad (5)$$

gdzie:

VS – strata prażenia, % s. m.,

A – zawartość popiołu, % s. m.

### Wolne przestrzenie powietrzne FAS

Procentową zawartość wolnych przestrzeni powietrznych FAS (free air spaces) obliczono z wykorzystaniem równania (Baptista i in. 2010):

$$FAS = \left( 1 - BD \cdot \left( \frac{1 - TS}{l_w} + \frac{TS \cdot VS}{l_{VS}} + \frac{TS \cdot (1 - VS)}{l_{ASH}} \right) \right) \cdot 100\% \quad [\%] \quad (6)$$

gdzie:

BD – gęstość odpadów,  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ,

TS – zawartość suchej masy, %,

VS – straty prażenia, %,

$l_w$  - gęstość wody,  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ,

$l_{VS}$  – gęstość suchej masy,  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ,

$l_{ASH}$  – gęstość popiołu,  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ .

Zgodnie z literaturą (Richard i in., 2002) za  $l_{VS}$  oraz  $l_{ASH}$  przyjęto odpowiednio  $2500 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  oraz  $1600 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ . Aby zapewnić odpowiednie warunki tlenowe w biologicznie przetwarzanym materiale, minimalna zawartość wolnych przestrzeni powietrznych FAS powinna zawierać się w przedziale od ok. 30 do ok. 60% (Soares i in. 2013).

### 4.3.2. Analizy wybranych właściwości energetycznych

Do najważniejszych właściwości energetycznych odpadów należą ciepło spalania i wartość opałowa. Oznaczanie ciepła spalania wykonano w kalorymetrze IKA POL 5000 (rys. 13) zgodnie z normą PN-EN 15400:2011 *Stale paliwa wtórne - Oznaczanie wartości opałowej*. Spalenie próbki następuje w atmosferze tlenu pod ciśnieniem w bombie kalorymetrycznej. Do tygielka naważono około 1,0 g próbki i umieszczono go w bombie kalorymetrycznej. Bombę



założono do uchwytu kalorymetru i po wprowadzeniu naważki rozpoczęto pomiar. Po zakończeniu pomiaru wartość ciepła spalania wyświetlana jest na panelu kalorymetru. Otrzymane ze spalania próbki w bombie kalorymetrycznej ciepło spalania ( $Q_{kal}$ ) jest korygowane o ciepło tworzenia się kwasu siarkowego i azotowego wg poniższego wzoru:

$$HHV = Q_{kal} - (94.62 \cdot m \cdot S) - (43 \cdot m \cdot N) \quad [kJ \cdot kg^{-1}] \quad (7)$$

gdzie,

$m$  – masa próbki, g,

$S, N$  - zawartość procentowa siarki oraz azotu w paliwie, %,



Rysunek 13. Kalorymetr IKA POL 5000

Źródło: Opracowanie własne

Zgodnie z w/w normą, wartość opałowa została wyznaczona zgodnie ze wzorem 8. Wynikiem końcowym jest średnia z 3 pomiarów.

$$LHV = HHV - ((212 \cdot H) - 0.8 \cdot (100 - A - C - S - H) \cdot (1 - (0.01 \cdot MC))) - (24.4 \cdot MC) \quad [kJ \cdot kg^{-1}] \quad (8)$$

gdzie,

$LHV$  - wartość opałowa przy stałym ciśnieniu o zawartości wilgoci  $MC$ ,  $kJ \cdot kg^{-1}$ ,

$HHV$  - ciepło spalania w stałej objętości paliwa niezawierającego wilgoci,  $kJ \cdot kg^{-1}$ ,

$H$  - zawartość wodoru w paliwie w stanie suchym, %,

*A* - zawartość popiołu w paliwie w stanie suchym, %,

*C* - zawartość węgla w paliwie w stanie suchym, %,

*S* - zawartość siarki w paliwie w stanie suchym, %,

*MC* - zawartość wilgoci całkowitej, % (w celu obliczenia wartości opałowej w stanie roboczym).

### 4.3.3. Ocena procesu biologicznego suszenia

Skuteczność (efektywność) procesu biologicznego suszenia określono za pomocą indeksu biologicznego suszenia (Zhang i in., 2008), który jest wyrażony jako stosunek ubytku wody w kg do ubytku strat prażenia w kg:

$$BI = \frac{\Delta MC}{\Delta VS} \quad [-] \quad (9)$$

gdzie,

$\Delta MC$  – ubytek wody, kg,

$\Delta VS$  – ubytek strat prażenia, kg.

Im wyższa wartość indeksu BI, tym skuteczniejsze było usuwanie wody z odpadów w czasie procesu przy jednoczesnym małym ubytku strat prażenia (ubytku materii organicznej). Wartości  $BI < 1$  wskazują na większe straty w materii organicznej w porównaniu do ubytku wody, co ostatecznie prowadzi do zmniejszenia się ciepła spalania odpadów, które w procesie biosuszenia powinno zostać utrzymane na niezmiennym poziomie.

## 4.4. Analiza statystyczna

Analizę wyników oraz obliczenia prowadzono w arkuszu kalkulacyjnym Excel MS Office oraz w programie komputerowym STATISTICA. Każdą z serii badawczych (tab. 4) przeprowadzono trzykrotnie, w związku z czym dla każdego z analizowanych wariantów i dla wszystkich zmiennych ilościowych obliczono średnią ( $\bar{x}$ ) oraz odchylenie standardowe (SD).

Ocenę wpływu natężenia powietrza na wybrane właściwości energetyczne materiału po procesie biologicznego suszenia dla każdego z wariantów przeprowadzono w oparciu o jednoczynnikową analizę wariancji. Analizę post-hoc przeprowadzono z zastosowaniem testu Tukey'a. Ocenę wpływu zmiennych kontrolowanych na zmienne zależne przeprowadzono w oparciu o wieloczynnikową analizę wariancji ANOVA.

Zmiennymi niezależnymi, kontrolowanymi w przeprowadzonym doświadczeniu były:

Q – natężenie przepływu powietrza,  
BA – rodzaj materiału wypełniającego,  
BA% – udział materiału wypełniającego.

Zmiennymi zaleźnymi były:

BD% – zmiana gęstości,  
MC% – redukcja wilgoci,  
VS% – ubytek strat prażenia,  
A% – wzrost zawartości popiołu,  
C% – zmiana zawartości węgla,  
H% – zmiana zawartości wodoru,  
N% – zmiana zawartości azotu,  
S% – zmiana zawartości siarki,  
HHV% – zmiana ciepła spalania,  
LHV% – zmiana wartości opałowej,  
BI – indeks biosuszenia,  
 $T_{\max}$  – temperatura maksymalna procesu,  
t – czas trwania fazy termofilnej.

## 5. Wyniki

### 5.1. Charakterystyka analizowanych materiałów

Do procesu biologicznego suszenia wybrano dwa rodzaje odpadów z przemysłu rolno-spożywczego: odpady z przetwórstwa warzyw (PW) oraz wyłoki owocowe (WO). Jako materiał wypełniający zastosowano paliwo alternatywne (RDF) oraz frakcję podsitową (UFMSW). W tabeli 5 przedstawiono uśredniony skład materiałowy odpadów wykorzystanych w badaniach.

Tabela 5  
Skład materiałowy analizowanych odpadów

Nazwa grupy	Udział procentowy [%]			
	UFMSW	RDF	PW	WO
Fracja drobna < 10 mm	32,7 ± 4,7	9,5 ± 2,3	-	-
Fracja organiczna	19,2 ± 3,4	3,3 ± 1,1	99,6 ± 0,3	99,5 ± 0,1
Drewno	2,2 ± 1,3	1,4 ± 0,7	-	-
Papier i karton	9,3 ± 1,7	9,3 ± 2,4	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1
Tworzywa sztuczne	11,8 ± 2,8	66,6 ± 2,8	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,2
Szkło	11,0 ± 1,0	0,4 ± 0,2	-	-
Tekstyli	1,3 ± 0,6	0,2 ± 0,1	-	-
Metale	1,2 ± 0,5	0,9 ± 0,2	-	-
Odpady wielomateriałowe	2,9 ± 1,1	5,4 ± 1,6	-	-
Odpady niebezpieczne	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	-	-
Inne kategorie	8,6 ± 2,7	3,1 ± 1,5	-	-
Odpady ulegające biodegradacji	41,1 ± 2,2	18,4 ± 1,7	99,9 ± 0,1	99,7 ± 0,2

*Źródło: Opracowanie własne*

Największy udział w składzie materiałowym frakcji podsitowej (32,7%) stanowiła frakcja drobna o wielkości cząstek mniejszych niż 10 mm (tab. 5). Udział odpadów organicznych wynosił 19,2%, tworzyw sztucznych 11,8%, szkła 11,0%, papieru i kartonu 9,3%. We frakcji podsitowej wyodrębniono także niewielkie ilości drewna, tekstyliów oraz metali. Skład frakcji podsitowej był powtarzalny we wszystkich cyklach badań, o czym świadczy między innymi niskie odchylenie standardowe obliczone dla poszczególnych udziałów rodzajów odpadów. Bardzo podobny skład materiałowy w swojej pracy podaje Malinowski (2022) oraz Malinowski i in. (2021).

Głównymi składnikami paliwa alternatywnego (RDF) były tworzywa sztuczne, które stanowiły 66,6% (tab. 5). Odsetek frakcji drobnej < 10 mm oraz papieru i kartonu wynosił odpowiednio 9,5% i 9,3%. Odnotowano niewielkie wtrącenia metali (0,9%), szkła (0,4%) oraz tekstyliów (0,2%). Skład materiałowy jest podobny do wyników badań przedstawionych przez Malinowski i Wolny-Koładka (2017).

Określenie składu materiałowego odpadów z przetwórstwa warzyw oraz wyłoków owocowych było utrudnione ze względu na wysoką zawartość wody oraz ich konsystencję. W ich skład wchodziły głównie resztki warzywno-owocowe, które zakwalifikowano do frakcji organicznej (99,6% dla PW i 99,5% dla WO). Podczas badań stwierdzono niewielkie ilości tworzyw sztucznych (odpowiednio 0,2% dla PW i 0,4% dla WO) oraz papieru i kartonu (0,3% dla PW i 0,1% dla WO). Analizowane odpady zawierały podobne ilości zanieczyszczeń co odpady wytwarzane w punktach zbiorowego żywienia opisane przez Ma i in. (2018).

Paliwo alternatywne charakteryzuje się niskim udziałem odpadów ulegających biodegradacji (18,4%), natomiast we frakcji podsitowej odpady ulegające biodegradacji stanowią 41,1%. Odpady z przemysłu rolno-spożywczego charakteryzowały się wysoką zawartością wilgoci, przez co ich gęstość była wysoka, a zawartość wolnych przestrzeni niska (tab. 6) w porównaniu do pozostałych analizowanych odpadów. Paliwo alternatywne i frakcja podsitowa w relacji do odpadów z PRS charakteryzowały się niższą zawartością wilgoci i mniejszą gęstością. Różnice te były statystycznie istotne. Zawartość wolnych przestrzeni w przypadku RDF i UFMSW była zdecydowanie wyższa niż w PW i WO i wyniosła odpowiednio 88,4% i 66,5%.

Tabela 6

Wybrane właściwości fizyko-chemiczne analizowanych odpadów

Badany parametr	UFMSW	RDF	PW	WO
MC, %	40,2 ± 2,5	30,0 ± 3,6	74,7 ± 4,7	81,4 ± 5,8
BD, kg·m <sup>-3</sup>	472,5 ± 5,1	192,1 ± 2,6	782,1 ± 14,3	854,3 ± 15,1
VS, % s. m.	50,2 ± 1,3	84,9 ± 1,0	94,1 ± 1,4	97,9 ± 1,4
A, % s. m.	49,8 ± 1,3	15,1 ± 1,0	5,9 ± 1,4	2,1 ± 1,4
C, % s. m.	29,3 ± 1,4	49,9 ± 2,1	52,9 ± 4,3	53,8 ± 2,0
H, % s. m.	3,7 ± 0,6	6,8 ± 0,7	7,6 ± 0,7	7,1 ± 0,2
S, % s. m.	1,3 ± 0,1	0,9 ± 0,5	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1
N, % s. m.	1,3 ± 0,2	1,1 ± 0,2	1,6 ± 0,4	1,4 ± 0,5
C/N	22,5	46,3	33,1	37,5
HHV, kJ·kg <sup>-1</sup>	11516 ± 857	21869 ± 554	22777 ± 557	20630 ± 391
LHV, kJ·kg <sup>-1</sup>	5448 ± 335	13578 ± 1280	3539 ± 639	1577 ± 603
FAS, %	66,5	88,4	33,4	24,0

\*VS, A, TC, H, S, N, HHV podane są w przeliczeniu na stan suchy, LHV podane w przeliczeniu na stan roboczy

Źródło: Opracowanie własne

W odpadach z przetwórstwa warzyw i w wyłokach owocowych oznaczono niskie zawartości popiołu, wysoką zawartość węgla oraz niską zawartość siarki. Podobne wartości uzyskano w badaniach biomasy odpadowej, w tym wysłodków z przetwórstwa buraków cukrowych, przeprowadzonych przez Kowalczyk-Juško i Zywer (2011). RDF charakteryzował się również wysoką zawartością węgla (oraz indeksu C/N), ale niedostępnego dla mikroorganizmów, co potwierdzają badania Wolny-Koładka i in. (2021). We wszystkich odpadach, za wyjątkiem frakcji podsitowej, oznaczono wysokie wartości ciepła spalania

(powyżej 20 MJ·kg<sup>-1</sup>). Wysoka zawartość wilgoci w odpadach z PRS i frakcji podsitowej powoduje, że obliczone wartości opałowe w stanie roboczym są niskie i wynoszą odpowiednio 3 539 kJ·kg<sup>-1</sup> dla odpadów z przetwórstwa warzyw, 1 577 kJ·kg<sup>-1</sup> dla wycieków owocowych oraz 5 448 kJ·kg<sup>-1</sup> dla frakcji podsitowej.

## 5.2. Charakterystyka analizowanych mieszanek

Dodatek frakcji podsitowej lub paliwa alternatywnego jako materiału wypełniającego do odpadów z PRS spowodował obniżenie się początkowej zawartości wilgoci w mieszankach. Zawartość wilgoci całkowitej w mieszankach wyniosła od 40,1% do 59,0% (tab. 7 i 8). Dodanie materiałów strukturalnych do odpadów z PRS spowodowało, że zawartość wolnych przestrzeni zawierała się w przedziale od 52,3% do 80,0%. Im większy jest udział wolnych przestrzeni tym efektywniejszy jest przepływ powietrza przez mieszankę odpadów, co prowadzi bezpośrednio do udostępnienia mikroorganizmom odpowiedniej ilości tlenu do ich rozwoju. Indeks C/N w mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową mieścił się w zakresie od 26 do 30 czyli, jak podaje Jędrzak (2008) optymalnym dla procesów biologicznego przetwarzania odpadów (C/N: 25-35). Indeks C/N dla mieszanek paliwa alternatywnego i odpadów z PRS wynosił ponad 35, co było związane z wysoką zawartością węgla.

Mieszanki odpadów z PRS z frakcją podsitową charakteryzowały się wysoką gęstością (od 562,1 kg·m<sup>-3</sup> do 622,2 kg·m<sup>-3</sup>), natomiast gęstość początkowa mieszanek z paliwem alternatywnym była niższa i zawierała się w przedziale od 302,9 kg·m<sup>-3</sup> do 488,8 kg·m<sup>-3</sup>.

Tabela 7

Właściwości fizyko-chemiczne mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową

Badany parametr	PW50+UFMSW50	PW30+UFMSW70	WO50+UFMSW50	WO30+UFMSW70
MC, %	52,4 ± 2,4	41,9 ± 1,2	59,0 ± 1,3	52,6 ± 1,7
BD, kg·m <sup>-3</sup>	622,2 ± 41,6	562,1 ± 26,7	591,6 ± 5,4	596,9 ± 15,5
VS, % s. m.	50,5 ± 2,8	45,7 ± 2,2	52,7 ± 1,2	63,1 ± 3,5
A, % s. m.	49,5 ± 2,8	54,3 ± 2,2	47,3 ± 1,2	36,9 ± 3,5
C, % s. m.	41,3 ± 2,7	36,6 ± 1,8	42,0 ± 1,0	38,9 ± 1,8
H, % s. m.	4,35 ± 0,36	4,41 ± 0,24	4,20 ± 0,11	4,77 ± 0,20
S, % s. m.	0,60 ± 0,06	1,02 ± 0,11	0,58 ± 0,08	0,73 ± 0,03
N, % s. m.	1,54 ± 0,18	1,44 ± 0,15	1,42 ± 0,15	1,43 ± 0,20
C/N	26,8	26,1	30,0	27,2
HHV, kJ·kg <sup>-1</sup>	13924 ± 578	14148 ± 1058	16874 ± 420	15359 ± 748
LHV, kJ·kg <sup>-1</sup>	4921 ± 889	6666 ± 944	5108 ± 515	5528 ± 690
FAS, %	52,3	59,4	52,8	54,9

*Źródło: Opracowanie własne*

Zawartość wilgoci całkowitej (MC) oraz zawartość popiołu (A) w mieszankach różniły się istotnie. Zawartość popiołu w mieszankach z frakcją podsitową zawierała się w przedziale od

36,9% s.m. do 54,3% s.m., natomiast w mieszankach z paliwem alternatywnym zawartość popiołu była zdecydowanie niższa i wyniosła od 10,3% s.m. do 14,9% s.m. Wyższą zawartością węgla oraz wodoru charakteryzowały się mieszanki z paliwem alternatywnym (od 45,1% s.m. do 52,3% s.m. dla węgla i od 6,1% s.m. do 7,7% s.m. dla wodoru). Mieszanki odpadów z PRS z frakcją podsitową zawierały od 34,6% s.m. do 42,0% s.m. węgla i od 4,2% s.m. do 4,4% s.m. wodoru. We wszystkich mieszankach zawartość siarki całkowitej oraz azotu nie wykazywała statystycznie istotnych różnic.

Tabela 8

Właściwości fizyko-chemiczne mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Badany parametr	PW50+RDF50	PW30+RDF70	WO50+RDF50	WO30+RDF70
MC, %	52,1 ± 1,1	40,1 ± 0,9	55,9 ± 1,7	45,4 ± 1,7
BD, kg·m <sup>-3</sup>	488,8 ± 13,8	302,9 ± 18,5	468,2 ± 7,3	410,0 ± 10,5
VS, % s. m.	88,6 ± 1,0	85,1 ± 0,6	89,7 ± 0,7	88,6 ± 1,5
A, % s. m.	11,4 ± 1,0	14,9 ± 0,6	10,3 ± 0,7	11,4 ± 1,5
C, % s. m.	49,7 ± 3,1	49,9 ± 0,9	50,8 ± 1,3	51,2 ± 1,1
H, % s. m.	6,21 ± 0,28	7,67 ± 0,31	7,68 ± 0,20	6,88 ± 0,19
S, % s. m.	0,68 ± 0,12	0,77 ± 0,14	0,52 ± 0,13	0,67 ± 0,11
N, % s. m.	1,41 ± 0,12	1,23 ± 0,14	1,32 ± 0,13	1,31 ± 0,16
C/N	35,2	40,6	38,5	39,1
HHV, kJ·kg <sup>-1</sup>	22263 ± 591	20447 ± 431	22736 ± 432	21987 ± 909
LHV, kJ·kg <sup>-1</sup>	8790 ± 505	10310 ± 450	7954 ± 719	10109 ± 441
FAS, %	64,6	80,0	65,1	71,9

Źródło: Opracowanie własne

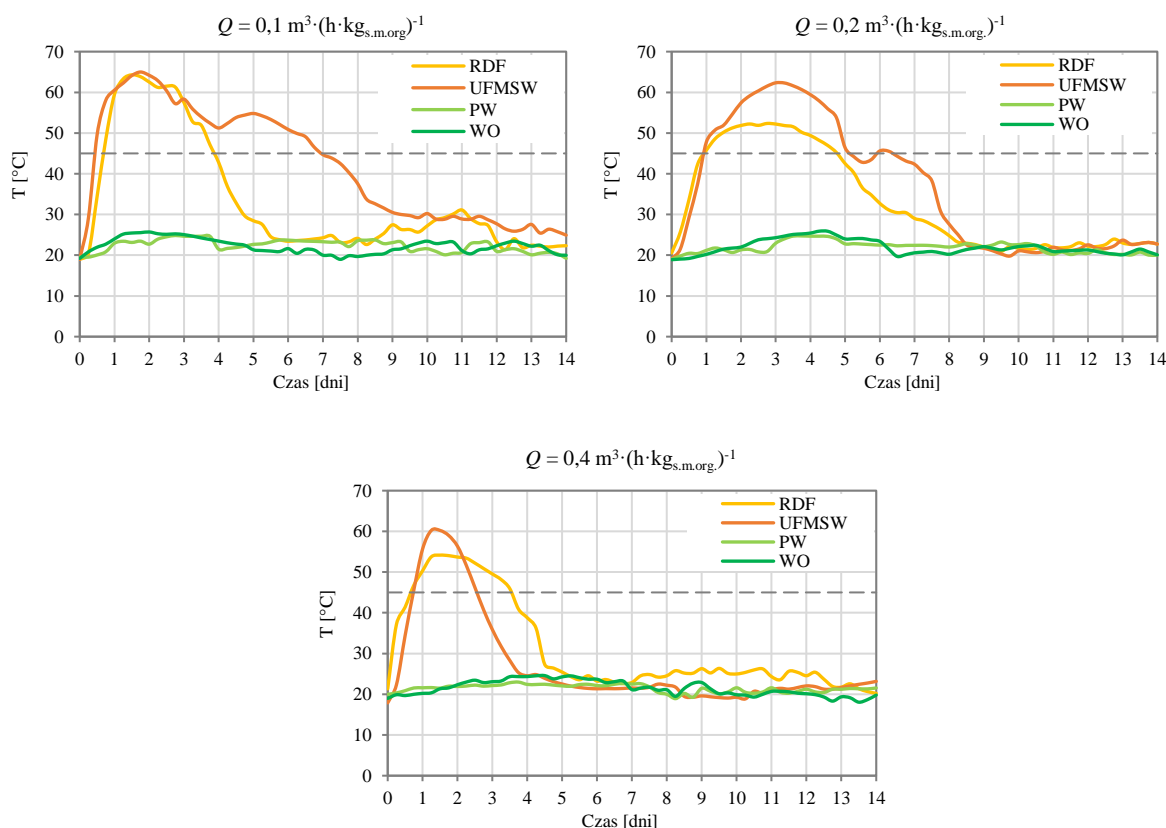
Ciepło spalania dla mieszanek z frakcją podsitową zawierało się w zakresie od 13 924 kJ·kg<sup>-1</sup> do 16 874 kJ·kg<sup>-1</sup> i było niższe w porównaniu do mieszanek z paliwem alternatywnym, które wyniosło od 20 447 kJ·kg<sup>-1</sup> do 22 736 kJ·kg<sup>-1</sup>.

### 5.3. Przebieg procesu biologicznego suszenia

#### Warianty kontrolne

Zmiany temperatur odpadów w czasie trwania procesu biologicznego suszenia dla wariantów kontrolnych (RDF, UFMSW, PW, WO) zilustrowano na rysunku 14. W powtórzeniach, w których materiałem wejściowym były tylko odpady z PRS, osiągnięte temperatury maksymalne nie przekraczały 26°C, co oznacza że proces biologicznego suszenia w ogóle nie nastąpił. Dla żadnego z zastosowanych natężeń przepływu powietrza nie udało się uzyskać temperatury termofilnej, tj. 45°C, która świadczyłaby o namnażaniu się mikroorganizmów termofilnych oraz rozpoczęciu się procesów rozkładu związków organicznych (Yuan i in., 2018). Najwyższe temperatury uzyskane w trakcie procesu

biosuszenia odpadów z PRS wyniosły od 23,0°C do 25,9°C. Uzyskane wyniki wprost świadczyły o konieczności zastosowania materiału strukturalnego w procesie przetwarzania tych odpadów.



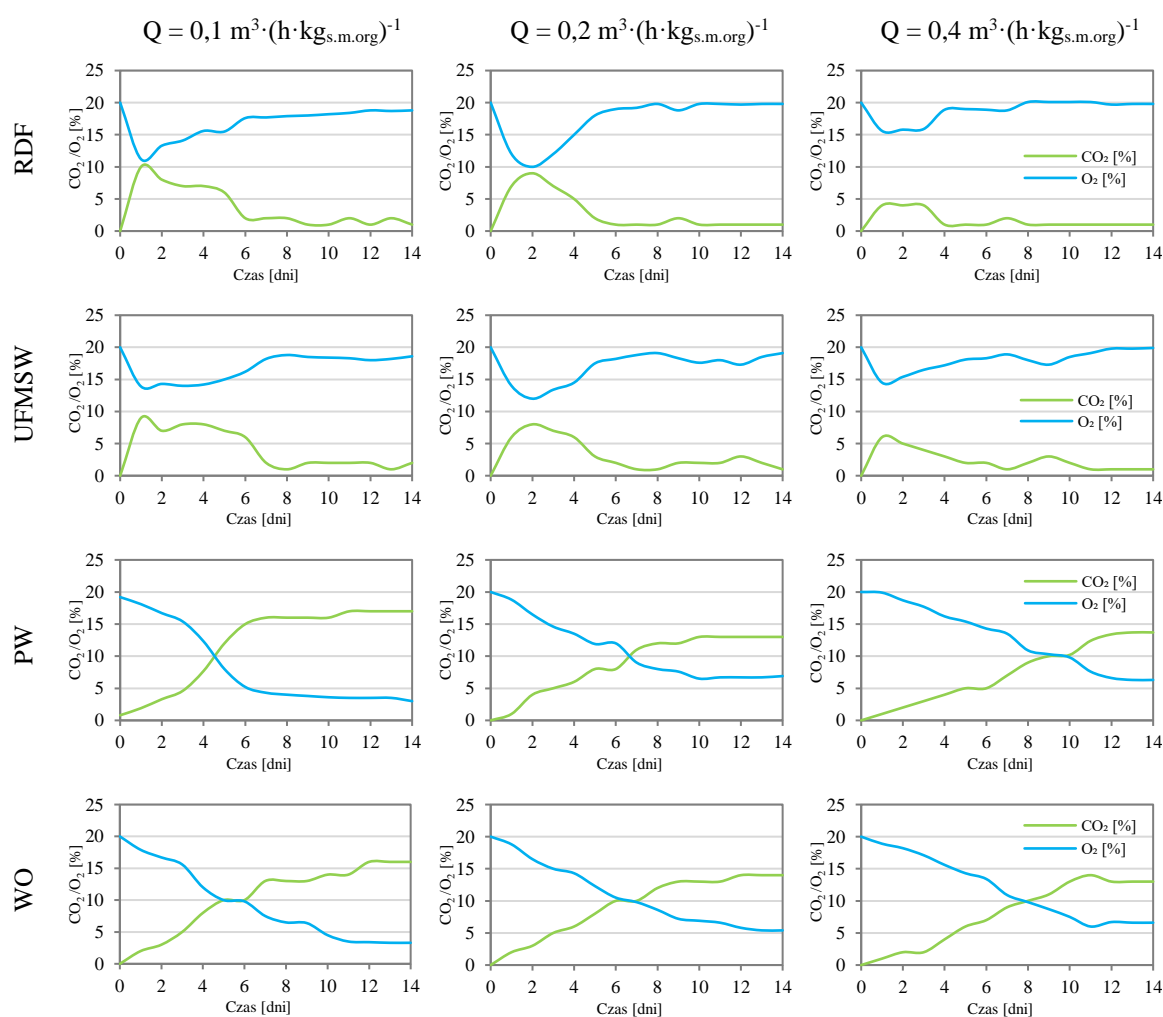
Rysunek 14. Zmiany temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu biologicznego suszenia wariantów kontrolnych przy natężeniu przepływu powietrza 0,1 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s,m.org</sub>)<sup>-1</sup>, 0,2 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s,m.org</sub>)<sup>-1</sup> oraz 0,4 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s,m.org</sub>)<sup>-1</sup>

Źródło: Opracowanie własne

W procesach biologicznego suszenia zarówno paliwa alternatywnego RDF jak i frakcji podsitowej UFMSW uzyskano temperatury powyżej 45°C. W przypadku RDF przy wszystkich natężeniach przepływu powietrza maksymalną temperaturę zaobserwowano w ciągu kilku pierwszych dni trwania procesu. W przypadku napowietrzania o przepływie 0,1 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s,m.org</sub>)<sup>-1</sup> faza termofilna rozpoczęła się w pierwszej dobie i trwała ponad 3 dni. Temperaturę maksymalną, wynoszącą 64,3°C, uzyskano w ok. 2 dobie procesu. W wariantach z napowietrzaniem 0,2 oraz 0,4 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s,m.org</sub>)<sup>-1</sup> uzyskane temperatury maksymalne były niższe niż w poprzednim wariantcie i wyniosły odpowiednio 52,4°C oraz 54,2°C. Fazy termofilne obu procesów rozpoczęły się ok. pierwszej doby i trwały 3 - 4 dni. Przebieg zmian temperatur zaprezentowany na rysunku 15 był podobny do wyników przedstawionych przez Tom i in. (2016), Yuan i in. (2017), Malinowski i in., (2021) oraz Malinowski i Famielec (2022).



Podczas biologicznego suszenia frakcji podsitowej najszybciej temperaturę maksymalną równą 60,2°C osiągnięto przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , jednak faza termofilna trwała w tym wariancie jedynie 2 dni, podczas gdy dla  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  temperatury powyżej 45°C utrzymywały się średnio przez kolejnych 6 dni, a temperaturę maksymalną wynoszącą 65,0°C uzyskano ok. 2 dnia (rys. 14). Przy natężeniu przepływu 0,2  $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  temperaturę maksymalną osiągnięto 3 dnia (62,3°C) a faza termofilna trwała 4 dni. De Gisi i in. (2018) stwierdzili, że podczas przetwarzania UFMSW faza termofilna w warunkach laboratoryjnych trwa co najmniej 3 - 4 dni.



Rysunek 15. Zmiany zawartości CO<sub>2</sub> i O<sub>2</sub> w gazach procesowych z biologicznego suszenia wariantów kontrolnych przy natężeniu przepływu powietrza 0,1  $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , 0,2  $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz 0,4  $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$

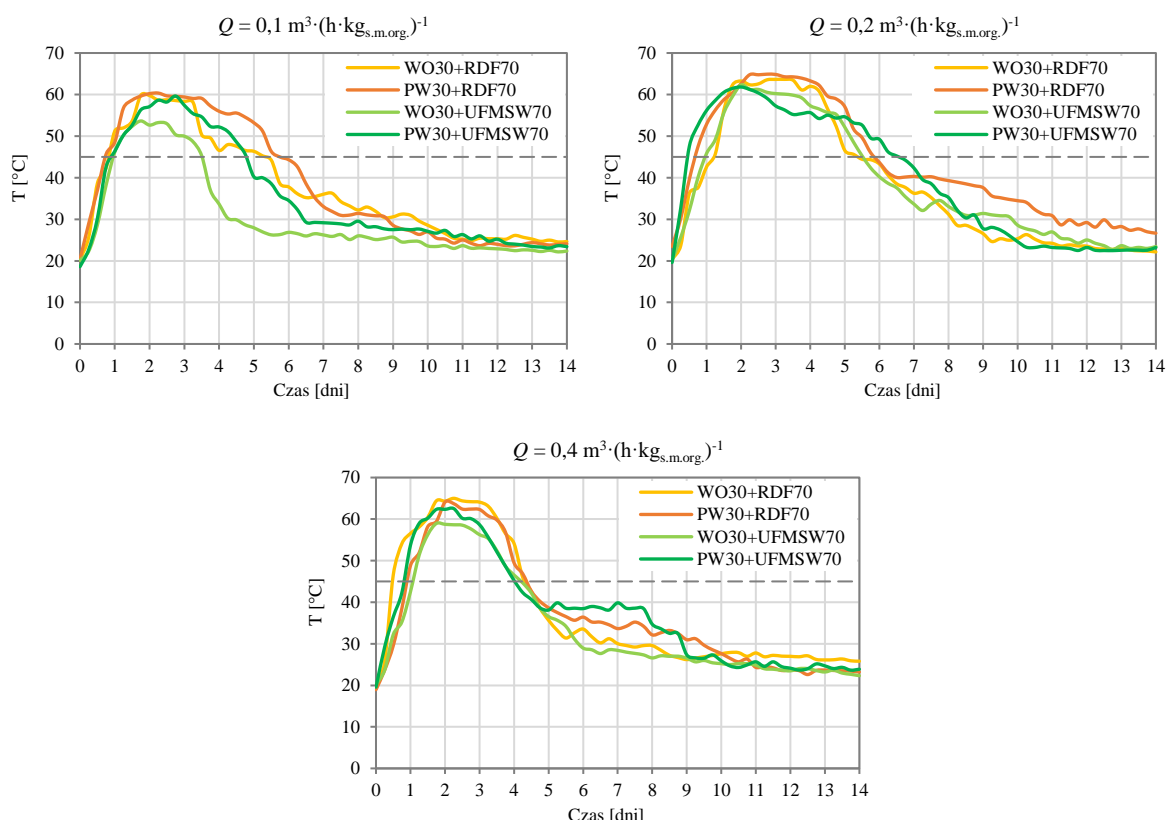
Źródło: Opracowanie własne

Odnotowane udziały O<sub>2</sub> oraz CO<sub>2</sub> w gazach procesowych podczas procesu biologicznego suszenia frakcji podsitowej UFMSW oraz paliwa alternatywnego RDF świadczą o poprawnym przebiegu procesu (rys. 15). Wydzielanie się CO<sub>2</sub> i zużycie O<sub>2</sub> związane są z działalnością mikroorganizmów, które najintensywniej namnażają się w pierwszych dniach procesu,

rozkładając łatwo dostępne związki organiczne (Malinowski, 2022). Zawartość CO<sub>2</sub> koreluje z przebiegiem zmian temperatury suszonych odpadów.

### Mieszanki 30% PRS oraz 70% wypełniacza

W procesach biologicznego suszenia, gdzie odpady z PRS stanowiły 30% mieszanki, temperatury maksymalne zawierały się w przedziale od 53,7°C dla wariantu WO30+UFMSW70 przy przepływie powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 65,0°C dla wariantu WO30+RDF70 przy przepływie powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 16).



Rysunek 16. Zmiany temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu biologicznego suszenia wariantów, gdzie odpad z PRS stanowił 30%, przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ ,  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$

Źródło: Opracowanie własne

W procesach biologicznego suszenia, przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , najwyższą temperaturę maksymalną, wynoszącą 60,4°C, osiągnęła mieszanka PW30+RDF70 w 3 dobie procesu. Również dla tego wariantu czas trwania fazy termofilnej był najdłuższy i trwał nieco ponad 5 dni. Dla wariantów PW30+UFMSW70 oraz WO30+RDF70 temperatury maksymalne wyniosły odpowiednio 59,7°C oraz 59,9°C. W obu wariantach temperatury maksymalne osiągnięto w 3 dobie procesu, a temperatury powyżej 45°C utrzymywały się przez 4 dni. Najniższą temperaturę maksymalną (otrzymaną w 2 dobie procesu) wynoszącą 53,7°C

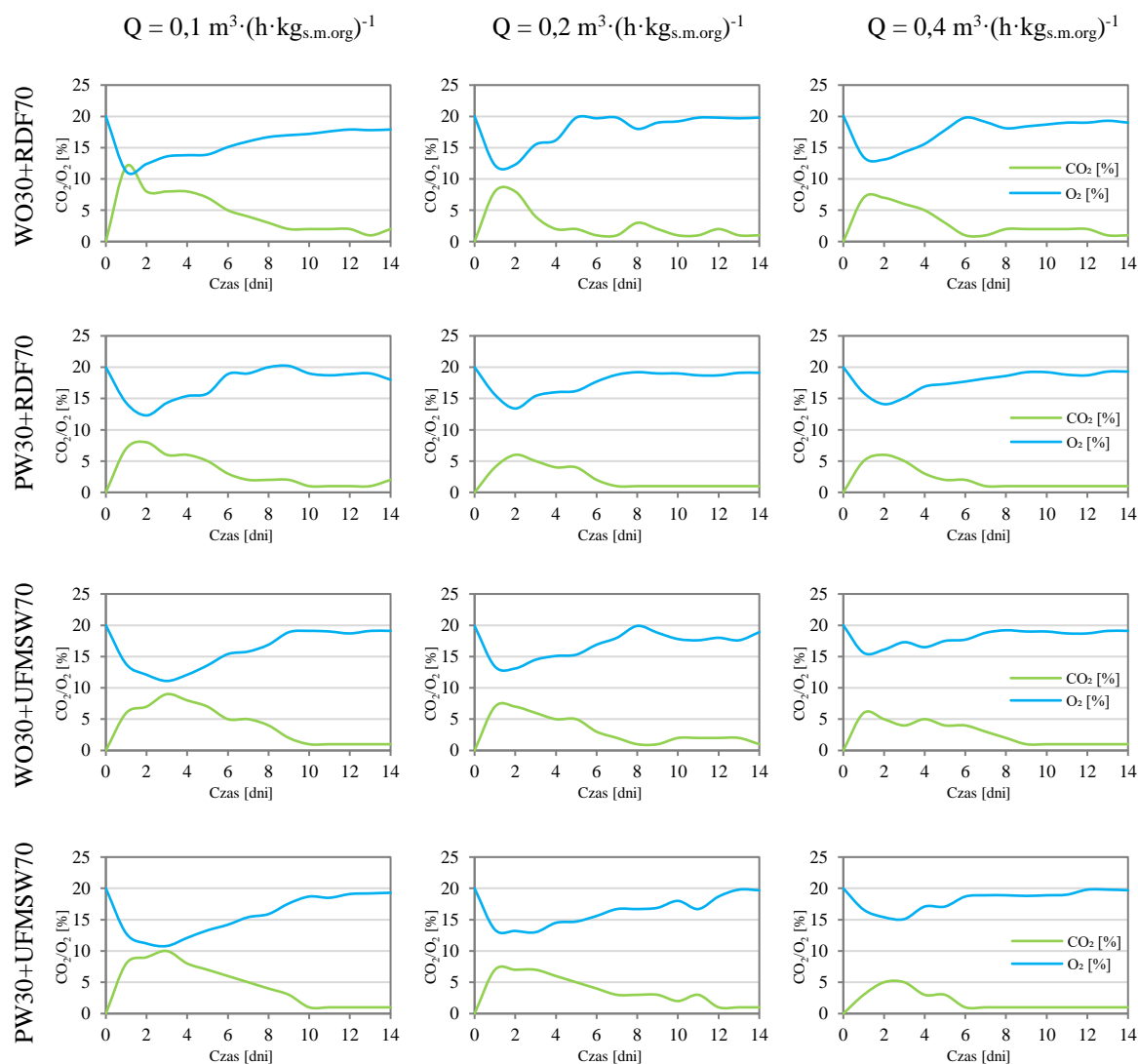
charakteryzował się wariant WO30+UFMSW70. Czas trwania fazy termofilnej dla tego wariantu wyniósł niecałe 3 dni.

Temperatury maksymalne otrzymane w procesach biologicznego suszenia przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  były wyższe w porównaniu z  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Najwyższą temperaturę maksymalną wynoszącą  $64,9^\circ\text{C}$  odnotowano dla tej samej mieszanki co przy poprzednim przepływie powietrza, tj. PW30+RDF70. Temperaturę maksymalną otrzymano w 3 dobie procesu, a faza intensywna trwała 5 dni. Warianty WO30+RDF70 oraz WO30+UFMSW70 temperatury maksymalne wynoszące  $63,7^\circ\text{C}$  oraz  $62,3^\circ\text{C}$  osiągnęły odpowiednio w 4 i 2 dobie procesu biologicznego suszenia. Najniższa temperatura maksymalna, równa  $61,8^\circ\text{C}$ , osiągnięta została w 2 dobie procesu dla wariantu PW30+UFMSW70. Dla tego wariantu temperatury powyżej  $45^\circ\text{C}$  utrzymywały się przez 6 dni i był to najdłuższy okres biorąc pod uwagę wszystkie analizowane warianty.

Najwyższą temperaturę maksymalną wynoszącą  $65,0^\circ\text{C}$  przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  osiągnięto dla wariantu WO30+RDF70 w 3 dobie procesu. Była to najwyższa temperatura maksymalna osiągnięta dla wszystkich wariantów przy proporcji odpadów z PRS do materiału wypełniającego 3:7. Faza termofilna trwała 4 dni, a więc tyle samo co przy poprzednich natężeniach przepływu powietrza dla tego wariantu. Warianty PW30+RDF70 oraz PW30+UFMSW70 przy najwyższym zastosowanym natężeniu powietrza osiągnęły swoje temperatury maksymalne wynoszące odpowiednio  $64,1^\circ\text{C}$  w 2 dobie procesu oraz  $62,5^\circ\text{C}$  w 3 dobie procesu biosuszenia. Fazy termofilne tych procesów trwały około 4 dni. Najniższą temperaturę maksymalną wynoszącą  $59,0^\circ\text{C}$  odnotowano w 2 dobie procesu dla wariantu WO30+UFMSW70, a temperatury powyżej  $45^\circ\text{C}$  utrzymywały się w tym przypadku przez 3 dni trwania procesu.

W porównaniu do wariantów kontrolnych, zastosowanie mieszanki odpadów z PRS i materiałów wypełniających w proporcji 3:7 spowodowało, że proces biosuszenia tych odpadów przebiegał prawidłowo. We wszystkich wariantach, niezależnie od natężenia przepływu powietrza osiągnięto temperatury termofilne, co świadczy o mikrobiologicznej aktywności drobnoustrojów. Najwyższe temperatury maksymalne osiągnięto dla wariantów z natężeniem przepływu powietrza  $0,2$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Były one średnio o  $5^\circ\text{C}$  wyższe niż dla procesów z przepływem powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Uśredniony czas trwania fazy termofilnej był najdłuższy dla procesów z przepływem powietrza  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . W tych eksperymentach dało się zauważyć, że dodatek RDF jako materiału wypełniającego, jest korzystniejszy niż dodatek frakcji podsitowej. W seriach badawczych z dodatkiem RDF odnotowano wyższe temperatury maksymalne oraz dłuższy czas trwania fazy termofilnej.

Mogło być to związane z wyższymi udziałami wolnych przestrzeni, w których gromadził się tlen niezbędny do funkcjonowania mikroorganizmów.



Rysunek 17. Zmiany zawartości CO<sub>2</sub> i O<sub>2</sub> w gazach procesowych z biologicznego suszenia wariantów, gdzie odpad z PRS stanowił 30%, przy natężeniu przepływu powietrza 0,1 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s.m.org</sub>)<sup>-1</sup>, 0,2 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s.m.org</sub>)<sup>-1</sup> oraz 0,4 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s.m.org</sub>)<sup>-1</sup>

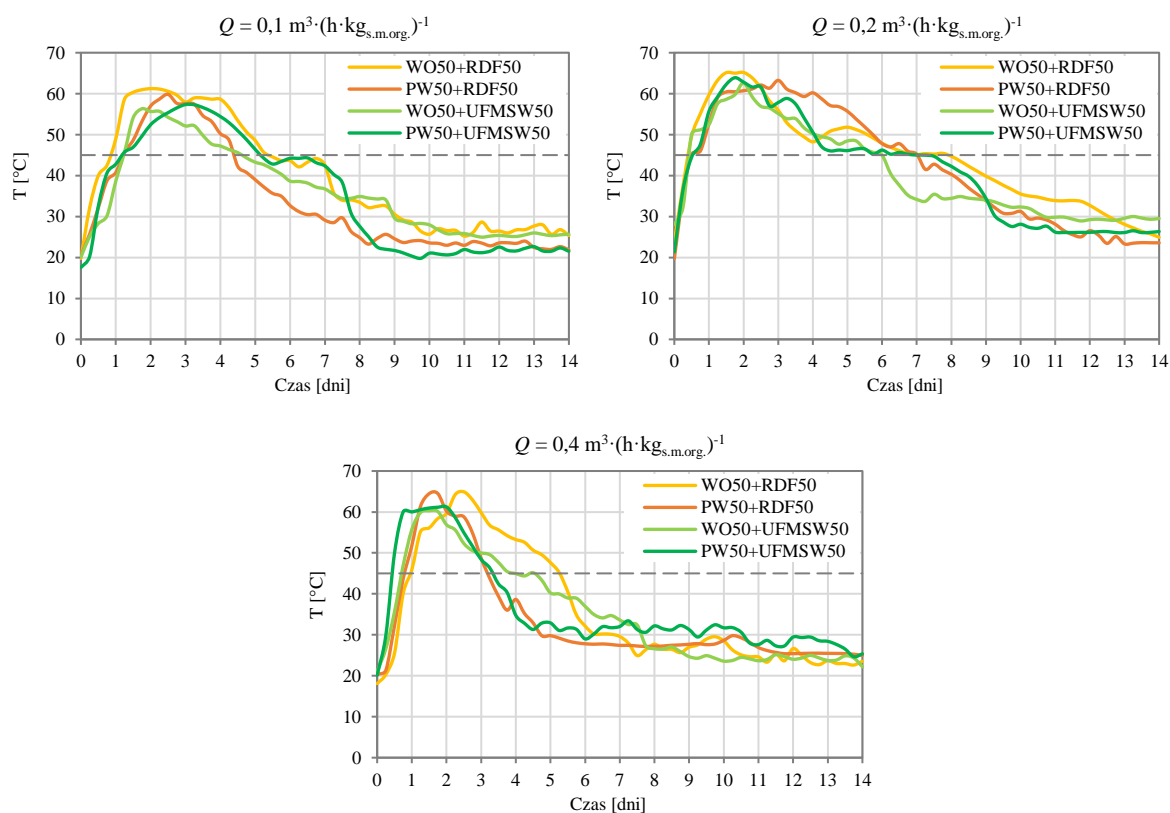
Źródło: Opracowanie własne

Odotowane zawartości O<sub>2</sub> oraz CO<sub>2</sub> w gazach procesowych podczas procesu biologicznego suszenia mieszanek, w których odpady z PRS stanowiły 30%, świadczą o jego poprawnym przebiegu (rys. 17). We wszystkich wariantach zaobserwowano zmniejszenie się udziału O<sub>2</sub> w pierwszych dniach procesu. Jak podaje Czekala i in. (2015) zjawisko to jest charakterystyczne dla procesów biologicznego przetwarzania odpadów. Wysoki wzrost zawartości CO<sub>2</sub> pokrywa się z przebiegiem zmian temperatur w bioreaktorze.

Średnia zawartość  $O_2$  i  $CO_2$  dla przepływu  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  wyniosła 16,4% i 3,9%, natomiast dla przepływu  $0,2$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  wartości te wyniosły odpowiednio 17,3% i 2,8% oraz 18,0% i 2,3%.

#### Mieszanki 50% PRS oraz 50% wypełniacza

W przypadku mieszanek, w których 50% stanowiły odpady z PRS, temperatury maksymalne uzyskane w trakcie procesów biologicznego suszenia mieściły się w zakresie od  $57,3^\circ\text{C}$  dla wariantu PW50+UFMSW50 przy przepływie powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do  $65,0^\circ\text{C}$  dla wariantu WO50+RDF50 przy przepływie powietrza  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 18).



Rysunek 18. Zmiany temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu biologicznego suszenia wariantów, gdzie odpad z PRS stanowił 50%, przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ ,  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$

Źródło: Opracowanie własne

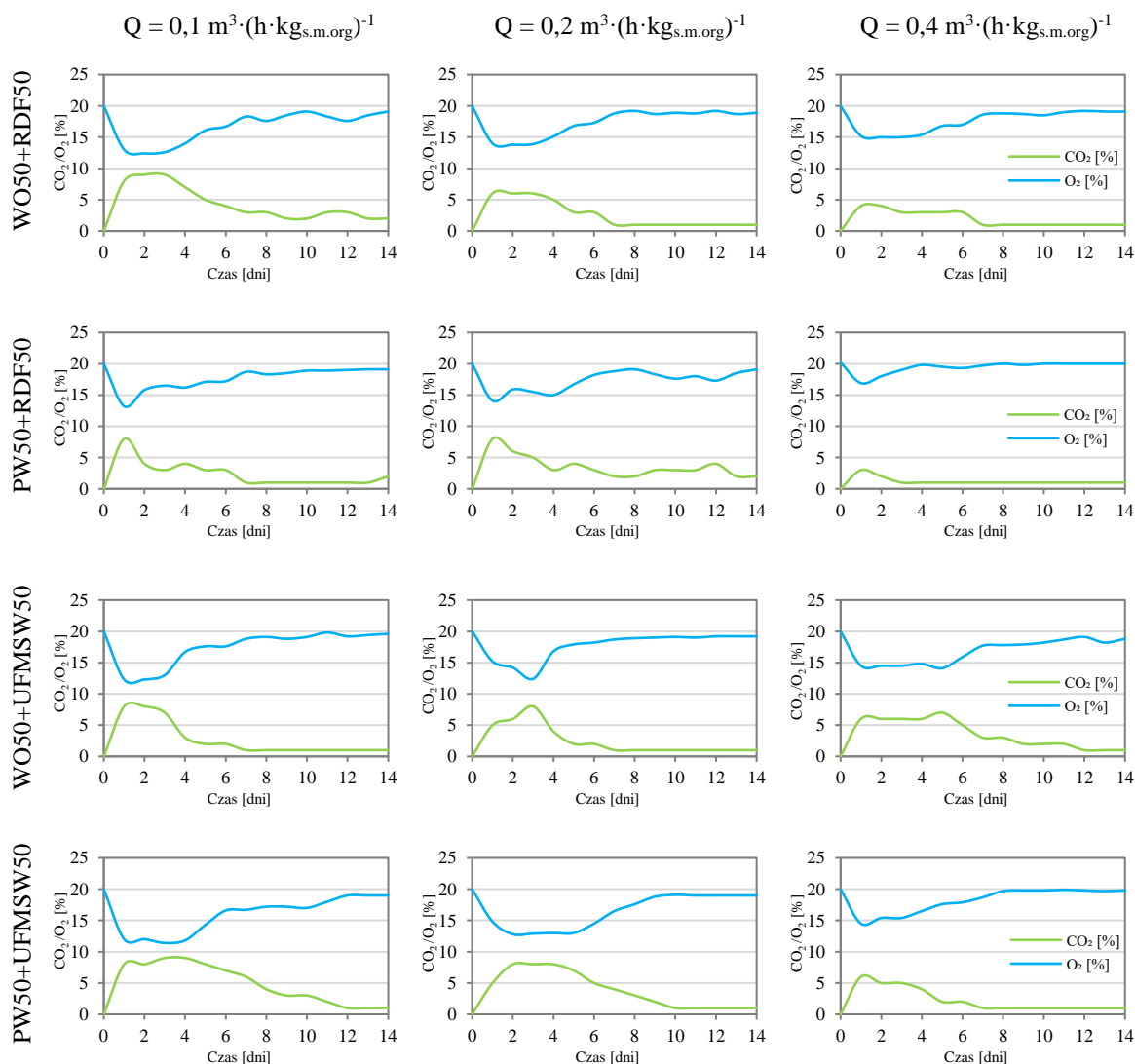
Najwyższą temperaturę maksymalną w procesie biologicznego suszenia, przy natężeniu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , równą  $61,2^\circ\text{C}$  osiągnięto dla wariantu WO50+RDF50 w 2 dobie procesu. Temperatury powyżej  $45^\circ\text{C}$  utrzymywały się dla tego wariantu przez ponad 4 dni. Dla wariantów PW50+RDF50 oraz PW50+UFMSW50 temperatury maksymalne

osiągnięto w 3 dobie procesu i wynosiły one odpowiednio 59,8°C i 57,3°C. Faza termofilna dla tych wariantów trwała od 3 do 4 dni (rys. 18).

W procesach biologicznego suszenia przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , najwyższą temperaturę maksymalną równą 65,0°C osiągnął wariant WO50+RDF50 w 2 dobie procesu. Faza termofilna dla tego wariantu trwała ponad 7 dni i był to najdłuższy czas wśród wszystkich analizowanych wariantów. Dla pozostałych wariantów faza termofilna trwała ok. 6 dni. Dla wariantów PW50+UFMSW50 oraz PW50+RDF50 temperatury maksymalne wynoszące odpowiednio 63,9°C oraz 63,3°C odnotowano w 2 i 3 dobie procesu biosuszenia. Najniższa temperatura maksymalna, równa 62,7°C, została osiągnięta w 2 dobie procesu dla wariantu WO50+UFMSW50.

Natężenie przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  pozwoliło na uzyskanie średniej temperatury maksymalnej 62,7°C. Najwyższą temperaturę maksymalną uzyskano dla wariantu WO50+RDF50 w 3 dobie procesu i wyniosła ona 64,9°C. Temperatury powyżej 45°C również dla tego wariantu utrzymywały się najdłużej w porównaniu do pozostałych wariantów (ponad 4 dni). Niewiele niższą temperaturę maksymalną, równą 64,5°C, odnotowano dla wariantu PW50+RDF50 w 2 dobie procesu. Faza termofilna dla tego wariantu trwała ponad 2 dni. Warianty PW50+UFMSW50 oraz WO50+UFMSW50 uzyskały temperatury maksymalne w 2 dobie procesu i wyniosły odpowiednio 61,2°C oraz 60,3°C. Faza termofilna dla tych wariantów trwała 3-4 dni.

Zastosowanie mieszanek odpadów z PRS i materiałów wypełniających w proporcji 1:1 spowodowało, że proces biosuszenia tych odpadów również przebiegał prawidłowo, tak jak dla proporcji 3:7. We wszystkich wariantach, niezależnie od natężenia przepływu powietrza osiągnięto temperatury termofilne. Najwyższe temperatury maksymalne osiągnięto ponownie dla wariantów z natężeniem przepływu powietrza  $0,2$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Podobnie jak w mieszkach 3:7, temperatury maksymalne odpadów były średnio o 4°C wyższe niż dla procesów z przepływem powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Uśredniony czas trwania fazy termofilnej był zdecydowanie najdłuższy dla procesów z  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i w każdym analizowanym przypadku przekraczał 6 dni. W tych eksperymentach dało się zauważyć, że dodatek RDF jako materiału wypełniającego, jest ponownie korzystniejszym niż dodatek frakcji podsitowej. W seriach badawczych z dodatkiem RDF odnotowano wyższe temperatury maksymalne.



Rysunek 19. Zmiany zawartości  $\text{CO}_2$  i  $\text{O}_2$  w gazach procesowych z biologicznego suszenia wariantów, gdzie odpad z PRS stanowił 50%, przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org}})^{-1}$ ,  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org}})^{-1}$  oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org}})^{-1}$

Źródło: Opracowanie własne

Odnotowane zawartości  $\text{O}_2$  oraz  $\text{CO}_2$  w bioreaktorze w gazach procesowych podczas procesu biologicznego suszenia mieszanek, gdzie odpady z PRS stanowiły 50%, przedstawiono na rysunku 19. Podobnie jak w przypadku mieszanek w proporcji 3:7, wysoki udział  $\text{CO}_2$  pokrywa się ze wzrostem temperatur w bioreaktorze. Średnia zawartość  $\text{O}_2$  i  $\text{CO}_2$  dla przepływu  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org}})^{-1}$  wyniosła 17,0% i 3,4%, natomiast dla przepływu  $0,2$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org}})^{-1}$  wartości te wyniosły odpowiednio 17,3% i 3,0% oraz 18,1% i 2,1%. Wartości te są podobne do wartości odnotowanych dla mieszanek 3:7. Im wyższe natężenie przepływu powietrza, tym wyższa średnia zawartość  $\text{O}_2$  i niższa średnia zawartość  $\text{CO}_2$ .

## 5.4. Wybrane właściwości fizykochemiczne odpadów

W niniejszym podrozdziale opisano wyniki analizy wybranych właściwości fizykochemicznych analizowanych mieszanek odpadów na początku i na końcu procesu (po 14 dniach). Większość analizowanych parametrów odpadów scharakteryzowano także po 7 dniach procesu. Analiza przebiegu procesu biologicznego suszenia opisana w podrozdziale 5.3. wskazuje na słuszność przyjętego czasu trwania eksperymentu, ponieważ w niektórych przypadkach temperatury termofilne utrzymywały się jeszcze po 7 dniu procesu o którym mowa w rozporządzeniu MBP, co miało wpływ na właściwości badanych odpadów.

Zgodnie z opisem zawartym w podrozdziale 5.3, odpady z PW i WO nie uległy procesowi biologicznej transformacji, a ich parametry nie zmieniły się (różnice nie przekraczały 0,1%). W związku z tym poniżej nie przedstawiono wartości końcowych dla odpadów PW i WO.

### 5.4.1. Gęstość

W wyniku 14 dniowego procesu biologicznego suszenia gęstość odpadów nieznacznie wzrastała (tab. 9 i 10). Najwyższą gęstością końcową spośród mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową charakteryzował się wariant PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $647,3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ), natomiast najmniejszą wariant PW30+UFMSW70 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $569,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ).

Tabela 9

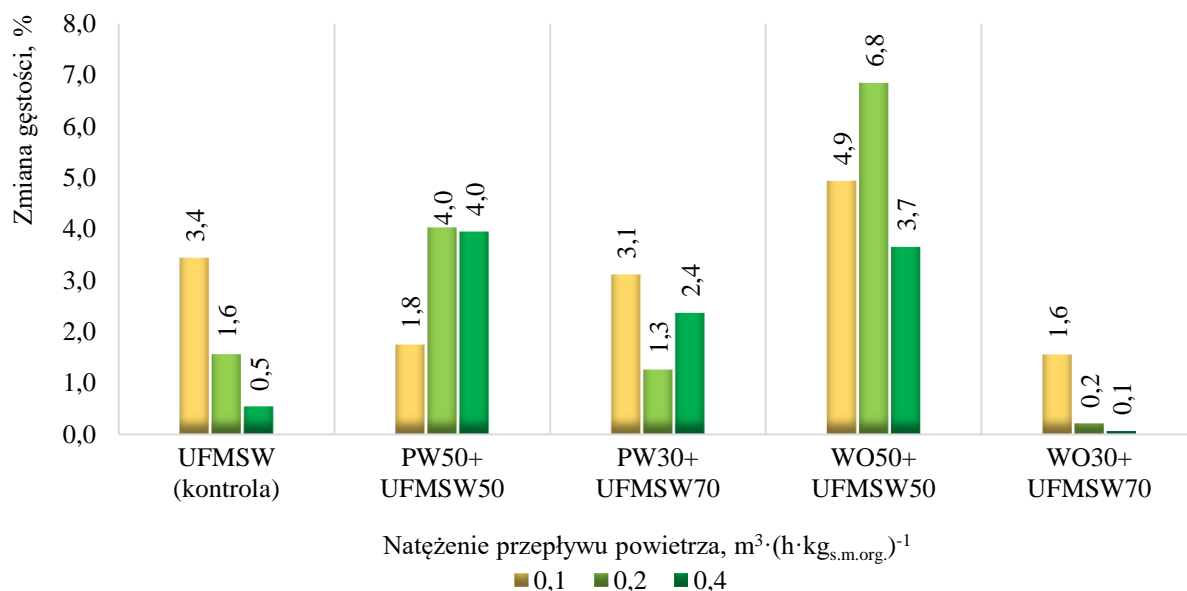
Gęstość analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]

Nazwa wariantu	Natężenie przepływu powietrza Q $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia	
		0 [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]	14 [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
UFMSW (kontrola)	0,1		489,8 ± 13,2
	0,2	473,5 ± 23,2	480,9 ± 19,3
	0,4		476,1 ± 22,7
PW50+UFMSW50	0,1		633,1 ± 39,8
	0,2	622,2 ± 41,6	647,3 ± 33,4
	0,4		646,8 ± 16,0
PW30+UFMSW70	0,1		579,6 ± 18,7
	0,2	562,1 ± 26,7	569,2 ± 26,2
	0,4		575,4 ± 20,4
WO50+UFMSW50	0,1		620,8 ± 25,5
	0,2	591,6 ± 25,4	632,1 ± 11,3
	0,4		613,2 ± 12,3
WO30+UFMSW70	0,1		606,2 ± 24,4
	0,2	596,9 ± 15,5	598,2 ± 25,8
	0,4		597,3 ± 15,5

*Źródło: Opracowanie własne*



Zmiana gęstości w wyniku procesu biologicznego suszenia dla kontroli UFMSW wyniosła od 0,5% do 3,4% (rys. 20). Najwyższy wzrost gęstości mieszanek odpadów z frakcją podsitową, który wyniósł 6,8% zaobserwowano dla wariantu WO50+UFMSW50 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Wzrost gęstości mieszanki odpadów o jedyne 0,1% zanotowano dla wariantu WO30+UFMSW70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 20).



Rysunek 20. Zmiana gęstości analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Najwyższą gęstość końcową dla mieszanek z RDF równą  $505,8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  uzyskano dla wariantu PW50+RDF50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Najniższą gęstość końcową równą  $312,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  odnotowano dla wariantu PW30+RDF70 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 10).

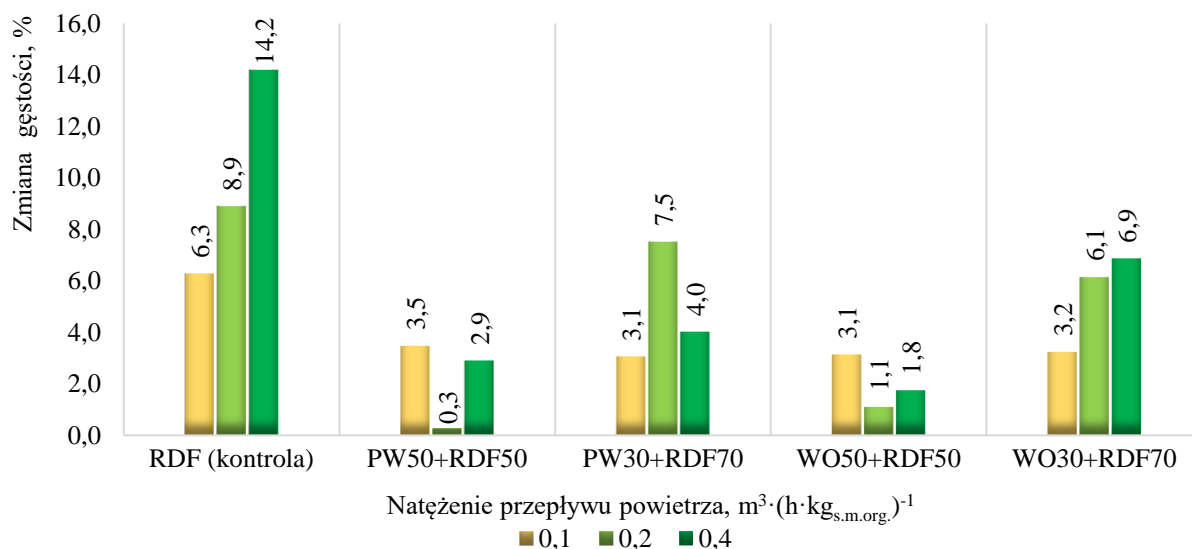
Tabela 10

Gęstość analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]

Nazwa wariantu	Natężenie przepływu powietrza Q [ $\text{m}^3\cdot(\text{h}\cdot\text{kg}_{\text{s.m.org.})}^{-1}$ ]	Dzień procesu biologicznego suszenia	
		0 [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	14 [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
RDF (kontrola)	0,1		204,3 ± 13,7
	0,2	192,2 ± 10,7	209,3 ± 12,3
	0,4		219,5 ± 19,0
PW50+RDF50	0,1		505,8 ± 11,3
	0,2	488,8 ± 13,8	490,2 ± 16,3
	0,4		503,0 ± 10,8
PW30+RDF70	0,1		312,2 ± 11,8
	0,2	302,9 ± 19,3	325,7 ± 11,4
	0,4		315,1 ± 19,6
WO50+RDF50	0,1		482,9 ± 16,0
	0,2	468,2 ± 23,6	473,4 ± 17,2
	0,4		476,4 ± 25,2
WO30+RDF70	0,1		423,3 ± 25,9
	0,2	410,0 ± 25,3	435,2 ± 17,1
	0,4		438,2 ± 15,2

Źródło: Opracowanie własne

Zmiany gęstości w wyniku procesu biologicznego suszenia dla wariantu kontrolnego RDF wyniosły od 6,3% do 14,2% i były one wyższe niż zmiany gęstości uzyskane dla mieszanek odpadów z PRS z RDF (rys. 21). Największy wzrost gęstości wśród mieszanek odpadów z PRS z RDF (7,5%), odnotowano dla wariantu PW30+RDF70 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3\cdot(\text{h}\cdot\text{kg}_{\text{s.m.org.})}^{-1}$ , natomiast najmniejszy, wynoszący 0,3%, dla wariantu PW50+RDF50 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3\cdot(\text{h}\cdot\text{kg}_{\text{s.m.org.})}^{-1}$  (rys. 21).



Rysunek 21. Zmiana gęstości analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne

Nie wykazano statystycznie istotnych różnic pomiędzy zastosowanymi natężeniami przepływu powietrza a gęstością końcową mieszanek.

#### 5.4.2. Zawartość wilgoci całkowitej

Dodatek materiału wypełniającego do odpadów z PRS obniżył początkową zawartość wilgoci całkowitej w mieszankach (tab. 11 i 12). Średnia zawartość wilgoci całkowitej w mieszankach wejściowych do procesu biologicznego suszenia mieściła się w zakresie od 40,5% do 59,0%. W wyniku procesu biologicznego suszenia zawartość wilgoci całkowitej zgodnie z założeniami technologicznymi zmniejszyła się we wszystkich analizowanych wariantach.

Po procesie biologicznego suszenia zawartość wilgoci całkowitej w mieszankach z frakcją podsitową zawierała się w zakresie od 26,8% dla wariantu PW30+UFMSW70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 48,1% dla wariantu PW50+UFMSW50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

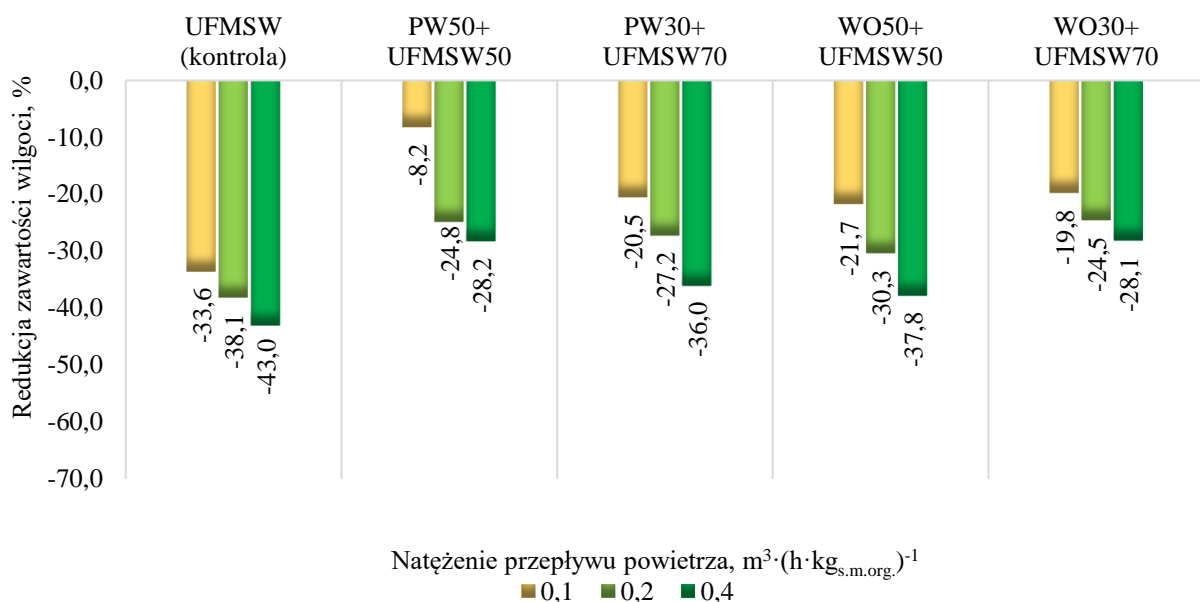
Tabela 11

Zawartość wilgoci całkowitej analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [%]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza Q $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [%]	7 [%]	14 [%]
UFMSW (kontrola)	0,1		32,2 ± 1,5	26,7 ± 1,1
	0,2	40,2 ± 1,0	31,1 ± 1,2	24,9 ± 1,9
	0,4		30,8 ± 1,6	22,9 ± 2,1
PW50+UFMSW50	0,1		51,6 ± 2,8	48,1 ± 2,1
	0,2	52,4 ± 2,4	42,1 ± 2,8	39,4 ± 2,6
	0,4		37,4 ± 1,3	37,6 ± 1,2
PW30+UFMSW70	0,1		38,7 ± 2,0	33,3 ± 2,0
	0,2	41,9 ± 1,2	39,2 ± 1,3	30,5 ± 1,5
	0,4		37,2 ± 2,1	26,8 ± 2,7
WO50+UFMSW50	0,1		52,4 ± 1,4	46,2 ± 1,2
	0,2	59,0 ± 1,3	52,5 ± 1,8	41,1 ± 1,2
	0,4		51,2 ± 1,1	36,7 ± 1,9
WO30+UFMSW70	0,1		46,9 ± 2,0	42,2 ± 1,1
	0,2	52,6 ± 1,7	46,0 ± 1,1	39,7 ± 1,1
	0,4		44,3 ± 1,9	37,8 ± 1,9

*Źródło: Opracowanie własne*

Redukcja zawartości wilgoci w wyniku procesu biologicznego suszenia dla kontroli UFMSW wyniosła od 33,6% do 43,0%. Wartości te były wyższe w porównaniu do wyników uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową (rys. 22).



Rysunek 22. Redukcja zawartości wilgoci całkowitej w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Najmniejszy ubytek zawartości wilgoci całkowitej (8,2%) zaobserwowano dla wariantu PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Średnia zawartość wilgoci całkowitej materiału po procesie biologicznego suszenia dla tego wariantu była najwyższa i wyniosła 48,1%. Największy ubytek zawartości wilgoci całkowitej wyniósł 37,8% dla wariantu WO50+UFMSW50 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , gdzie wytloki owocowe zostały zmieszane z frakcją podsitową 1:1.

Dla mieszanki PW50+UFMSW50 odnotowano istotnie statystyczne różnice na poziomie  $p < 0,05$  pomiędzy ubytkiem wilgoci całkowitej dla  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  a  $Q = 0,2$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla mieszanki PW30+UFMSW70 oraz WO50+UFMSW50 statystycznie istotna różnica w zawartości wilgoci całkowitej wystąpiła pomiędzy najniższym a najwyższym natężeniem przepływu powietrza. W wariancie WO50+UFMSW50 istotne różnice zaobserwowano pomiędzy wszystkimi natężeniami przepływu powietrza ( $p < 0,05$ ).

Po procesie biologicznego suszenia zawartość wilgoci całkowitej w mieszankach odpadów z RDF zawierała się w zakresie od 22,6% dla wariantu PW30+RDF70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 40,2% dla wariantu WO50+RDF50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 12). Uzyskane wartości wilgoci całkowitej po 14 dniach procesu były niższe niż w przypadku wykorzystania frakcji podsitowej jako materiału wypełniającego.

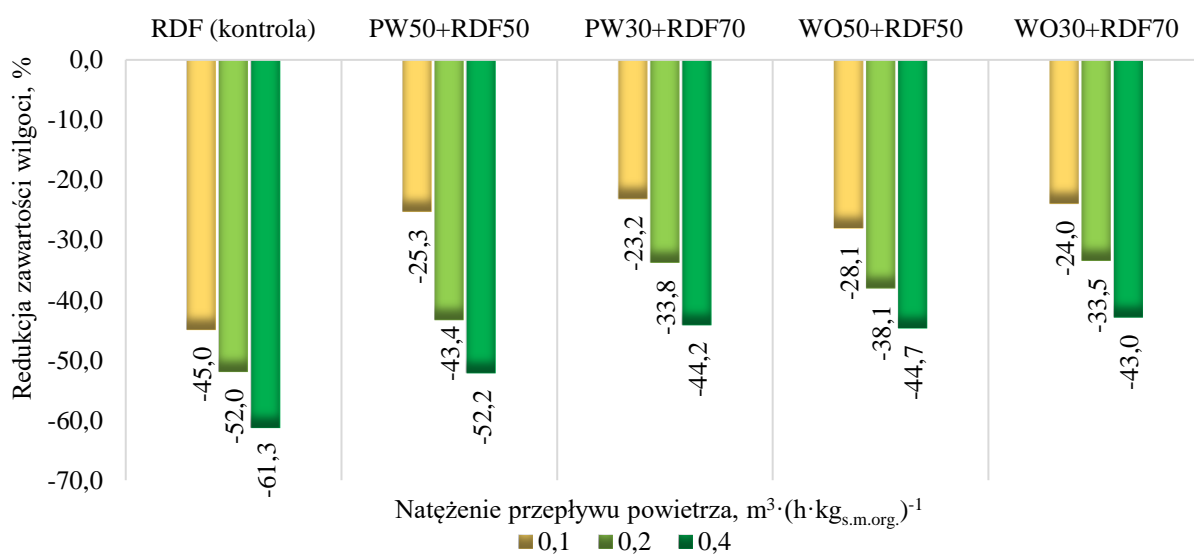
Tabela 12

Zawartość wilgoci całkowitej w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [%]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [%]	7 [%]	14 [%]
RDF (kontrola)	0,1		20,5 ± 2,0	16,5 ± 2,1
	0,2	30,0 ± 1,5	17,9 ± 1,2	14,4 ± 3,7
	0,4		16,5 ± 1,1	11,6 ± 1,5
PW50+RDF50	0,1		44,3 ± 1,8	38,9 ± 1,1
	0,2	52,1 ± 2,4	39,8 ± 2,8	29,5 ± 3,7
	0,4		35,1 ± 1,2	24,9 ± 0,6
PW30+RDF70	0,1		38,2 ± 1,0	31,1 ± 0,2
	0,2	40,5 ± 0,9	33,2 ± 1,7	26,8 ± 1,9
	0,4		27,2 ± 1,9	22,6 ± 0,7
WO50+RDF50	0,1		50,7 ± 1,2	40,2 ± 0,8
	0,2	55,9 ± 1,7	46,4 ± 1,6	34,6 ± 0,6
	0,4		44,2 ± 1,2	30,9 ± 0,8
WO30+RDF70	0,1		40,9 ± 2,9	34,5 ± 2,7
	0,2	45,4 ± 1,7	37,3 ± 3,1	30,2 ± 1,3
	0,4		38,8 ± 1,1	25,9 ± 2,6

Źródło: Opracowanie własne

Uzyskane redukcje zawartości wilgoci całkowitej dla wariantu kontrolnego RDF zawierały się w przedziale od 45,0% do 61,3% i były one wyższe w porównaniu do wyników uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z RDF (rys. 23). Najmniejszy ubytek zawartości wilgoci całkowitej wynosił 22,5% dla wariantu PW30+RDF70 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Największy ubytek zawartości wilgoci całkowitej równy 52,2% odnotowano dla wariantu PW50+RDF50 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .



Rysunek 23. Redukcja zawartości wilgoci całkowitej w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne

Analiza wariancji wykazała istotne różnice dla wszystkich analizowanych wariantów. Dla wariantów PW30+RDF70 i WO50+RDF50 statystycznie istotne różnice w zawartości wilgoci całkowitej po procesie biosuszenia odnotowano pomiędzy wszystkimi zastosowanymi natężeniami przepływu powietrza. W wariancie PW50+RDF50 istotne różnice zaobserwowano między  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  a  $Q = 0,2$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla mieszanki WO30+UFMSW70 statystycznie istotna różnica wystąpiła pomiędzy natężeniem przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  a  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p < 0,05$ ).

### 5.4.3. Zawartość popiołu

Średnia zawartość popiołu w mieszankach wejściowych do procesu biologicznego suszenia mieściła się w zakresie od 36,9% s.m. do 54,3% s.m. dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową oraz od 10,3% s.m. do 14,9% s.m. dla mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym. W wyniku procesu biologicznego suszenia zawartość popiołu we wszystkich analizowanych wariantach wzrosła (tab. 13 i 14).

Najniższą zawartość popiołu w mieszankach z frakcją podsitową po procesie biosuszenia odnotowano dla wariantu WO30+UFMSW70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , która wyniosła 43,3% s.m. Najwyższą zawartością popiołu (65,7% s.m.) charakteryzował się wariant PW30+UFMSW70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

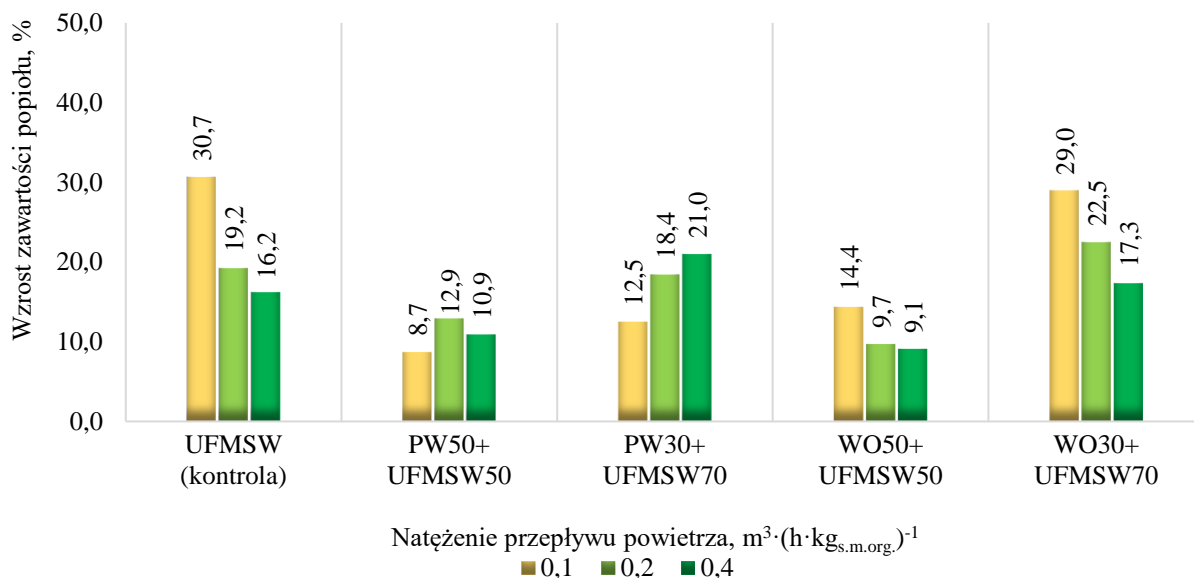
Tabela 13

Zawartość popiołu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
UFMSW (kontrola)	0,1		53,2 ± 2,8	62,5 ± 2,6
	0,2	49,9 ± 2,8	52,6 ± 1,8	59,5 ± 1,6
	0,4		52,4 ± 1,6	58,0 ± 2,7
PW50+UFMSW50	0,1		47,3 ± 2,8	53,8 ± 2,6
	0,2	49,5 ± 2,8	54,8 ± 1,8	55,9 ± 1,6
	0,4		53,9 ± 1,6	54,9 ± 2,7
PW3+UFMSW70	0,1		57,6 ± 1,8	61,1 ± 1,2
	0,2	54,3 ± 2,2	62,1 ± 0,9	64,3 ± 1,1
	0,4		63,4 ± 2,0	65,7 ± 0,9
WO50+UFMSW50	0,1		52,3 ± 0,9	54,1 ± 1,1
	0,2	47,3 ± 1,2	50,3 ± 0,2	51,9 ± 0,8
	0,4		48,7 ± 0,5	51,6 ± 1,1
WO30+UFMSW70	0,1		40,4 ± 1,3	47,6 ± 1,4
	0,2	36,9 ± 3,5	39,3 ± 1,6	45,2 ± 1,0
	0,4		39,9 ± 2,5	43,3 ± 1,8

Źródło: Opracowanie własne

Wzrost zawartości popiołu uzyskany dla wariantu kontrolnego wyniósł średnio od 16,2% do 30,7% i był zbliżony do zmian uzyskanych dla wariantu WO30+UFMSW70 (rys. 24).



Rysunek 24. Wzrost zawartości popiołu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Najmniejszy wzrost zawartości popiołu w mieszankach, wynoszący 8,7% zanotowano dla wariantu PW50+UFMSW50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Największym wzrostem zawartości popiołu równym 29,0% charakteryzował się wariant WO30+UFMSW70 z  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Jednoczynnikowa analiza wariancji wykazała istotne różnice w zawartości popiołu po procesie biologicznego suszenia dla wariantów PW30+UFMSW70 oraz WO30+UFMSW70. Dla wariantu PW30+UFMSW70 zawartość popiołu otrzymana przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  jest istotnie niższa niż przy natężeniu przepływu powietrza  $0,2$  oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . W wariancie WO30+UFMSW70 istotne różnice zaobserwowano między  $Q = 0,1$  a  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Po procesie biologicznego suszenia mieszanek odpadów z PRS z RDF najmniejszą zawartością popiołu równą 13,3% s.m. charakteryzował się wariant WO50+RDF50 przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , natomiast najwyższą wynoszącą 18,8% s.m. wariant PW30+RDF70 przy natężeniu przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 14).

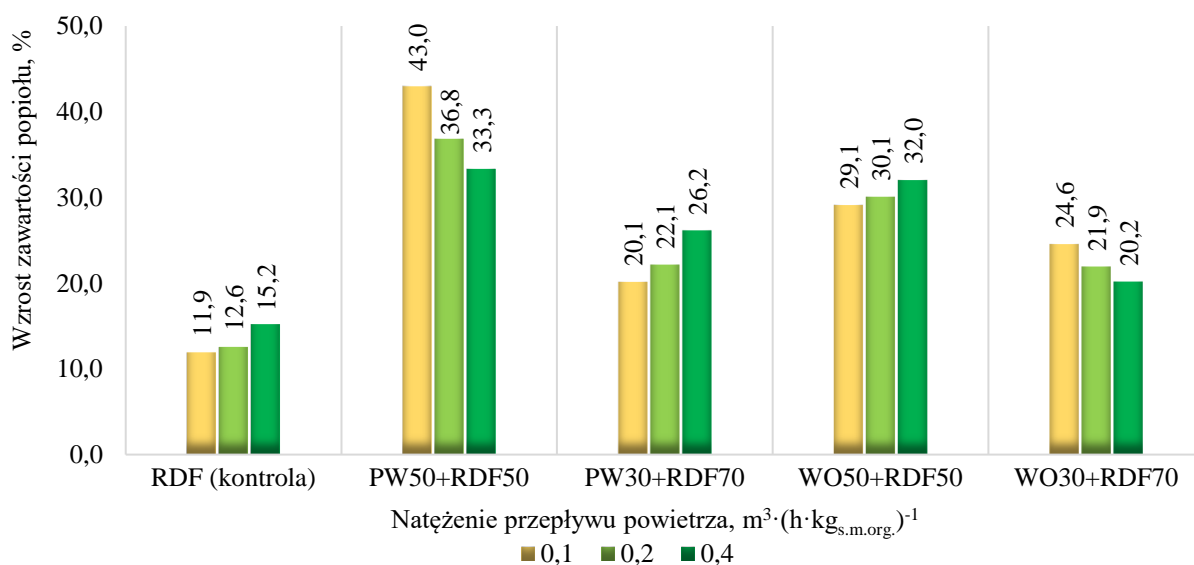
Tabela 14

Zawartość popiołu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
RDF (kontrola)	0,1		16,4 ± 1,6	16,9 ± 1,3
	0,2	15,1 ± 1,1	16,7 ± 1,1	17,0 ± 2,0
	0,4		17,4 ± 1,3	17,4 ± 1,8
PW50+RDF50	0,1		12,8 ± 0,6	16,3 ± 1,3
	0,2	11,4 ± 1,0	13,9 ± 1,3	15,6 ± 1,7
	0,4		13,3 ± 2,0	15,2 ± 0,8
PW30+RDF70	0,1		16,2 ± 0,4	17,9 ± 0,7
	0,2	14,9 ± 0,6	15,2 ± 0,6	18,2 ± 0,9
	0,4		15,5 ± 1,0	18,8 ± 0,9
WO50+RDF50	0,1		11,8 ± 0,7	13,3 ± 0,8
	0,2	10,3 ± 0,7	12,3 ± 1,2	13,4 ± 0,5
	0,4		11,9 ± 0,9	13,6 ± 0,7
WO30+RDF70	0,1		12,5 ± 0,7	14,2 ± 1,0
	0,2	11,4 ± 1,5	12,9 ± 1,5	13,9 ± 0,8
	0,4		12,2 ± 0,3	13,7 ± 0,2

Źródło: Opracowanie własne

Wzrost zawartości popiołu uzyskany dla wariantu kontrolnego RDF wyniósł średnio od 11,9% do 15,2%. Wartości te były znacznie niższe w porównaniu do wartości uzyskanych dla mieszank odpadów z PRS z RDF (rys. 25). Najmniejszy wzrost zawartości popiołu w mieszankach odnotowano dla wariantu PW30+RDF70 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , który wyniósł 20,1%. Dla wariantu PW50+RDF50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  zawartość popiołu w wyniku biologicznego suszenia wzrosła o 43,0%.



Rysunek 25. Wzrost zawartości popiołu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne



Analiza wariancji nie wykazała istotnych statystycznie różnic pomiędzy zastosowanymi natężeniami przepływu powietrza a zawartością popiołu w mieszankach z RDF.

#### 5.4.4. Straty prażenia

Średnie straty prażenia w mieszankach wejściowych do procesu biologicznego suszenia mieściły się w zakresie od 45,7% s.m. do 63,1% s.m. dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową. W wyniku procesu biologicznego suszenia straty prażenia we wszystkich analizowanych wariantach zmniejszyły się (tab. 15).

Najniższą stratą prażenia w mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową po procesie biologicznego suszenia charakteryzował się wariant PW30+UFMSW70 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (34,3% s.m.). Najwyższą stratą prażenia równą 56,7% s.m. odnotowano dla wariantu WO30+UFMSW70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

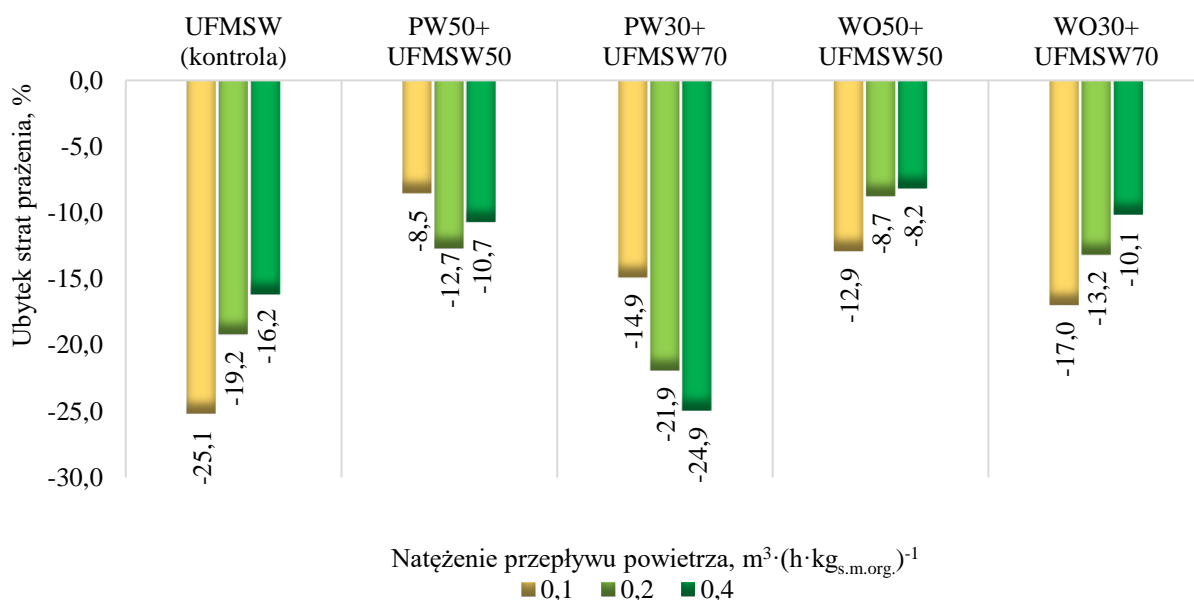
Tabela 15

Straty prażenia w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
UFMSW (kontrola)	0,1		46,8 ± 2,8	37,5 ± 2,6
	0,2	50,1 ± 2,8	47,4 ± 1,8	40,5 ± 1,6
	0,4		47,6 ± 1,6	42,0 ± 2,7
PW50+UFMSW50	0,1		52,7 ± 2,8	46,2 ± 2,6
	0,2	50,5 ± 2,8	45,2 ± 1,8	44,1 ± 1,6
	0,4		46,1 ± 1,6	45,1 ± 2,7
PW30+UFMSW70	0,1		42,4 ± 1,8	38,9 ± 1,2
	0,2	45,7 ± 2,2	37,9 ± 0,9	35,7 ± 1,1
	0,4		36,6 ± 2,0	34,3 ± 0,9
WO50+UFMSW50	0,1		47,7 ± 0,9	45,9 ± 1,1
	0,2	52,7 ± 1,2	49,7 ± 0,2	48,1 ± 0,8
	0,4		51,3 ± 0,5	48,4 ± 1,1
WO30+UFMSW70	0,1		59,6 ± 1,3	52,4 ± 1,4
	0,2	63,1 ± 3,5	60,7 ± 1,6	54,8 ± 1,0
	0,4		60,1 ± 2,5	56,7 ± 1,8

*Źródło: Opracowanie własne*

Ubytek strat prażenia uzyskany dla wariantu kontrolnego frakcji podsitowej wynosił średnio od 16,2% do 25,7% i był przeważnie większy od ubytków uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową (rys. 26).



Rysunek 26. Ubytek strat prażenia w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową  
Źródło: Opracowanie własne

Najmniejszy ubytek strat prażenia w mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową odnotowano dla wariantu WO50+UFMSW50 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 26). Największym ubytkiem strat prażenia równym 24,9% charakteryzował się wariant PW30+UFMSW70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Jednoczynnikowa analiza wariancji wykazała istotne różnice w ubytku strat prażenia po procesie biologicznego suszenia dla wariantów PW30+UFMSW70 oraz WO30+UFMSW70. Dla wariantu PW30+UFMSW70 ubytek strat prażenia otrzymany przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  jest istotnie wyższy niż ubytek otrzymany przy  $Q = 0,2$  oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla wariantu WO30+UFMSW70 istotne różnice zaobserwowano między natężeniem przepływu powietrza 0,1 a  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Średnie straty prażenia w mieszankach wejściowych odpadów z PRS z paliwem alternatywnym zawierały się w zakresie od 85,1% s.m. do 89,7% s.m. W wyniku procesu biologicznego suszenia straty prażenia we wszystkich analizowanych wariantach zmniejszyły się (tab. 16) podobnie jak w przypadku mieszanek z frakcją podsitową. Po procesie biologicznego suszenia mieszanek odpadów z PRS z RDF najmniejszą stratą prażenia równą 81,2% s.m. charakteryzował się wariant PW30+RDF70 przy natężeniu przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , natomiast najwyższą wynoszącą 86,7% s.m. wariant WO50+RDF50 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 16).

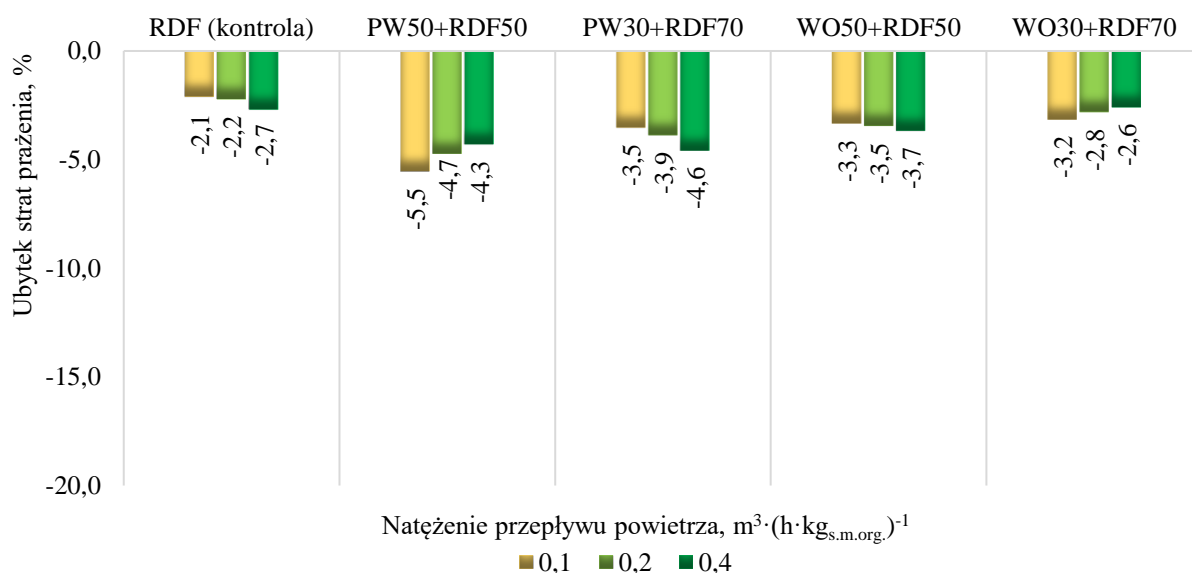
Tabela 16

Straty prażenia w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
RDF (kontrola)	0,1		83,6 ± 1,6	83,1 ± 1,3
	0,2	84,9 ± 1,1	83,3 ± 1,1	83,0 ± 2,0
	0,4		82,6 ± 1,3	82,6 ± 1,8
PW50+RDF50	0,1		87,2 ± 0,6	83,7 ± 1,3
	0,2	88,6 ± 1,0	86,1 ± 1,3	84,4 ± 1,7
	0,4		86,7 ± 2,0	84,8 ± 0,8
PW30+RDF70	0,1		83,8 ± 0,4	82,1 ± 0,7
	0,2	85,1 ± 0,6	84,8 ± 0,6	81,8 ± 0,9
	0,4		84,5 ± 1,0	81,2 ± 0,9
WO50+RDF50	0,1		88,2 ± 0,7	86,7 ± 0,8
	0,2	89,7 ± 0,7	87,7 ± 1,2	86,6 ± 0,9
	0,4		88,1 ± 0,9	86,4 ± 0,7
WO30+RDF70	0,1		87,5 ± 0,7	85,8 ± 1,0
	0,2	88,6 ± 1,5	87,1 ± 1,5	86,1 ± 0,8
	0,4		87,8 ± 1,3	86,3 ± 1,2

Źródło: Opracowanie własne

Ubytek strat prażenia uzyskany dla wariantu kontrolnego RDF wyniósł średnio od 2,1% do 2,7% i był on niższy od ubytków uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym (rys. 27).



Rysunek 27. Ubytek strat prażenia w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne

Najmniejszy ubytek strat prażenia równy 2,6% w mieszankach odpadów z PRS z RDF odnotowano dla wariantu WO30+RDF70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 27). Największym ubytkiem strat prażenia równym 5,5% charakteryzował się wariant PW50+RDF50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Analiza wariancji nie wykazała istotnych statystycznie różnic pomiędzy zastosowanymi natężeniami przepływu powietrza a stratą prażenia w mieszankach odpadów z paliwem alternatywnym.

#### 5.4.5. Zawartość węgla

Średnia zawartość węgla w mieszankach do procesu biologicznego suszenia zawierała się w zakresie od 36,6% s.m. do 42,0% s.m. dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową (tab. 17). W wyniku procesu biologicznego ususzenia i aktywności mikrobiologicznej drobnoustrojów zawartość węgla zmniejszyła się we wszystkich analizowanych wariantach.

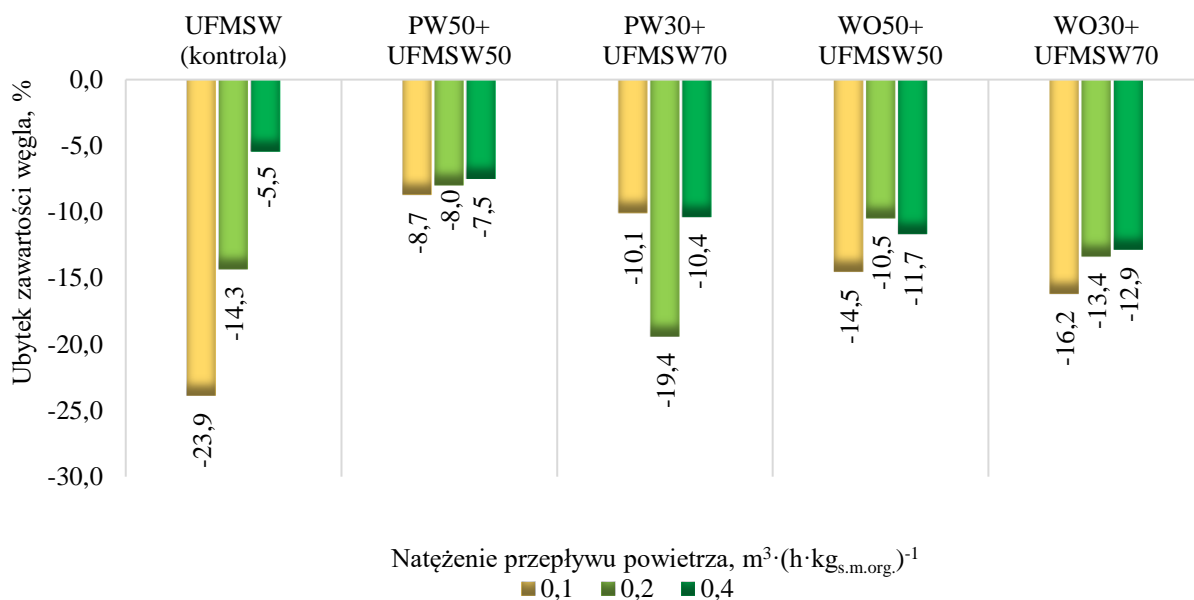
Po procesie biologicznego suszenia mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową, najniższą zawartością węgla, równą 27,5% s.m., charakteryzował się wariant PW30+UFMSW70 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Najwyższą zawartość węgla po procesie, wynoszącą 38,2% s.m., zanotowano dla wariantu PW5+UFMSW5 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 17).

Tabela 17  
Zawartość węgla w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
UFMSW (kontrola)	0,1		27,4 ± 2,0	22,3 ± 1,2
	0,2	29,3 ± 1,2	29,2 ± 1,8	25,1 ± 1,0
	0,4		30,6 ± 1,7	27,7 ± 1,2
PW50+UFMSW50	0,1		41,5 ± 1,7	37,7 ± 1,2
	0,2	41,3 ± 2,8	40,2 ± 1,8	38,0 ± 1,7
	0,4		39,8 ± 2,3	38,2 ± 2,4
PW30+UFMSW70	0,1		33,2 ± 1,4	32,9 ± 1,7
	0,2	36,6 ± 1,5	34,9 ± 2,3	29,5 ± 1,4
	0,4		34,7 ± 1,6	32,8 ± 1,7
WO50+UFMSW50	0,1		38,8 ± 1,3	35,9 ± 0,9
	0,2	42,0 ± 1,0	40,6 ± 1,3	37,6 ± 1,0
	0,4		40,3 ± 0,5	37,1 ± 1,0
WO30+UFMSW70	0,1		36,3 ± 1,4	32,6 ± 1,7
	0,2	38,9 ± 1,8	34,2 ± 1,1	33,7 ± 1,1
	0,4		37,1 ± 1,4	33,9 ± 1,7

*Źródło: Opracowanie własne*

Ubytki zawartości węgla uzyskane dla wariantu kontrolnego UFMSW wyniosły od 5,5% do 23,9%. Wartości te były przeważnie wyższe w porównaniu do wartości uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową (rys. 28).



Rysunek 28. Ubytek zawartości węgla w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Największy ubytek zawartości węgla (19,4%) odnotowano dla wariantu PW30+UFMSW70 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Najmniejszym ubytkiem zawartości węgla równym 7,5% charakteryzował się wariant PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Analiza wariancji wykazała istotne różnice w zawartości węgla w mieszankach końcowych jedynie dla wariantu PW30+UFMSW70. Istotnie wyższe zawartości węgla odnotowano przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  w porównaniu do natężenia przepływu powietrza  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Średnia zawartość węgla w mieszankach początkowych odpadów z PRS z RDF zawierała się w zakresie od 49,7% s.m. do 51,2% s.m. (tab. 18). W wyniku procesu biologicznego, podobnie jak w przypadku mieszanek odpadów z frakcją podsitową, zawartość węgla zmniejszyła się we wszystkich analizowanych wariantach. Średnia zawartość węgla w mieszankach z paliwem alternatywnym po procesie biosuszenia zawierała się w zakresie od 40,9% s.m. dla wariantu PW30+RDF70 przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 49,1% s.m. dla wariantu WO30+RDF70 przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 18).

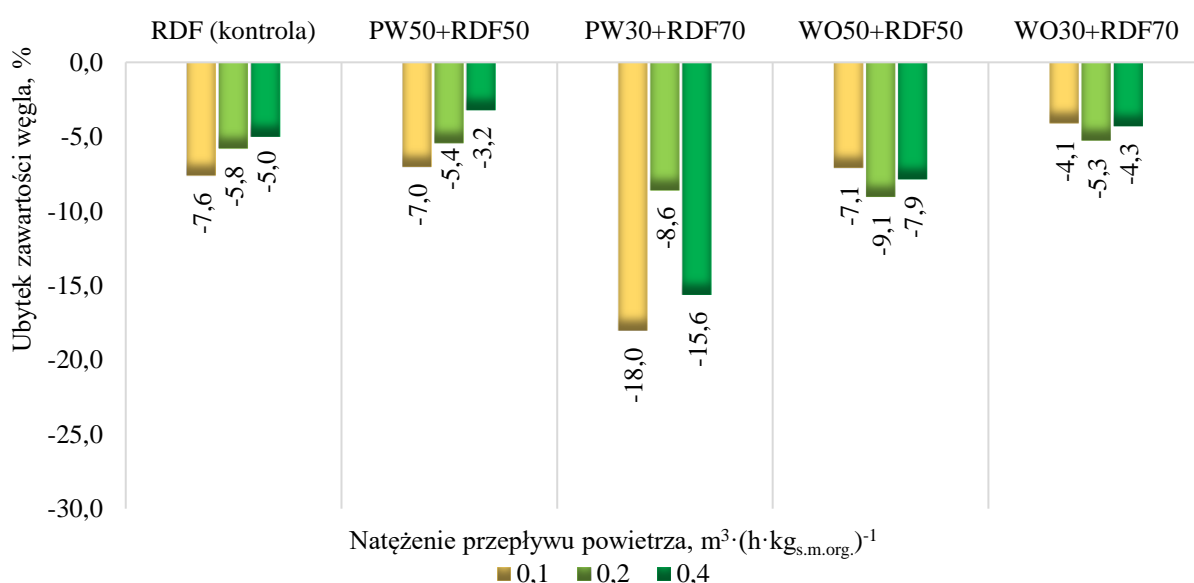
Tabela 18

Zawartość węgla w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
RDF (kontrola)	0,1		48,8 ± 1,4	46,1 ± 1,5
	0,2	49,9 ± 1,2	47,2 ± 1,0	47,0 ± 1,3
	0,4		47,3 ± 1,2	47,4 ± 2,0
PW50+RDF50	0,1		47,1 ± 2,0	46,2 ± 2,3
	0,2	49,7 ± 3,1	49,1 ± 1,6	47,0 ± 1,1
	0,4		48,2 ± 2,4	48,1 ± 2,0
PW30+RDF70	0,1		44,5 ± 1,0	40,9 ± 1,7
	0,2	49,9 ± 0,9	47,5 ± 1,6	45,6 ± 1,9
	0,4		46,6 ± 1,1	42,1 ± 1,8
WO50+RDF50	0,1		50,1 ± 1,1	47,2 ± 1,9
	0,2	50,8 ± 1,3	49,7 ± 1,9	46,2 ± 1,0
	0,4		48,9 ± 1,0	46,8 ± 1,9
WO30+RDF70	0,1		50,2 ± 1,0	49,1 ± 1,9
	0,2	51,2 ± 1,1	48,8 ± 1,1	48,5 ± 1,6
	0,4		49,3 ± 0,8	49,0 ± 1,9

Źródło: Opracowanie własne

Ubytki zawartości węgla odnotowane dla wariantu kontrolnego RDF wyniosły od 5,5% do 23,9%. Wartości te były zbliżone do ubytków uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym, za wyjątkiem wariantu PW30+RDF70, dla którego uzyskany ubytek zawartości węgla dla  $Q = 0,1$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  był ponad dwukrotnie wyższy w porównaniu do kontroli (rys. 29).



Rysunek 29. Ubytek zawartości węgla w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne

Najmniejszy ubytek węgla po procesie biosuszenia równy 3,2% zanotowano dla wariantu PW50+RDF50 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , natomiast największy ubytek miał miejsce dla wariantu PW30+RDF70 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i wyniósł 18,0% (rys. 29).

Dla mieszanki PW50+RDF50 statystycznie istotna różnica w zawartości węgla po procesie biologicznego suszenia wystąpiła pomiędzy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  a  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p < 0,05$ ). Natomiast w wariacie PW30+RDF70 istotne różnice w zawartości węgla zaobserwowano pomiędzy wszystkimi natężeniami przepływu powietrza.

#### 5.4.6. Zawartość azotu

Średnia zawartość azotu w mieszankach do procesu biologicznego suszenia zawierała się w zakresie od 1,44% s.m. do 1,54% s.m. dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową oraz od 1,23% s.m. do 1,41% s.m. dla mieszanek z paliwem alternatywnym.

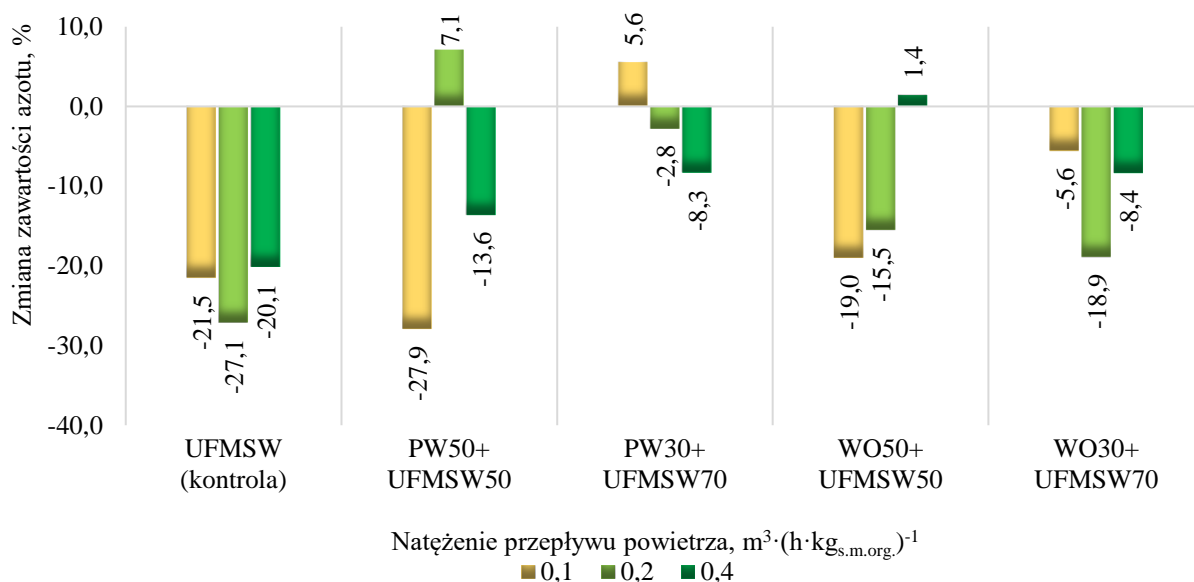
W trakcie procesu biologicznego suszenia zawartość azotu w mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową nie wykazywała żadnej tendencji. Zawartość azotu po procesie wyniosła od 1,01% s.m. dla wariantu PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 1,65% s.m. dla wariantu PW30+UFMSW70 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 19).

Tabela 19  
Zawartość azotu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
UFMSW (kontrola)	0,1		1,18 ± 0,11	1,13 ± 0,16
	0,2	1,44 ± 0,12	1,12 ± 0,10	1,05 ± 0,13
	0,4		1,10 ± 0,15	1,15 ± 0,20
PW50+UFMSW50	0,1		1,21 ± 0,20	1,01 ± 0,10
	0,2	1,54 ± 0,18	1,75 ± 0,21	1,65 ± 0,10
	0,4		1,32 ± 0,18	1,33 ± 0,15
PW30+UFMSW70	0,1		1,72 ± 0,12	1,52 ± 0,10
	0,2	1,44 ± 0,15	1,54 ± 0,08	1,40 ± 0,18
	0,4		1,52 ± 0,05	1,32 ± 0,18
WO50+UFMSW50	0,1		1,30 ± 0,16	1,15 ± 0,17
	0,2	1,42 ± 0,15	1,40 ± 0,13	1,20 ± 0,10
	0,4		1,51 ± 0,16	1,44 ± 0,11
WO30+UFMSW70	0,1		1,55 ± 0,10	1,35 ± 0,08
	0,2	1,43 ± 0,20	1,29 ± 0,36	1,16 ± 0,23
	0,4		1,51 ± 0,12	1,31 ± 0,09

Źródło: Opracowanie własne

Zmiany w zawartości azotu po procesie biologicznego suszenia uzyskane dla wariantu kontrolnego UFMSW to zmniejszenie się jego zawartości od 20,7% do 27,1%. Wartości te były przeważnie wyższe w porównaniu do wartości uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową (rys. 30).



Rysunek 30. Zmiana zawartości azotu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Dla wariantów PW50+UFMSW50 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , PW30+UFMSW70 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz WO50+UFMSW50 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , zawartość azotu po procesie biologicznego suszenia wzrosła kolejno o 7,1%, 5,6% i 1,4%. W pozostałych wariantach zawartość azotu zmniejszyła się a jej największy ubytek (27,9%) zaobserwowano dla wariantu PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 30).

Przeprowadzona analiza wariancji wykazała istotne statystycznie różnice w zawartości azotu w mieszankach po procesie biologicznego suszenia. Dla wariantu PW50+UFMSW50 statystycznie istotne różnice zawartości azotu odnotowano pomiędzy wszystkimi natężeniami przepływu powietrza, natomiast dla mieszanki WO30+UFMSW70 istotna różnica wystąpiła pomiędzy natężeniem przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  a  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Najniższą zawartość azotu dla mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym po procesie biosuszenia odnotowano dla wariantu WO30+RDF70 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , która wyniosła 1,03% s.m. Najwyższą zawartość azotu (1,82% s.m.) uzyskano dla wariantu WO50+RDF50 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 20).



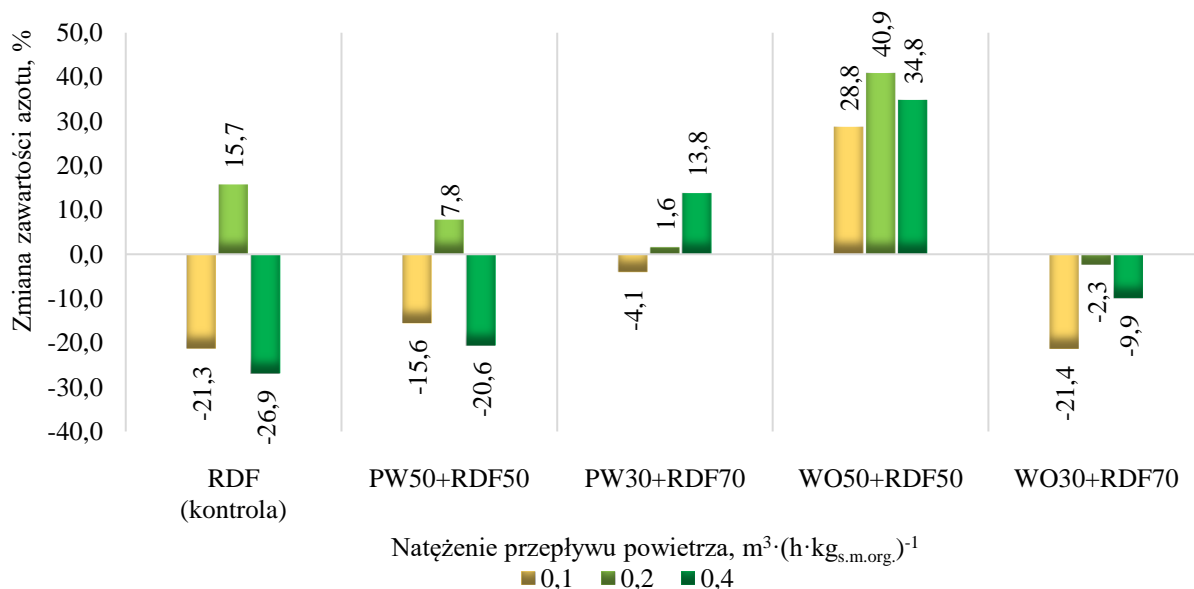
Tabela 20

Zawartość azotu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
RDF (kontrola)	0,1		0,99 ± 0,18	0,85 ± 0,12
	0,2	1,08 ± 0,08	1,19 ± 0,14	1,25 ± 0,16
	0,4		1,04 ± 0,10	0,79 ± 0,13
PW50+RDF50	0,1		1,28 ± 0,13	1,19 ± 0,10
	0,2	1,41 ± 0,12	1,55 ± 0,15	1,52 ± 0,20
	0,4		1,28 ± 0,13	1,12 ± 0,13
PW30+RDF50	0,1		1,33 ± 0,15	1,18 ± 0,12
	0,2	1,23 ± 0,14	1,16 ± 0,11	1,25 ± 0,13
	0,4		1,33 ± 0,15	1,40 ± 0,20
WO50+RDF50	0,1		1,52 ± 0,13	1,70 ± 0,21
	0,2	1,32 ± 0,13	1,76 ± 0,17	1,86 ± 0,11
	0,4		1,72 ± 0,11	1,78 ± 0,13
WO30+RDF70	0,1		1,08 ± 0,18	1,03 ± 0,11
	0,2	1,31 ± 0,16	1,08 ± 0,20	1,28 ± 0,15
	0,4		1,03 ± 0,13	1,18 ± 0,23

Źródło: Opracowanie własne

Zawartość azotu po procesie biologicznego suszenia dla wariantu kontrolnego RDF dla  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  spadła, natomiast dla  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  zawartość azotu wzrosła (rys. 31).



Rysunek 31. Zmiana zawartości azotu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne

Dla połowy przeprowadzonych wariantów zawartość azotu w wyniku procesu biologicznego suszenia wzrosła. Dla wariantu WO50+RDF50 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  zawartość azotu wzrosła aż o 40,9%. Największy ubytek zawartości azotu wyniósł 20,6% dla wariantu PW50+RDF50 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 31).

Przeprowadzona analiza wariancji wykazała istotne statystycznie różnice w zawartości azotu po procesie biosuszenia ( $p < 0,05$ ). Dla wariantów PW50+RDF50 oraz WO30+RDF70 istotne różnice w zawartości azotu odnotowano pomiędzy natężeniem przepływu powietrza  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  a  $0,1$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla mieszanki PW30+RDF70 statystycznie istotna różnica wystąpiła pomiędzy natężeniem przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

#### 5.4.7. Zawartość wodoru

W mieszankach początkowych opadów z PRS z frakcją podsitową zawartość wodoru zawierała się w przedziale od 4,20% s.m. do 4,77% s.m. Po procesie biologicznego suszenia zawartość wodoru w większości wariantów zmniejszyła się. Najniższą zawartością wodoru po biologicznym suszeniu równą 3,25% s.m. charakteryzował się wariant PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , natomiast najwyższą zawartość wodoru wynoszącą 4,73% s.m. odnotowano dla wariantu WO50+UFMSW50 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 21).

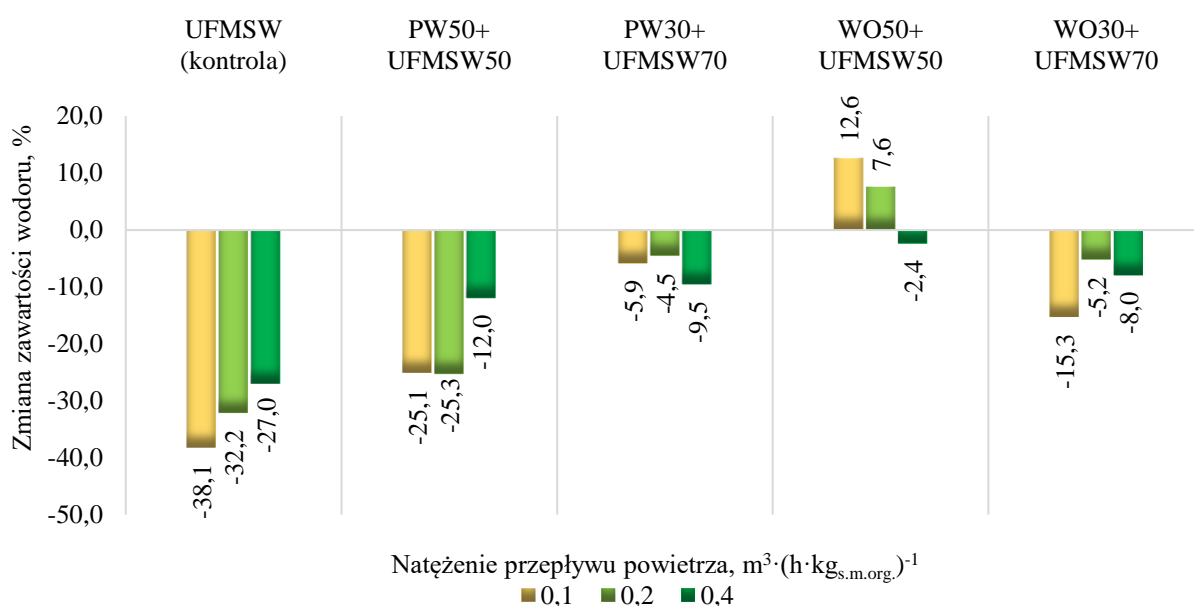
Tabela 21

Zawartość wodoru w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
UFMSW (kontrola)	0,1		3,00 ± 0,23	2,27 ± 0,35
	0,2	3,67 ± 0,24	3,12 ± 0,12	2,49 ± 0,18
	0,4		3,32 ± 0,21	2,68 ± 0,49
PW50+UFMSW50	0,1		3,98 ± 0,13	3,26 ± 0,22
	0,2	4,35 ± 0,36	3,52 ± 0,17	3,25 ± 0,21
	0,4		3,89 ± 0,52	3,83 ± 0,42
PW30+UFMSW70	0,1		4,23 ± 0,13	4,15 ± 0,18
	0,2	4,41 ± 0,24	4,33 ± 0,18	4,21 ± 0,10
	0,4		4,19 ± 0,11	3,99 ± 0,15
WO50+UFMSW50	0,1		4,12 ± 0,21	4,73 ± 0,64
	0,2	4,20 ± 0,11	4,31 ± 0,18	4,52 ± 0,26
	0,4		4,16 ± 0,15	4,10 ± 0,15
WO30+UFMSW70	0,1		4,82 ± 0,12	4,04 ± 0,23
	0,2	4,77 ± 0,20	4,48 ± 0,27	4,52 ± 0,18
	0,4		4,26 ± 0,18	4,39 ± 0,20

Źródło: Opracowanie własne

Zmiany w zawartości wodoru po procesie biologicznego suszenia odnotowane dla wariantu kontrolnego to spadek jego zawartości (rys. 32). Wartości te były przeważnie wyższe w porównaniu do wartości uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową.



Rysunek 32. Zmiana zawartości wodoru w analizowanych mieszanekach odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Największą zmianą w zawartości wodoru był jego spadek, który wyniósł 25,3% dla wariantu PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Wzrost zawartości wodoru odnotowano dla wariantu WO50+UFMSW50 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  kolejno o 12,6% i 7,6% (rys. 32).

Istotnie statystycznie różnice w zawartości wodoru po procesie biologicznego suszenia odnotowano dla wariantu WO30+UFMSW07 pomiędzy natężeniem przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  a  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

W mieszanekach początkowych odpadów z PRS z RDF zawartość wodoru zawierała się w przedziale od 6,21% s.m. do 7,68% s.m. Po procesie biosuszenia zawartość wodoru w mieszanekach mieściła się w zakresie od 6,04% s.m. dla wariantów PW50+RDF50 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i do 7,96% s.m. dla wariantu WO50+RDF50 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 22).

Tabela 22

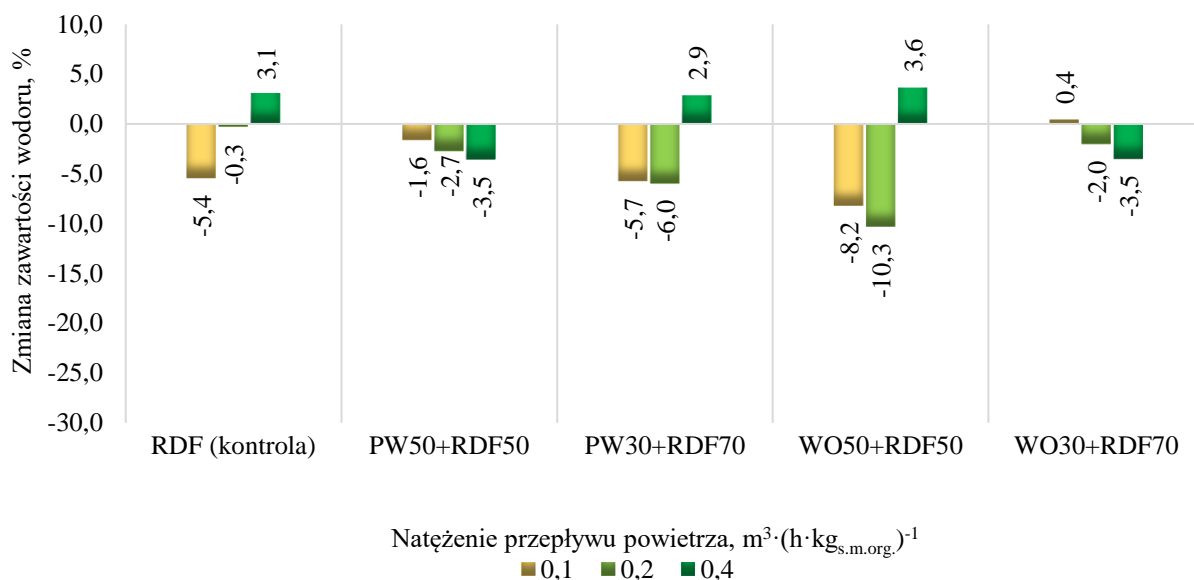
Zawartość wodoru w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
RDF (kontrola)	0,1		6,52 ± 0,19	6,43 ± 0,15
	0,2	6,80 ± 0,29	6,60 ± 0,36	6,78 ± 0,20
	0,4		6,72 ± 0,24	7,01 ± 0,31
PW50+RDF50	0,1		6,05 ± 0,31	6,11 ± 0,19
	0,2	6,21 ± 0,28	6,16 ± 0,19	6,04 ± 0,20
	0,4		6,01 ± 0,18	5,99 ± 0,15
PW30+RDF50	0,1		6,56 ± 0,12	7,23 ± 0,25
	0,2	7,67 ± 0,31	7,13 ± 0,19	7,21 ± 0,21
	0,4		7,65 ± 0,20	7,89 ± 0,12
WO50+RDF50	0,1		6,82 ± 0,50	7,05 ± 0,18
	0,2	7,68 ± 0,20	7,33 ± 0,21	6,89 ± 0,27
	0,4		6,81 ± 0,26	7,96 ± 0,63
WO30+RDF70	0,1		6,82 ± 0,26	6,91 ± 0,19
	0,2	6,88 ± 0,19	6,98 ± 0,20	6,74 ± 0,20
	0,4		6,73 ± 0,22	6,64 ± 0,21

*Źródło: Opracowanie własne*

Po procesie biologicznego suszenia zawartość wodoru w większości wariantów zmniejszyła się. Zawartość wodoru dla wariantu kontrolnego RDF dla  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  spadła, natomiast dla  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  wzrosła (rys. 33).

Największą zmianą w zawartości wodoru był jego spadek, który wyniósł 10,3% dla wariantu WO50+RDF50 przy natężeniu przepływu powietrza  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Wzrost zawartości wodoru odnotowano dla czterech wariantów, przy czym największy z nich wyniósł 3,6% dla wariantu WO50+RDF50 przy natężeniu przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 33).



Rysunek 33. Zmiana zawartości wodoru w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne

Statystycznie istotne różnice w zawartości wodoru w mieszankach z RDF zaobserwowano jedynie dla wariantu PW30+RDF70 pomiędzy natężeniem przepływu powietrza 0,4 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s.m.org.</sub>)<sup>-1</sup> a 0,1 i 0,2 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s.m.org.</sub>)<sup>-1</sup> ( $p < 0,05$ ).

#### 5.4.8. Zawartość siarki

Zawartość siarki w mieszankach początkowych odpadów z PRS z frakcją podsitową zawierała się w przedziale od 0,60% s.m. do 1,02% s.m. Po procesie biologicznego suszenia zawartość siarki w mieszankach zawierała się w zakresie od 0,60% s.m. dla wariantu PW50+UFMSW50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 1,20% s.m. dla wariantu PW50+UFMSW50 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 23).

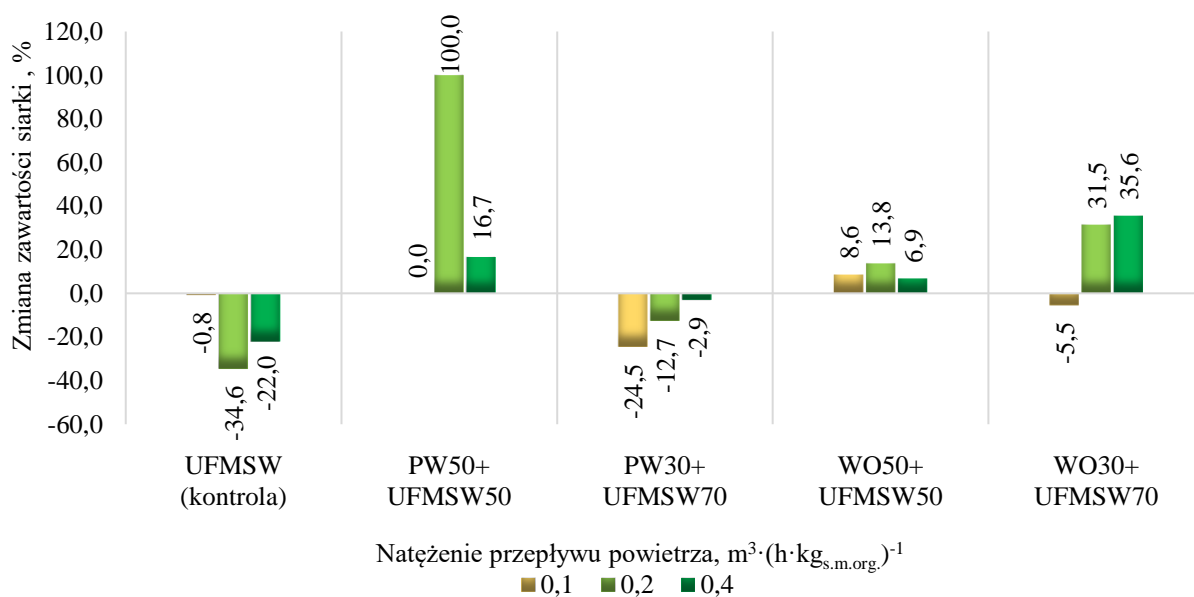
Tabela 23

Zawartość siarki w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
UFMSW (kontrola)	0,1		1,29 ± 0,08	1,26 ± 0,26
	0,2	1,27 ± 0,18	0,96 ± 0,08	0,83 ± 0,12
	0,4		1,51 ± 0,12	0,99 ± 0,11
PW50+UFMSW50	0,1		0,61 ± 0,04	0,60 ± 0,02
	0,2	0,60 ± 0,06	0,94 ± 0,20	1,20 ± 0,60
	0,4		0,85 ± 0,07	0,70 ± 0,09
PW30+UFMSW70	0,1		0,98 ± 0,05	0,77 ± 0,14
	0,2	1,02 ± 0,11	1,01 ± 0,10	0,89 ± 0,09
	0,4		0,93 ± 0,04	0,99 ± 0,01
WO50+UFMSW50	0,1		0,70 ± 0,10	0,63 ± 0,13
	0,2	0,58 ± 0,08	0,81 ± 0,07	0,66 ± 0,09
	0,4		0,82 ± 0,15	0,62 ± 0,08
WO30+UFMSW70	0,1		0,76 ± 0,04	0,69 ± 0,06
	0,2	0,73 ± 0,03	0,73 ± 0,05	0,96 ± 0,08
	0,4		1,10 ± 0,20	0,99 ± 0,19

Źródło: Opracowanie własne

Zawartość siarki po procesie biosuszenia dla wariantu kontrolnego UFMSW zmniejszyła się (rys. 34). Dla 7-u wariantów mieszanek otrzymano wzrost zawartości siarki po procesie biologicznego suszenia. Dla wariantu PW50+UFMSW50 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  zawartość siarki wzrosła o 100%. Największy spadek zawartości siarki równy 24,5% odnotowano dla wariantu PW30+UFMSW70 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 34).



Rysunek 34. Zmiana zawartości siarki w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Analiza wariancji nie wykazała istotnych statystycznie różnic pomiędzy zawartością siarki po procesie biosuszenia a natężeniami przepływu powietrza.

Zawartość siarki dla mieszanek odpadów z PRS z RDF przed procesem biologicznego suszenia zawierała się w przedziale od 0,52% s.m. do 0,77% s.m. Po procesie biosuszenia zawartość siarki w mieszankach zawierała się w zakresie od 0,51% s.m. dla wariantu WO50+RDF50 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 0,95% s.m. dla wariantu WO30+RDF70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 24).

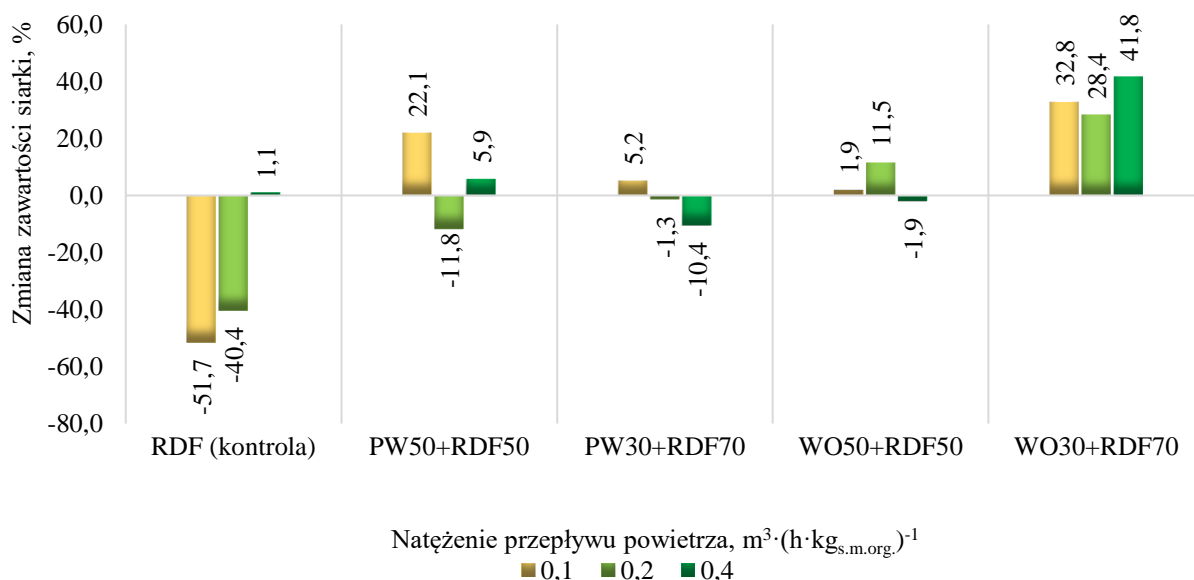
Tabela 24

Zawartość siarki w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [% s.m.]	7 [% s.m.]	14 [% s.m.]
RDF (kontrola)	0,1		0,49 ± 0,17	0,43 ± 0,18
	0,2	0,89 ± 0,22	1,02 ± 0,18	0,53 ± 0,20
	0,4		0,88 ± 0,10	0,90 ± 0,17
PW50+RDF50	0,1		0,77 ± 0,13	0,83 ± 0,10
	0,2	0,68 ± 0,12	0,71 ± 0,15	0,60 ± 0,09
	0,4		0,66 ± 0,13	0,72 ± 0,13
PW30+RDF50	0,1		0,77 ± 0,12	0,81 ± 0,12
	0,2	0,77 ± 0,14	0,59 ± 0,11	0,76 ± 0,13
	0,4		0,59 ± 0,15	0,69 ± 0,19
WO50+RDF50	0,1		0,44 ± 0,09	0,53 ± 0,09
	0,2	0,52 ± 0,13	0,62 ± 0,11	0,58 ± 0,07
	0,4		0,49 ± 0,01	0,51 ± 0,03
WO30+RDF70	0,1		0,57 ± 0,08	0,89 ± 0,11
	0,2	0,67 ± 0,11	0,77 ± 0,07	0,86 ± 0,15
	0,4		0,66 ± 0,06	0,95 ± 0,23

*Źródło: Opracowanie własne*

Zmiany zawartości siarki po procesie uzyskane dla wariantu kontrolnego to spadek jej zawartości o 52,7% i 40,4% oraz wzrost zawartości o 1,1% (rys. 35). Po procesie biologicznego suszenia w większości przypadków nastąpił wzrost zawartości siarki w mieszankach, przy czym największy wyniósł 41,8% i odnotowano go dla wariantu WO30+RDF70 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla wariantu PW50+RDF50 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  zawartość siarki zmalała o 11,8% (rys. 35).



Rysunek 35. Zmiana zawartości siarki w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym)

Źródło: Opracowanie własne

Podobnie jak w przypadku mieszanek z frakcją podsitową, analiza wariancji nie wykazała istotnych różnic pomiędzy zawartością siarki po procesie biosuszenia a natężeniem przepływu powietrza.

## 5.5. Właściwości energetyczne odpadów

W niniejszym podrozdziale opisano wyniki analizy wybranych właściwości energetycznych analizowanych mieszanek odpadów.

### 5.5.1. Ciepło spalania

Ciepło spalania mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed procesem biologicznego suszenia zawierało się w zakresie od  $13\,924\text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  do  $16\,874\text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Po procesie biologicznego suszenia ciepło spalania we wszystkich analizowanych wariantach zmniejszyło się (tab. 25). Najwyższą wartość ciepła spalania po biologicznym suszeniu odnotowano dla wariantu WO50+UFMSW50 i  $Q = 0,4\text{ m}^3\cdot(\text{h}\cdot\text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , które wyniosło  $14\,995\text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Najniższą wartość ciepła spalania po procesie biosuszenia równą  $12\,054\text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  zaobserwowano dla wariantu WO30+UFMSW70 i  $Q = 0,2\text{ m}^3\cdot(\text{h}\cdot\text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .



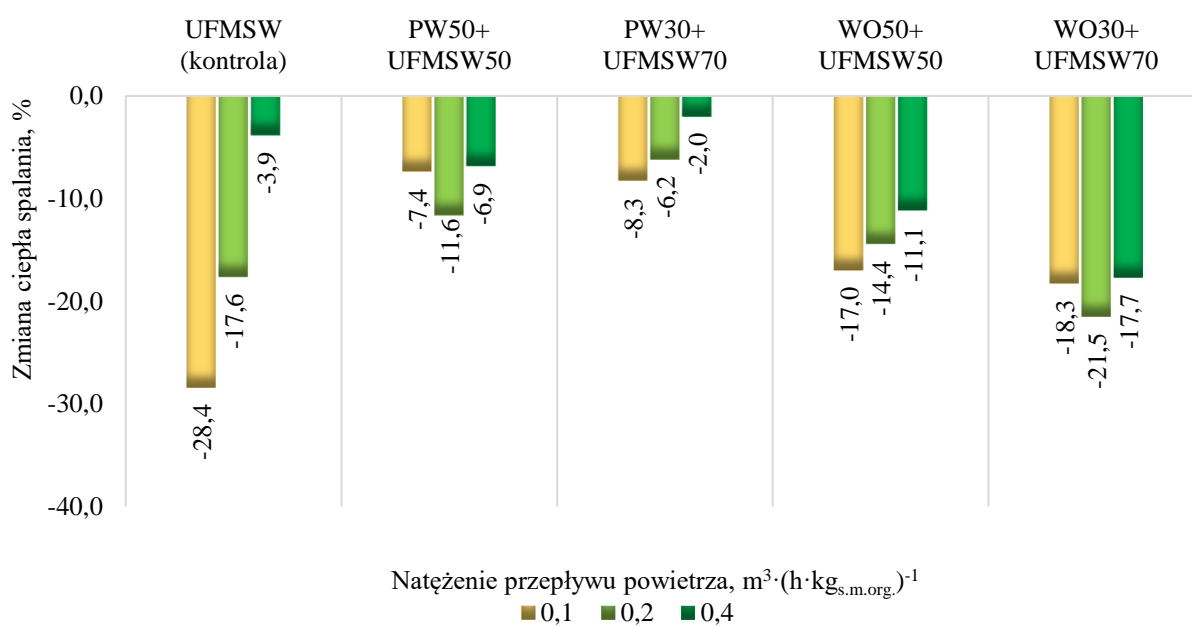
Tabela 25

Ciepło spalania analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3\cdot(\text{h}\cdot\text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	7 [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	14 [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]
UFMSW (kontrola)	0,1		10 536 ± 356	8 241 ± 465
	0,2	11 516 ± 450	10 970 ± 320	9 485 ± 420
	0,4		12 418 ± 298	11 071 ± 398
PW50+UFMSW50	0,1		13 096 ± 460	12 892 ± 455
	0,2	13 924 ± 693	12 838 ± 353	12 304 ± 242
	0,4		13 155 ± 343	12 970 ± 425
PW30+UFMSW70	0,1		13 059 ± 460	12 976 ± 341
	0,2	14 148 ± 529	13 761 ± 431	13 268 ± 220
	0,4		14 262 ± 220	13 859 ± 269
WO50+UFMSW50	0,1		15 686 ± 424	14 005 ± 389
	0,2	16 874 ± 386	15 781 ± 398	14 440 ± 223
	0,4		15 573 ± 560	14 995 ± 455
WO30+UFMSW70	0,1		13 866 ± 206	12 551 ± 506
	0,2	15 359 ± 374	14 058 ± 268	12 054 ± 447
	0,4		13 938 ± 215	12 642 ± 355

Źródło: Opracowanie własne

Zmniejszenie się wartości ciepła spalania dla wariantu kontrolnego frakcji podsitowej wyniosło od 3,9% do 28,4% (rys. 36). Wartości te były przeważnie wyższe w porównaniu do wartości uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową.



Rysunek 36. Zmiana ciepła spalania analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Ciepło spalania zmniejszyło się w największym stopniu dla wariantu WO30+UFMSW70 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (o 21,5%), natomiast w najmniejszym dla wariantu PW30+UFMSW70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 36).

Analiza wariancji wykazała istotne statystycznie różnice dla wariantu PW30+UFMSW70 oraz WO50+UFMSW50. W obu wariantach ciepło spalania przy natężeniu przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  było istotnie wyższe niż przy natężeniach 0,1 i 0,2  $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p < 0,05$ ).

Ciepło spalania mieszanek początkowych odpadów z PRS z RDF mieściło się w zakresie od 20 447  $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  do 22 736  $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Po procesie biologicznego suszenia ciepło spalania we wszystkich analizowanych wariantach zmniejszyło się i wyniosło od 19 979  $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  dla wariantu PW30+RDF70 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 21 865  $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  dla wariantu PW50+RDF50 i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 26).

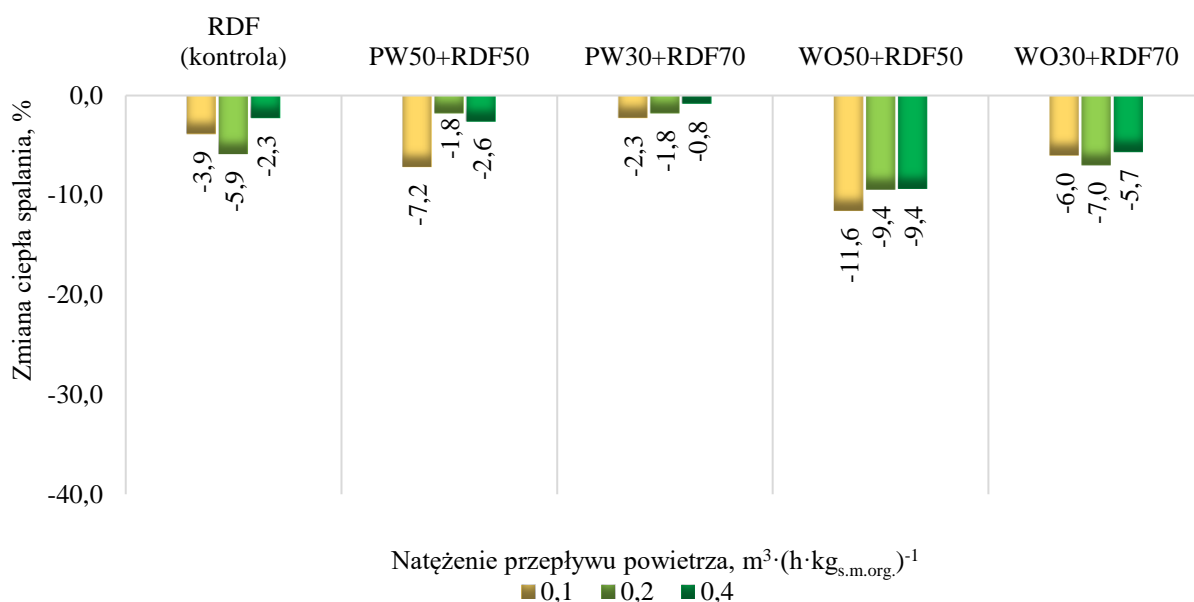
Tabela 26

Ciepło spalania analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [ $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]	7 [ $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]	14 [ $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]
RDF (kontrola)	0,1		21 411 ± 439	21 023 ± 395
	0,2	21 869 ± 521	20 852 ± 530	20 588 ± 489
	0,4		21 272 ± 495	21 368 ± 512
PW50+RDF50	0,1		20 965 ± 236	20 663 ± 313
	0,2	22 263 ± 295	22 358 ± 208	21 865 ± 231
	0,4		21 578 ± 240	21 679 ± 339
PW30+RDF70	0,1		20 175 ± 398	19 979 ± 560
	0,2	20 447 ± 216	20 804 ± 267	20 079 ± 245
	0,4		20 391 ± 252	20 277 ± 264
WO50+RDF50	0,1		21 122 ± 273	20 102 ± 277
	0,2	22 736 ± 316	20 893 ± 477	20 590 ± 358
	0,4		21 805 ± 204	20 605 ± 249
WO30+RDF70	0,1		20 987 ± 264	20 659 ± 289
	0,2	21 987 ± 455	20 868 ± 188	20 446 ± 230
	0,4		20 976 ± 289	20 738 ± 220

*Źródło: Opracowanie własne*

Zmniejszenie się wartości ciepła spalania dla wariantu kontrolnego RDF wyniosło od 2,3% do 5,9% (rys. 37). Wartości te były przeważnie niższe od wartości uzyskanych dla mieszanek odpadów z PRS z RDF. Największą zmianą w wyniku procesu biologicznego suszenia było obniżenie się ciepła spalania o 11,6% dla wariantu WO50+RDF50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla wariantu PW30+RDF70 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ciepło spalania zmniejszyło się jedynie o 0,8% (rys. 37).



Rysunek 37. Zmiana ciepła spalania analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne

Przeprowadzona analiza wariancji wykazała istotne różnice jedynie dla wariantu PW50+RDF50, dla którego ciepło spalania uzyskane po procesie biologicznego suszenia przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  było istotnie niższe niż dla  $Q = 0,2$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p < 0,05$ ).

### 5.5.2. Wartość opałowa

Wartość opałowa mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed procesem biosuszenia zawierała się w zakresie od  $5\,108 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  do  $6\,666 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ . W wyniku procesu biologicznego suszenia i redukcji wilgoci w mieszankach, wartość opałowa dla wszystkich analizowanych wariantów wzrosła. Najwyższą wartość opałową wynoszącą  $8\,868 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  uzyskano dla wariantu PW30+ UFMSW70 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , natomiast najniższą wartością opałową równą  $5\,158 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  charakteryzował się wariant PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 27).

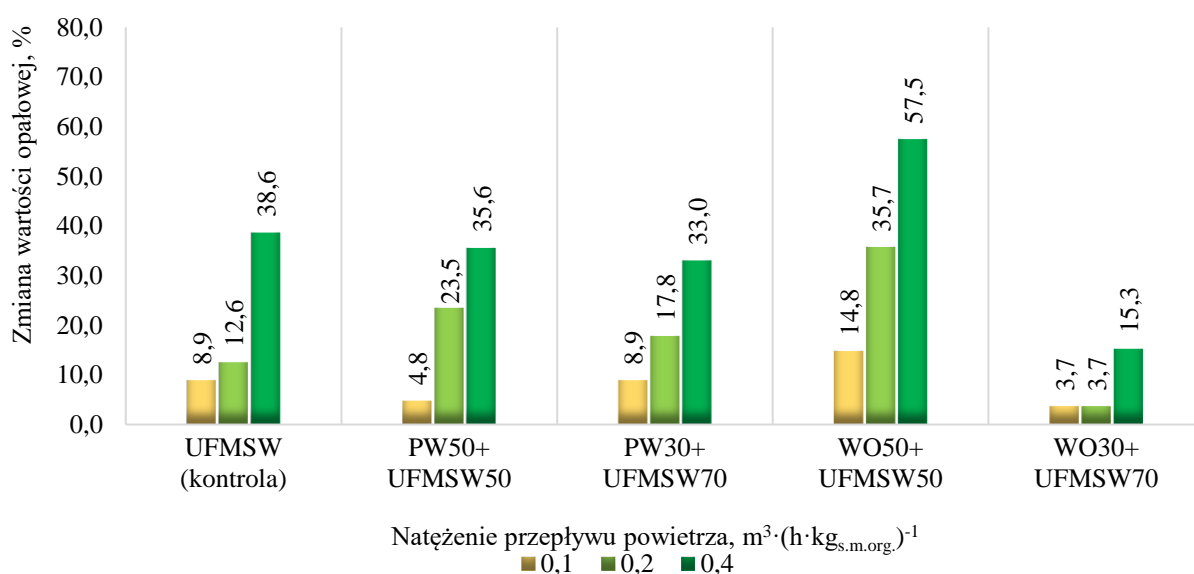
Tabela 27

Wartość opałowa analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3\cdot(\text{h}\cdot\text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	7 [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	14 [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]
UFMSW (kontrola)	0,1		5 532 ± 465	5 932 ± 523
	0,2	5 446 ± 352	6 358 ± 512	6 131 ± 345
	0,4		7 355 ± 347	7 550 ± 489
PW50+UFMSW50	0,1		4 682 ± 595	5 158 ± 425
	0,2	4 921 ± 444	5 983 ± 500	6 077 ± 355
	0,4		6 809 ± 324	6 672 ± 478
PW30+UFMSW70	0,1		6 509 ± 252	7 262 ± 570
	0,2	6 666 ± 472	6 851 ± 433	7 854 ± 446
	0,4		7 489 ± 251	8 868 ± 290
WO50+UFMSW50	0,1		5 778 ± 389	5 864 ± 378
	0,2	5 108 ± 372	5 787 ± 240	6 934 ± 566
	0,4		5 922 ± 382	8 044 ± 304
WO30+UFMSW70	0,1		5 683 ± 307	5 732 ± 382
	0,2	5 528 ± 230	5 960 ± 418	5 733 ± 472
	0,4		6 185 ± 204	6 372 ± 436

Źródło: Opracowanie własne

Wzrost wartości opałowej uzyskany dla wariantu kontrolnego frakcji podsitowej po procesie biologicznego suszenia wyniósł od 8,9% do 38,6% (rys. 38). Wartości te były podobne do wartości uzyskanych dla wariantów PW50+UFMSW50 oraz PW30+UFMSW70. Dla wariantu WO50+UFMSW50 uzyskany wzrost wartości opałowej był wyższy w porównaniu do wariantu kontrolnego, natomiast dla wariantu WO30+UFMSW70 był on niższy.



Rysunek 38. Zmiana wartości opałowej analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową

Źródło: Opracowanie własne

Największy wzrost wartości opałowej (57,5%) w wyniku procesu biosuszenia odnotowano dla wariantu WO50+UFMSW50 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla wariantów WO30+UFMSW70 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  wartość opałowia zwiększyła się zaledwie o 3,7% (rys. 38).

Analiza wariancji wykazała istotnie statystycznie różnice w wartości opałowej dla wszystkich analizowanych wariantu. Dla wariantów PW30+UFMSW70 i WO30+UFMSW70 istotnie wyższą wartość opałową po procesie biosuszenia uzyskano dla natężenia przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  w porównaniu do pozostałych natężeń przepływu powietrza. W wariacie PW50+UFMSW50 wartość opałowia uzyskana przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  jest istotnie niższa od wartości opałowich uzyskanych przy przepływie  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla mieszanki WO50+UFMSW50 istotne różnice w wartości opałowej odnotowano pomiędzy wszystkimi natężeniami przepływu powietrza ( $p < 0,05$ ).

Wartość opałowia mieszanek początkowych odpadów z RDF mieściła się w zakresie od  $8\,790 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  do  $10\,310 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Po procesie biologicznego suszenia wartość opałowia dla wszystkich analizowanych wariantów wzrosła i wynosiła od  $10\,155 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  dla wariantu WO50+RDF50 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do  $14\,746 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  dla wariantu PW50+RDF50 i  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (tab. 28).

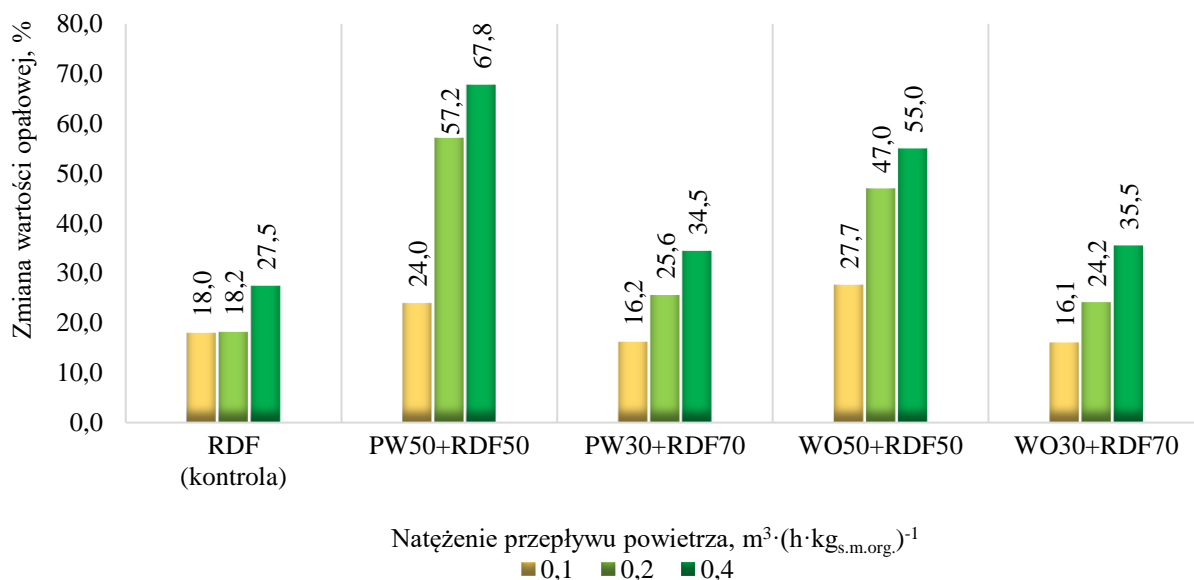
Tabela 28

Wartość opałowia analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]

Numer wariantu	Natężenie przepływu powietrza $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$	Dzień procesu biologicznego suszenia		
		0 [ $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]	7 [ $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]	14 [ $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]
RDF (kontrola)	0,1		15 446 ± 439	16 024 ± 387
	0,2	13 578 ± 521	15 557 ± 388	16 052 ± 345
	0,4		16 186 ± 422	17 308 ± 444
PW50+RDF50	0,1		9 904 ± 371	10 900 ± 353
	0,2	8 790 ± 252	11 713 ± 531	13 814 ± 648
	0,4		12 339 ± 431	14 746 ± 300
PW30+RDF70	0,1		10 687 ± 242	11 979 ± 450
	0,2	10 310 ± 225	12 100 ± 288	12 949 ± 285
	0,4		13 018 ± 311	13 862 ± 286
WO50+RDF50	0,1		8 480 ± 141	10 155 ± 219
	0,2	7 954 ± 359	9 243 ± 212	11 689 ± 261
	0,4		10 297 ± 236	12 328 ± 322
WO30+RDF70	0,1		10 559 ± 710	11 733 ± 469
	0,2	10 109 ± 147	11 265 ± 598	12 552 ± 235
	0,4		11 023 ± 303	13 700 ± 498

Źródło: Opracowanie własne

Wzrost wartości opałowej uzyskany dla wariantu kontrolnego RDF po procesie biologicznego suszenia wyniósł od 18,0% do 27,5% (rys. 39). Wartości te były przeważnie niższe w porównaniu do wartości odnotowanych dla mieszanek odpadów z PRS z RDF. Największy wzrost wartości opałowej, który wyniósł 67,8%, zaobserwowano dla wariantu PW50+RDF50 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla wariantu WO30+RDF70 i  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  wartość opałowa zwiększyła się o 16,1% (rys. 39).



Rysunek 39. Wzrost wartości opałowej analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym

Źródło: Opracowanie własne

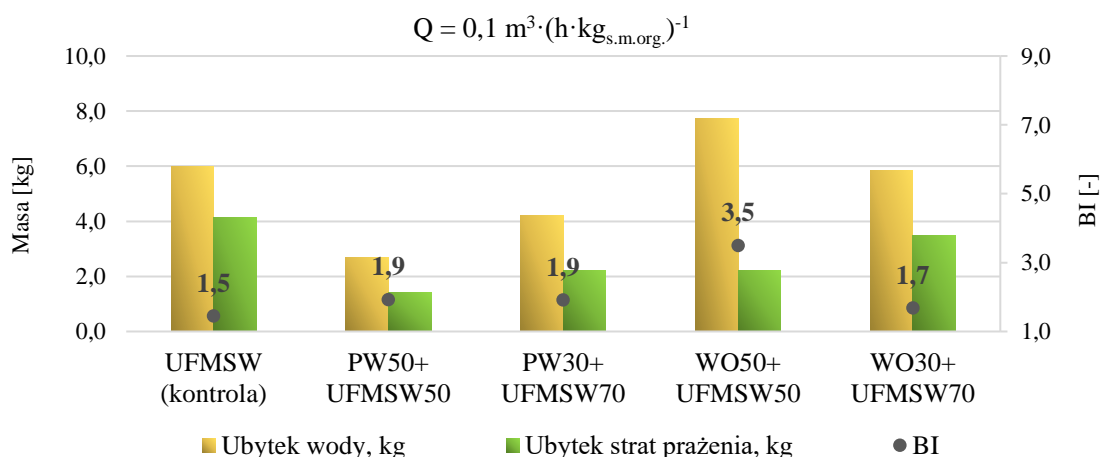
Przeprowadzona analiza wariancji wykazała istotne statystycznie różnice dla wszystkich wariantów. Dla wariantów PW30+RDF70 i WO50+RDF50 istotne różnice w wartości opałowej po procesie biosuszenia odnotowano pomiędzy wszystkimi natężeniami przepływu powietrza. W wariancie PW50+RDF50 wartość opałowa uzyskana przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  jest istotnie niższa od wartości opałowych uzyskanych przy przepływie  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Dla wariantu WO30+RDF70 istotnie wyższą wartość opałową zaobserwowano pomiędzy natężeniem przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  a pozostałymi przepływami.

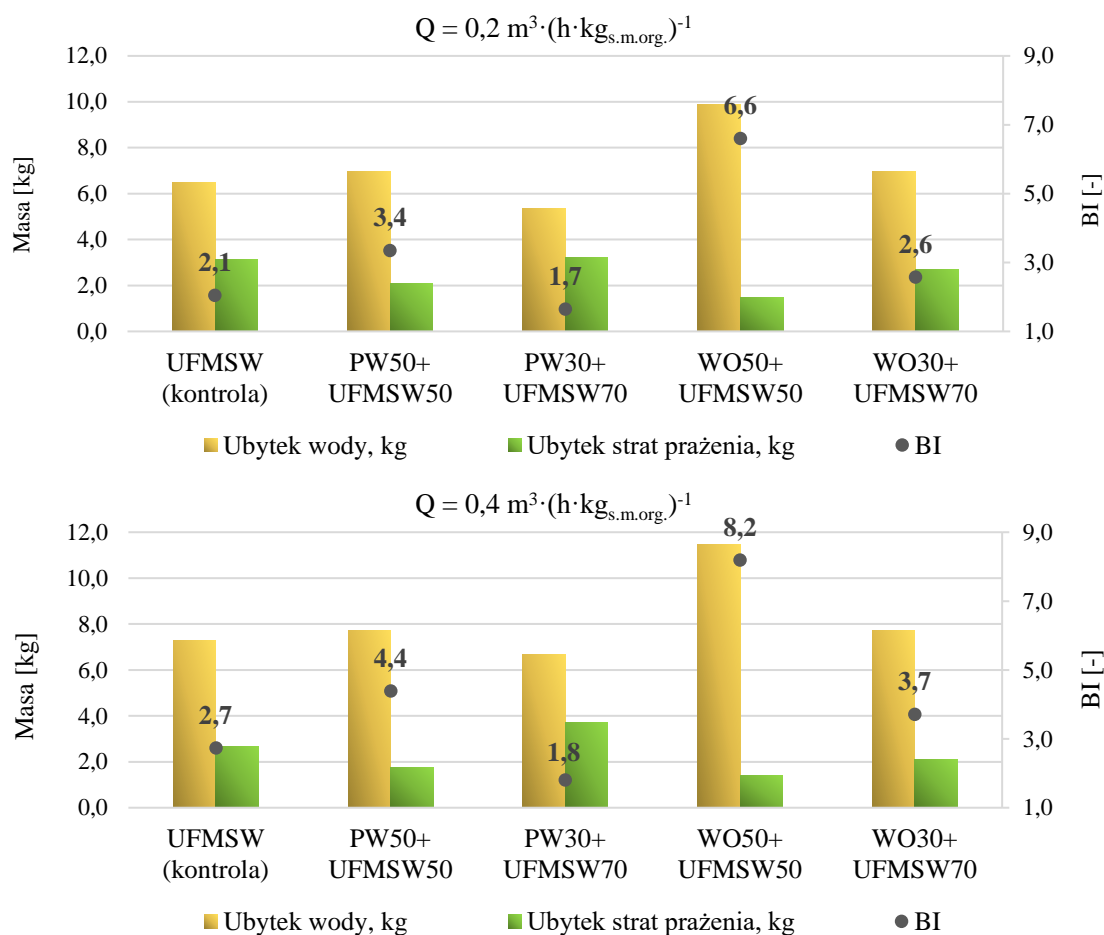
## 5.6. Ocena procesu biologicznego suszenia

Aby uzyskać wysoką wartość opałową produktu, w wyniku procesu biologicznego suszenia, należy usunąć dużą ilość wody przy jednoczesnym zachowaniu jak największej ilości materii organicznej i węgla. Stosunek tych parametrów określa się tzw. indeksem biologicznego suszenia (BI).

Wartości indeksu BI dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową zawierały się w zakresie od 1,9 dla wariantu PW50+UFMSW50 oraz PW30+UFMSW70 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 8,2 dla wariantu WO50+UFMSW50 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 40). Najmniejszy ubytek wody oraz ubytek strat prażenia wynosiły odpowiednio 2,7 kg i 1,4 kg dla wariantu PW50+UFMSW50 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Największy ubytek wody równy 11,4 kg odnotowano dla wariantu WO30+UFMSW70 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , natomiast największy ubytek strat prażenia wyniósł 3,7 kg dla wariantu PW30+UFMSW70 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Wartości indeksu BI uzyskane dla mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową dla większości wariantów były wyższe niż wartości uzyskane dla wariantu kontrolnego frakcji podsitowej. W mieszanekach odpadów z PRS z frakcją podsitową w porównaniu do kontroli zaobserwowano większy ubytek wody oraz mniejszy ubytek strat prażenia, co pozwoliło na otrzymanie wysokiego indeksu BI (rys. 40). W zdecydowanej większości wariantów, w których stosowano najwyższe natężenie przepływ powietrza, uzyskano wyższe wartości BI niż dla pozostałych przepływów powietrza.





Rysunek 40. Ubytek wody, ubytek strat prażenia oraz indeks BI w mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przy natężeniu przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ ,  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$

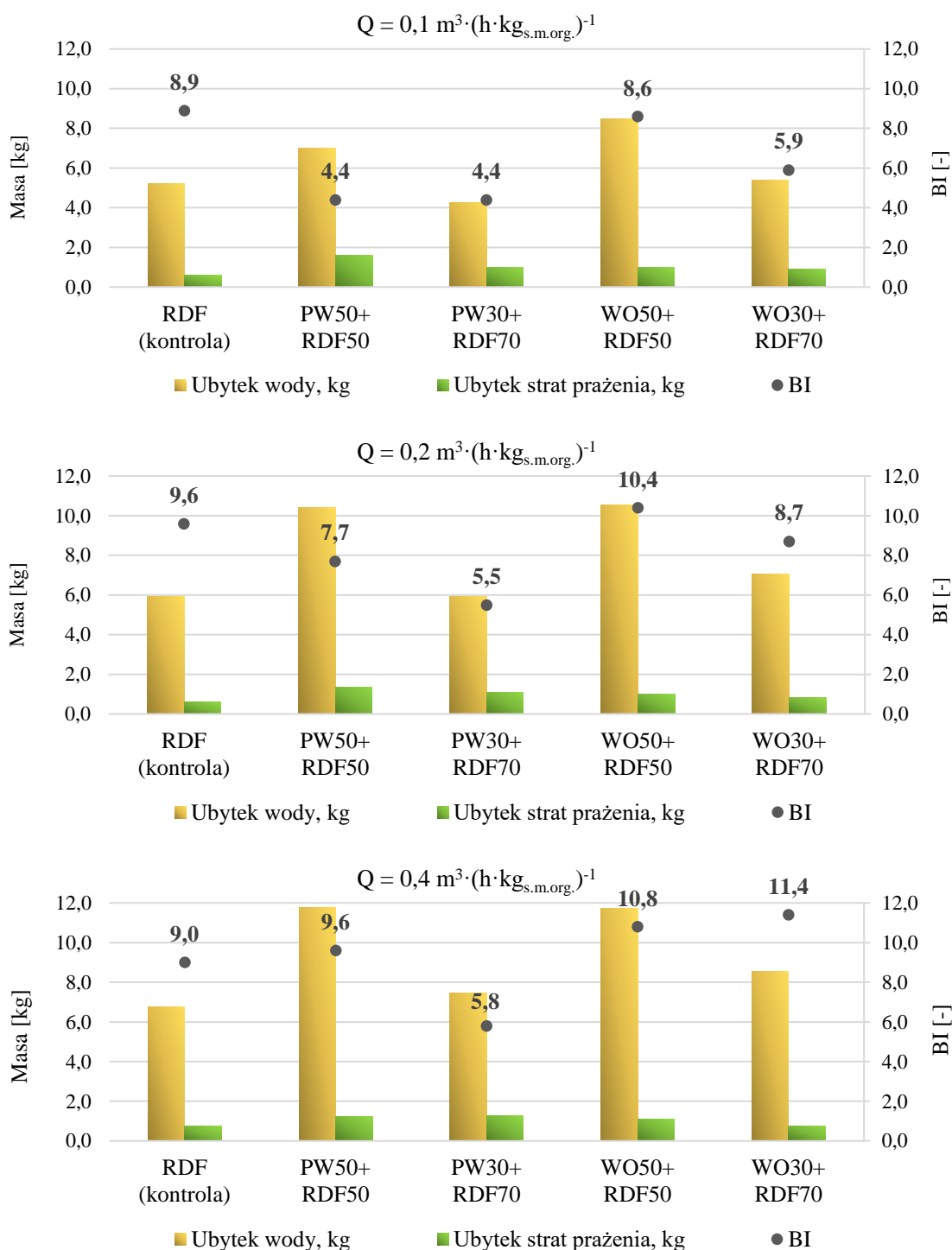
Źródło: Opracowanie własne

Wartości indeksu BI dla mieszanek odpadów z PRS z RDF wyniosły od 4,4 dla wariantu PW50+RDF50 i PW30+RDF70 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  do 11,4 dla wariantu WO30+RDF70 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  (rys. 41). Najmniejszy ubytek wody równy 4,2 kg odnotowano dla wariantu PW30+RDF70 przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , natomiast najmniejszy ubytek strat prażenia wyniósł 0,7 kg dla wariantu WO30+RDF70 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Największy ubytek wody równy 11,8 kg otrzymano dla wariantu PW50+RDF50 przy  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Również dla tego wariantu przy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  odnotowano największy ubytek strat prażenia równy 1,6 kg.

Wartości indeksu BI uzyskane dla mieszanek odpadów z PRS z RDF były dla ponad połowy wariantów niższe niż wartości uzyskane dla wariantu kontrolnego RDF, na co wpływ miał dodatek wilgotnych odpadów z PRS. W mieszankach odpadów z PRS z RDF uzyskiwano przeważnie większe ubytki wody niż w wariacie kontrolnym, jednak większe były również ubytki strat prażenia (rys. 41).



W przypadku mieszanek z RDF, we wszystkich przeprowadzonych wariantach, w których stosowano największe natężenie przepływu powietrza uzyskano wyższe wartości indeksu biosuszenia w porównaniu do pozostałych natężeń (rys. 41).



Rysunek 41. Ubytek wody, ubytek strat prażenia oraz indeks BI w mieszanekach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przy natężeniu przepływu powietrza 0,1 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s.m.org.</sub>)<sup>-1</sup>, 0,2 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s.m.org.</sub>)<sup>-1</sup> oraz 0,4 m<sup>3</sup>·(h·kg<sub>s.m.org.</sub>)<sup>-1</sup>

Źródło: Opracowanie własne

Wyższe wartości indeksu BI uzyskano dla wariantów, gdzie materiał wypełniający stanowiło paliwo alternatywne. Skuteczne usunięcie wody uzyskano przy mniejszych ubytkach strat prażenia. W przypadku użycia frakcji podsitowej jako materiału wypełniającego zaobserwowano niższe wartości BI oraz większe ubytki strat prażenia.

## 5.7. Analiza statystyczna

Wieloczynnikowa analiza wariancji (ANOVA) jest statystyczną metodą służącą do porównywania średnich wartości grup w zależności od kilku czynników jednocześnie. W przypadku ANOVA wieloczynnikowej analizuje się wpływ dwóch lub więcej zmiennych niezależnych na zmienną zależną.  $\bar{X}$  oznacza średnią wartość w danej grupie.

Wyniki analizy wariancji nie wykazują istotnych różnic w zmianie gęstości mieszanki po procesie biologicznego suszenia ze względu na rodzaj materiału wypełniającego, jego udział oraz natężenie przepływu (tab. 29).

Tabela 29

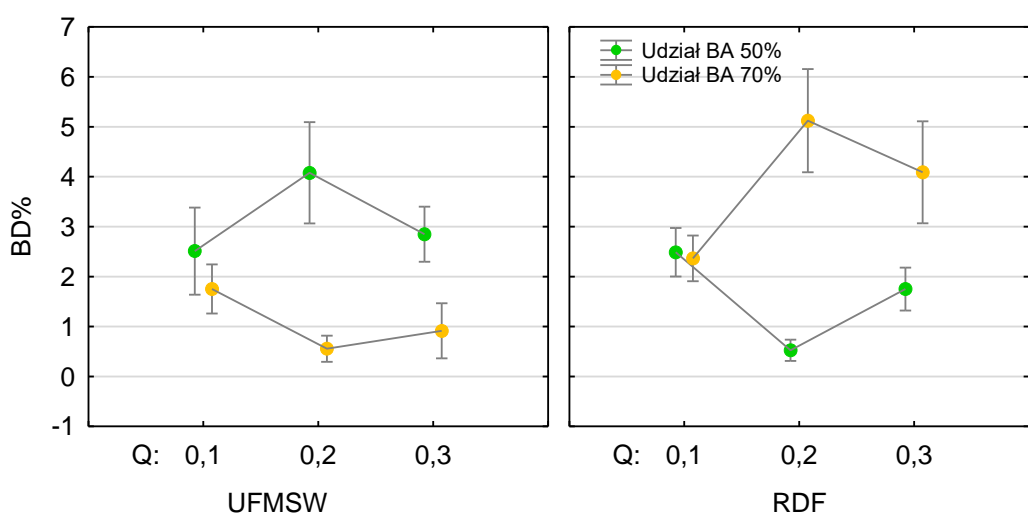
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmian gęstości odpadów BD%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	4,5178	2,4660	0,125	0,06
Q	2	0,3428	0,1871	0,830	0,01
BA%	1	0,1197	0,0653	0,799	<0,01
BA x Q	2	0,5860	0,3199	0,728	0,02
BA x BA%	1	56,6145	30,9023	< 0,001*	0,46
Q x BA%	2	0,9880	0,5393	0,588	0,03
BA x Q x BA%	2	14,0182	7,6517	0,002*	0,30
Błąd	36	1,8320	-	-	

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Analiza wykazała, że istnieją istotne interakcje pomiędzy rodzajem materiału wypełniającego a jego udziałem ( $p < 0,001$ ) oraz między wszystkimi trzema czynnikami ( $p = 0,002$ ) (tab. 29). W przypadku frakcji podsitowej UFMSW większą zmianę gęstości mieszanki obserwowano przy jej udziale 50% ( $x = 3,1\%$ ) niż przy 70% ( $x = 1,1\%$ ;  $p = 0,003$ ) (rys. 42). Z kolei użycie paliwa alternatywnego RDF jako materiału wypełniającego w ilości 70% ( $x = 3,9\%$ ) pozwoliło uzyskać większy wzrost gęstości mieszanki niż przy 50% ( $x = 1,6\%$ ;  $p = 0,001$ ).



Rysunek 42. Średnia zmiana gęstości mieszanek (BD%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie wyższą zmianę gęstości zaobserwowano dla UFMSW przy jego udziale 50% w porównaniu do RDF 50% ( $p = 0,04$ ) i odwrotnie w przypadku udziału 70% ( $p < 0,001$ ) (rys. 42). Większy wpływ na zmianę gęstości po procesie biologicznego suszenia miało współdziałanie rodzaju materiału wypełniającego i jego udziału ( $\eta^2 = 0,46$ ) w porównaniu do współdziałania tych dwóch czynników razem z natężeniem przepływu ( $\eta^2 = 0,30$ ).

Wyniki analizy wariancji wskazują na istotne statystycznie różnice dla redukcji wilgoci całkowitej ze względu na rodzaj materiału wypełniającego oraz natężenie przepływu powietrza w bioreaktorze (tab. 30). Na redukcję zawartości wilgoci nie miał statystycznie istotnego wpływu udział materiału wypełniającego oraz współwystępowanie pozostałych zmiennych.

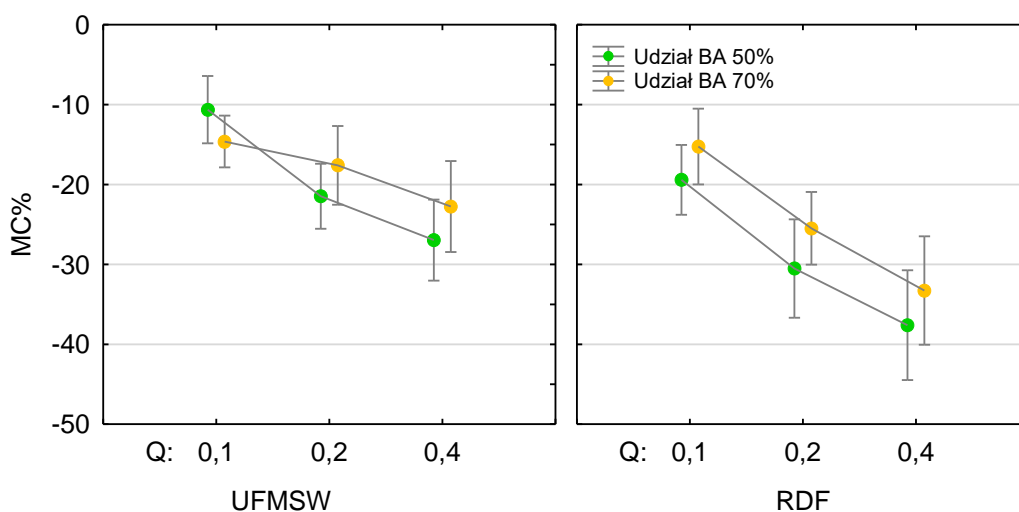
Tabela 30  
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla redukcji wilgoci całkowitej MC%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	751,99	7,0337	0,011*	0,16
Q	2	928,35	8,6833	0,001*	0,33
BA%	1	103,59	0,9689	0,332	0,03
BA x Q	2	35,45	0,3316	0,720	0,02
BA x BA%	1	29,83	0,2790	0,601	< 0,01
Q x BA%	2	24,28	0,2271	0,798	0,01
BA x Q x BA%	2	19,07	0,1783	0,838	< 0,01
Błąd	36	106,91	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Mieszanki, w których materiałem wypełniającym było paliwo alternatywne RDF, charakteryzowały się większą redukcją wilgoci ( $x = -26,9\%$ ) w procesie biologicznego suszenia w porównaniu do mieszanek z frakcją podsitową UFMSW ( $x = -19,0\%$ ) (rys. 43).



Rysunek 43. Średnia redukcja zawartości wilgoci (MC%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

W przypadku istotności przepływu powietrza, wynik analizy post-hoc wskazuje na istotne różnice w redukcji wilgoci między natężeniem przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = -15,0\%$ ) oraz  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = -30,2\%$ ;  $p < 0,001$ ). Brak jest istotnych statystycznie różnic pomiędzy średnią redukcją wilgoci uzyskaną dla  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = -23,8\%$ ;  $p = 0,20$ ) oraz pomiędzy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p = 0,06$ ). Natężenie przepływu powietrza różnicuje w 33% uzyskaną redukcję wilgoci, natomiast rodzaj materiału wypełniającego w 16% (tab. 30).

Wyniki analizy wariancji wskazują na istotne statystycznie różnice w ubytku strat prażenia z uwagi na rodzaj materiału wypełniającego oraz współdziałanie zmiennych rodzaj materiału wypełniającego oraz udział materiału wypełniającego (tab. 31). Na ubytek strat prażenia nie miały statystycznie istotnego wpływu pozostałe zmienne.

Tabela 31

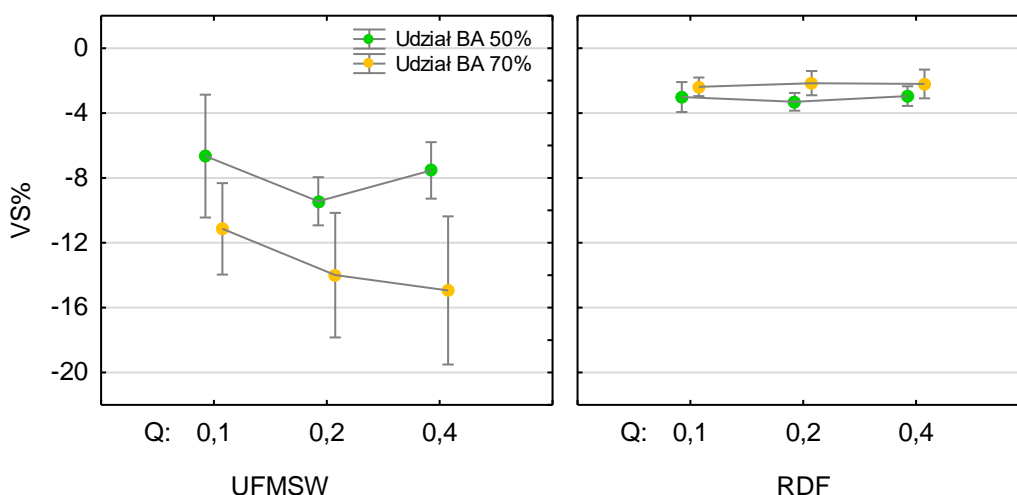
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla ubytku strat prażenia VS%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	758,14	34,267	< 0,001*	0,49
Q	2	9,009	0,4072	0,669	0,02
BA%	1	64,578	2,9189	0,096	0,07
BA x Q	2	9,280	0,4194	0,661	0,02
BA x BA%	1	120,04	5,4258	0,026*	0,13
Q x BA%	2	3,099	0,1401	0,870	< 0,01
BA x Q x BA%	2	2,588	0,1170	0,890	< 0,01
Błąd	36	22,124	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Więszymi ubytkami strat prażenia charakteryzowały się mieszanki odpadów z frakcją podsitową UFMSW ( $x = -10,6\%$ ) niż mieszanki odpadów z paliwem alternatywnym RDF ( $x = -2,7\%$ ) (rys. 44).



Rysunek 44. Średni ubytek strat prażenia (VS%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

W przypadku frakcji podsitowej UFMSW istotnie większe ubytki strat prażenia odnotowano przy jej 70% udziale w mieszance ( $x = -13,4\%$ ) w porównaniu z 50% udziałem ( $x = -13,4$ ;  $p = 0,03$ ) (rys. 44). Dla RDF nie odnotowano istotnych różnic pomiędzy jego udziałami w mieszance ( $p = 0,97$ ). Istotnie większe ubytki strat prażenia odnotowano dla frakcji podsitowej i jej 70% udziału w porównaniu z mieszanką odpadów z PRS z RDF i jej 50% udziałem ( $x = -3,1\%$ ;  $p < 0,001$ ) i 70% udziałem ( $x = -2,2\%$ ;  $p < 0,001$ ).

Na zmienność ubytku strat prażenia spośród badanych czynników największy wpływ miał rodzaj materiału wypełniającego ( $\eta^2 = 0,49$ ). Siła efektu dla interakcji rodzaju materiału wypełniającego oraz jego udziału wyniosła  $\eta^2 = 0,13$  (tab. 31).

Analiza wariancji wskazuje istotne różnice w zmianach zawartości popiołu w mieszankach z uwagi na rodzaj materiału wypełniającego oraz przy interakcji rodzaju materiału wypełniającego oraz jego udziału (tab. 32). Pozostałe zmienne nie miały statystycznie istotnego wpływu na zmiany zawartości popiołu.

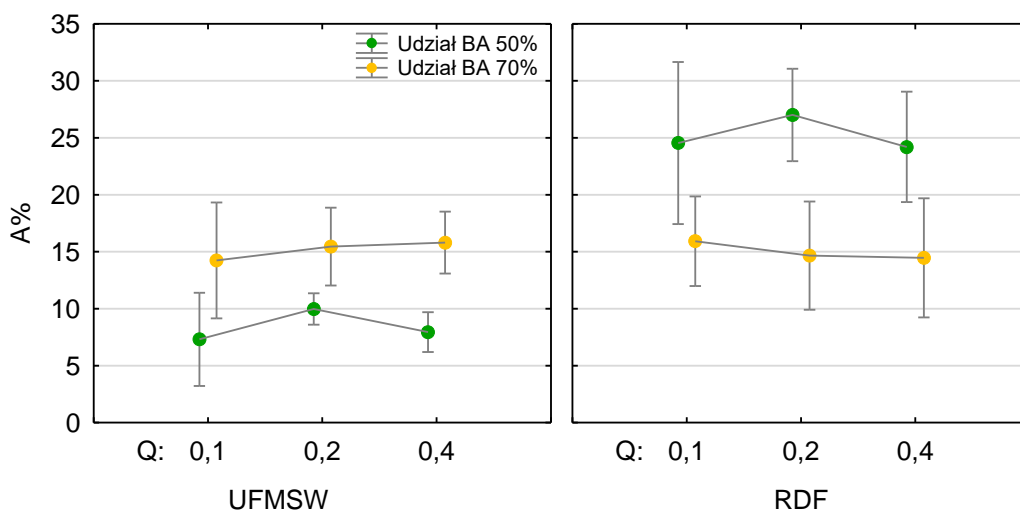
Tabela 32  
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla wzrostu zawartości popiołu A%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	835,11	11,2618	0,002*	0,24
Q	2	8,01	0,1081	0,897	< 0,01
BA%	1	36,45	0,4915	0,487	0,01
BA x Q	2	4,13	0,0557	0,945	< 0,01
BA x BA%	1	865,68	11,6740	0,002*	0,24
Q x BA%	2	8,66	0,1168	0,890	< 0,01
BA x Q x BA%	2	1,59	0,0214	0,978	< 0,01
Błąd	36	74,15	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Wyższe przyrosty zawartości popiołu zaobserwowano dla mieszank z paliwem alternatywnym RDF ( $x = 20,1\%$ ) niż dla mieszank z frakcją podsitową UFMSW ( $x = 11,8\%$ ;  $p = 0,002$ ) (rys. 45). Analiza post-hoc wykazała istotnie statystycznie wyższy wzrost zawartości popiołu dla mieszanki odpadów z PRS z RDF i jego 50% udziałem ( $x = 25,2\%$ ) w porównaniu do mieszank z frakcją podsitową z 50% udziałem ( $x = 8,4\%$ ;  $p < 0,001$ ) oraz z 70% udziałem ( $x = 15,2\%$ ;  $p = 0,03$ ) (rys. 45).



Rysunek 45. Średni wzrost zawartości popiołu (A%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie statystycznie różnił się także wzrost zawartości popiołu wśród mieszanek odpadów z paliwem alternatywnym RDF z 50% udziałem ( $x = 25,2\%$ ) oraz 70% udziałem ( $x = 15,0\%$ ;  $p = 0,03$ ). Siła efektu zarówno dla rodzaju materiału wypełniającego jak i interakcji rodzaju materiału wypełniającego i jego udziału wyniosła  $\eta^2 = 0,24$ .

W wyniku procesu biologicznego suszenia zawartość węgla zmniejszyła się. Analiza wariancji wykazała istotne statystycznie różnice w średnich ubytkach zawartości węgla z uwagi na rodzaj materiału wypełniającego oraz jego udział (tab. 33). Na ubytek zawartości węgla nie miało statystycznie istotnego wpływu natężenie napowietrzania oraz współwystępowanie pozostałych zmiennych.

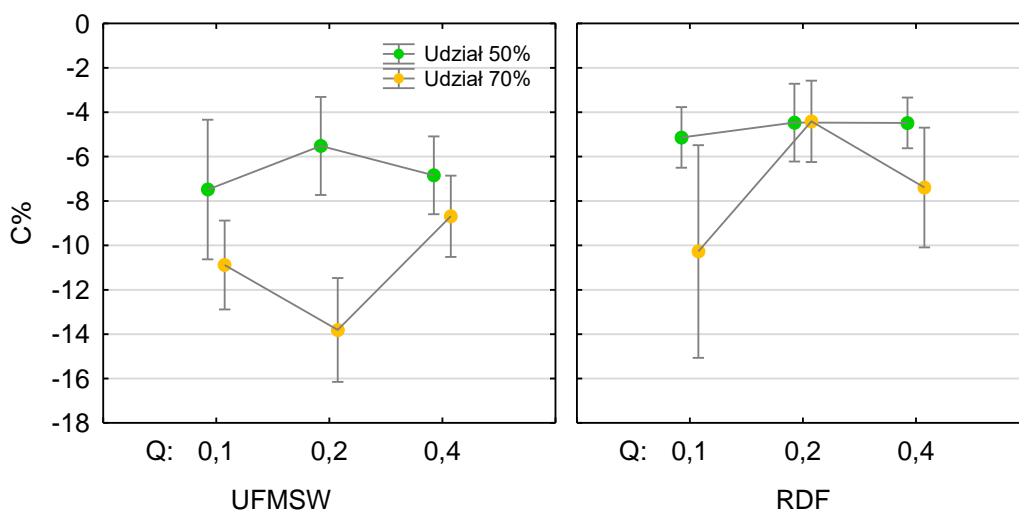
Tabela 33  
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla ubytek zawartości węgla C%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	97,073	4,1282	0,049*	0,10
Q	2	12,047	0,5123	0,603	0,03
BA%	1	154,448	6,5682	0,014*	0,15
BA x Q	2	17,143	0,7290	0,489	0,04
BA x BA%	1	10,219	0,4346	0,513	0,01
Q x BA%	2	4,421	0,1880	0,829	0,01
BA x Q x BA%	2	31,799	1,3523	0,271	0,07
Błąd	36	23,514	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie większe ubytki zawartości węgla odnotowano dla mieszanek odpadów, w których materiałem wypełniającym była frakcja podsitowa UFMSW ( $x = -8,9\%$ ) w porównaniu do mieszanek z paliwem alternatywnym RDF ( $x = 6,0\%$ ;  $p = 0,05$ ) (rys. 46).



Rysunek 46. Średni ubytek zawartości węgla (C%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie statystycznie większe ubytki zawartości węgla wystąpiły w mieszankach, gdzie materiał wypełniający stanowił 70% udziału ( $x = -9,2\%$ ) niż w mieszankach z 50% udziałem ( $x = -5,6\%$ ;  $p = 0,014$ ). Siła efektu dla zmiennej rodzaj materiału wypełniającego wyniosła  $\eta^2 = 0,10$  natomiast dla zmiennej udziału materiału wypełniającego  $\eta^2 = 0,15$ .

Na zmianę zawartości wodoru w mieszankach odpadów w wyniku procesu biologicznego suszenia nie miała statystycznie istotnego wpływu żadna z rozpatrywanych zmiennych (tab. 34).

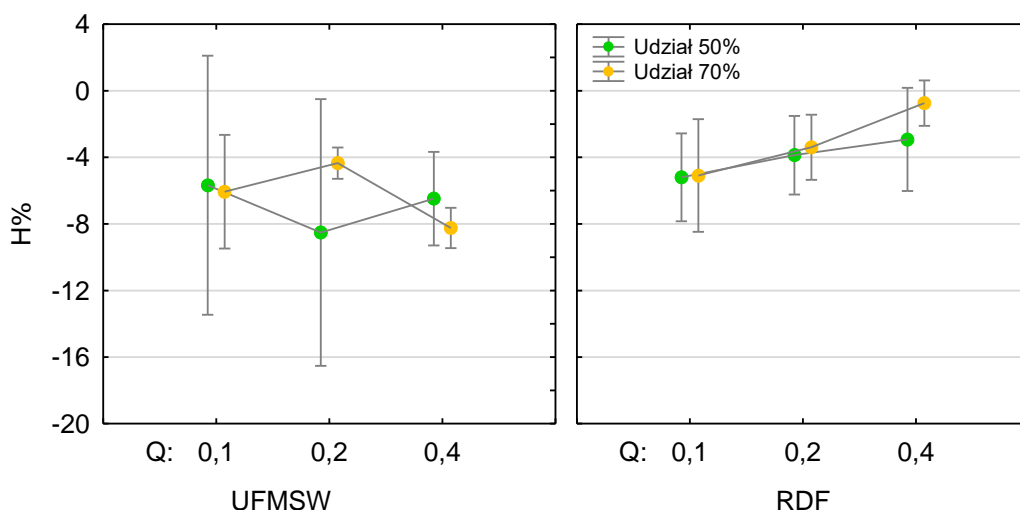
Tabela 34  
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany zawartości wodoru H%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	109,28	1,7622	0,192	0,04
Q	2	3,305	0,0532	0,948	< 0,01
BA%	1	7,640	0,1232	0,727	< 0,01
BA x Q	2	23,305	0,3758	0,689	0,02
BA x BA%	1	0,185	0,0029	0,956	< 0,01
Q x BA%	2	7,097	0,1144	0,892	< 0,01
BA x Q x BA%	2	14,597	0,2353	0,791	0,01
Błąd	36	62,013	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne





Rysunek 47. Średnia zmiana zawartości wodoru (H%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Wyniki analizy wariancji wskazują na istotne statystycznie różnice w zmianie zawartości siarki z uwagi na udział procentowy materiału wypełniającego (tab. 35). Pozostałe zmienne nie miały statystycznie istotnego wpływu na zmiany zawartości siarki w mieszankach odpadów.

Tabela 35

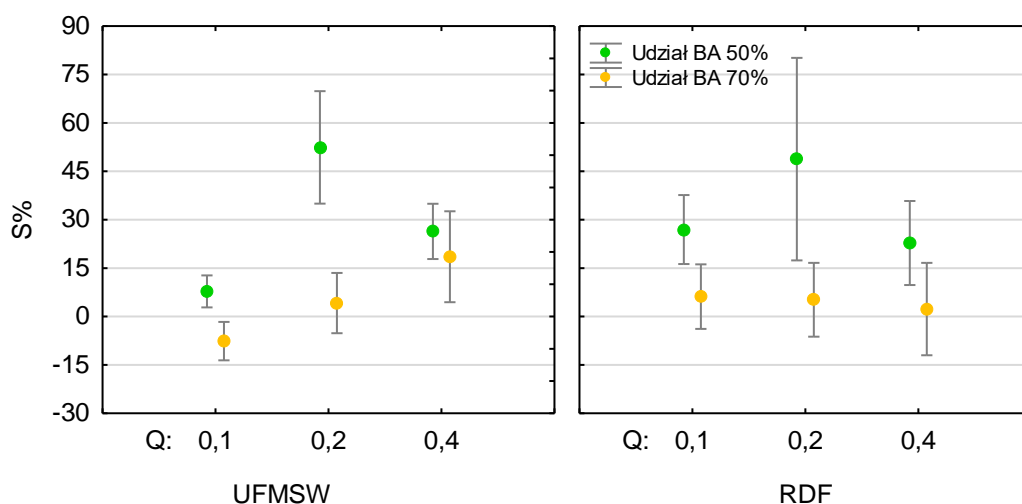
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany zawartości siarki S%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	36,84	0,0455	0,832	< 0,01
Q	2	1493,9	1,8457	0,172	0,09
BA%	1	8150,6	10,070	0,003*	0,22
BA x Q	2	724,2	0,8947	0,417	0,05
BA x BA%	1	59,44	0,0734	0,787	<0,01
Q x BA%	2	1198,4	1,4806	0,241	0,08
BA x Q x BA%	2	75,18	0,0928	0,911	< 0,01
Błąd	36	809,3	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie większymi zmianami zawartości siarki charakteryzowały się mieszanki odpadów, w których materiał wypełniający stanowił 50% udziału ( $x = 30,9\%$ ) w porównaniu do mieszanek z 70% udziałem ( $x = 4,8\%$ ;  $p = 0,003$ ) (rys. 48). Siła efektu dla zmiennej udział materiału wypełniającego wyniosła  $\eta^2 = 0,22$ .



Rysunek 48. Średnia zmiana zawartości siarki (S%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Wyniki analizy wariancji wskazują na istotne różnice w zmianie zawartości azotu z uwagi na rodzaj materiału wypełniającego a także z uwagi na współdziałanie rodzaju materiału wypełniającego oraz jego udziału (tab. 36). Pozostałe zmienne nie miały statystycznie istotnego wpływu na zmiany zawartości azotu w mieszankach.

Tabela 36

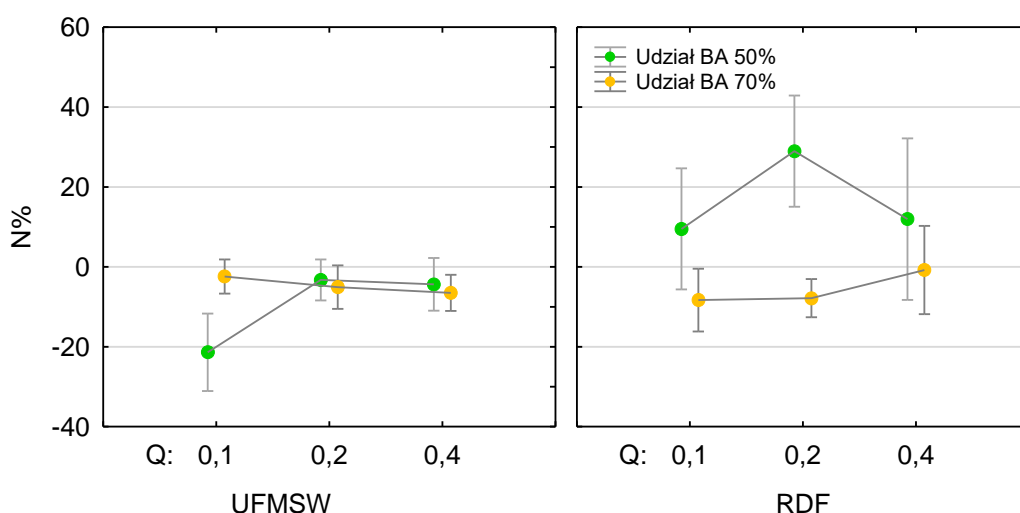
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany zawartości azotu N%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	1953,0	4,6081	0,038*	0,11
Q	2	322,83	0,7617	0,474	0,04
BA%	1	912,85	2,1538	0,150	0,06
BA x Q	2	14,051	0,0331	0,967	< 0,01
BA x BA%	1	2261,6	5,3363	0,026*	0,13
Q x BA%	2	400,47	0,9448	0,398	0,05
BA x Q x BA%	2	214,17	0,5053	0,607	0,03
Błąd	36	423,83	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

W mieszankach, w których materiałem wypełniającym było paliwo alternatywne RDF odnotowano średni wzrost zawartości azotu ( $x = 5,6\%$ ) w porównaniu do mieszanek z frakcją podsitową, gdzie zaobserwowano średni spadek zawartości azotu ( $x = -7,2\%$ ;  $p = 0,038$ ) (rys. 49).



Rysunek 49. Średnia zmiana zawartości azotu (N%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Test post-hoc wykazał istotne różnice w zmianie zawartości azotu pomiędzy mieszanką z paliwem alternatywnym RDF i jej 50% udziałem ( $x = 16,8\%$ ) a mieszanką z frakcją podsitową UFMSW z tym samym udziałem ( $x = -9,7\%$ ,  $p = 0,02$ ) (rys. 49). W przypadku udziału materiału wypełniającego wynoszącego 70% istotnych różnic pomiędzy paliwem alternatywnym a frakcją podsitową nie zaobserwowano. Siła efektu dla zmiennej rodzaj materiału wypełniającego wyniosła  $\eta^2 = 0,11$  natomiast dla interakcji zmiennych rodzaj materiału wypełniającego i udział materiału wypełniającego wyniosła  $\eta^2 = 0,13$ .

Analiza wariancji wykazała istotne statystycznie różnice w zmianie ciepła spalania tylko dla zmiennej rodzaj materiału wypełniającego (tab. 37). Na zmianę wartości ciepła spalania w wyniku procesu biologicznego suszenia nie miały istotnego wpływu pozostałe zmienne oraz ich interakcje.

Tabela 37

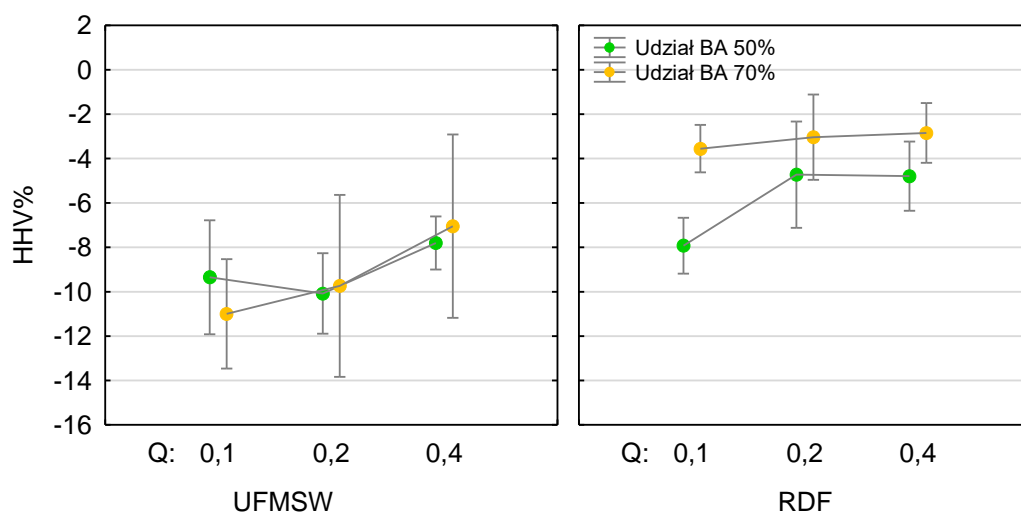
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany ciepła spalania HHV%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	263,85	11,692	0,002*	0,25
Q	2	21,85	0,9684	0,389	0,05
BA%	1	18,55	0,8220	0,370	0,02
BA x Q	2	6,058	0,2684	0,766	0,01
BA x BA%	1	24,37	1,0802	0,305	0,03
Q x BA%	2	0,155	0,0068	0,993	< 0,01
BA x Q x BA%	2	7,534	0,3338	0,718	0,02
Błąd	36	22,56	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie mniejszy spadek wartości ciepła spalania zaobserwowano dla mieszanek, w których materiałem wypełniającym było paliwo alternatywne RDF ( $x = -4,8\%$ ) w porównaniu do mieszanek z frakcją podsitową ( $x = -9,2\%$ ;  $p = 0,002$ ) (rys. 50).



Rysunek 50. Średnia zmiana ciepła spalania (HHV%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Siła efektu dla zmiennej rodzaj materiału wypełniającego wyniosła  $\eta^2 = 0,25$ , co oznacza że rodzaj materiału wypełniającego wyjaśnia 25% zmienności otrzymanych wyników ciepła spalania po procesie biologicznego suszenia.

W przypadku zmiany wartości opałowej roboczej po procesie biologicznego suszenia analiza wariancji wykazała istotne różnice z uwagi na rodzaj materiału wypełniającego, jego udział oraz natężenie przepływu (tab. 38).

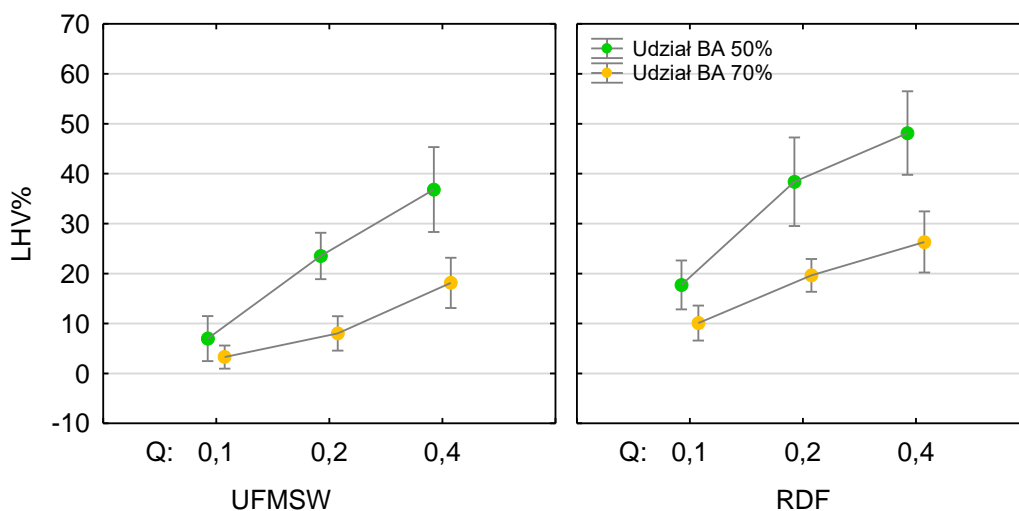
Tabela 38  
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany wartości opałowej LHV%

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	1345,77	10,367	0,003*	0,22
Q	2	2097,87	16,161	<0,001*	0,47
BA%	1	2472,93	19,050	<0,001*	0,35
BA x Q	2	21,93	0,1689	0,845	<0,01
BA x BA%	1	35,37	0,2725	0,604	<0,01
Q x BA%	2	236,01	1,8182	0,176	0,09
BA x Q x BA%	2	0,20	0,0016	0,998	<0,01
Błąd	36	129,81	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Mieszanki odpadów, w których materiałem wypełniającym było paliwo alternatywne RDF, charakteryzowały się wyższym wzrostem wartości opałowej roboczej po procesie biologicznego suszenia ( $x = 26,7\%$ ) w porównaniu do mieszanek z frakcją podsitową UFMSW ( $x = 16,1\%$ ;  $p = 0,003$ ) (rys. 51).



Rysunek 51. Średnia zmiana wartości opałowej (LHV%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie wyższy wzrost wartości opałowej po procesie biologicznego suszenia odnotowano dla natężenia przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 32,4\%$ ) w porównaniu z wynikami uzyskanymi dla natężenia przepływu powietrza  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 22,4\%$ ;  $p = 0,05$ ) oraz  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 9,5\%$   $p < 0,001$ ). Również dla przepływu powietrza  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  zmiana wartości opałowej była istotnie wyższa w porównaniu do przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p = 0,008$ ).

Na zmianę wartość opałowej nie miało statystycznie istotnego wpływu współwystępowanie pozostałych zmiennych. Spośród badanych czynników natężenie przepływu ma największy wpływ na zmianę wartości opałowej w wyniku procesu biologicznego suszenia ( $\eta^2 = 0,47$ ), następnie udział materiału wypełniającego ( $\eta^2 = 0,35$ ) a na końcu jego rodzaj ( $\eta^2 = 0,22$ ).

Analiza wariancji wykazała istotne różnice w wartości indeksu biosuszenia BI z uwagi na rodzaj materiału wypełniającego, jego udział w mieszance oraz natężenie przepływu powietrza (tab. 39).

Tabela 39

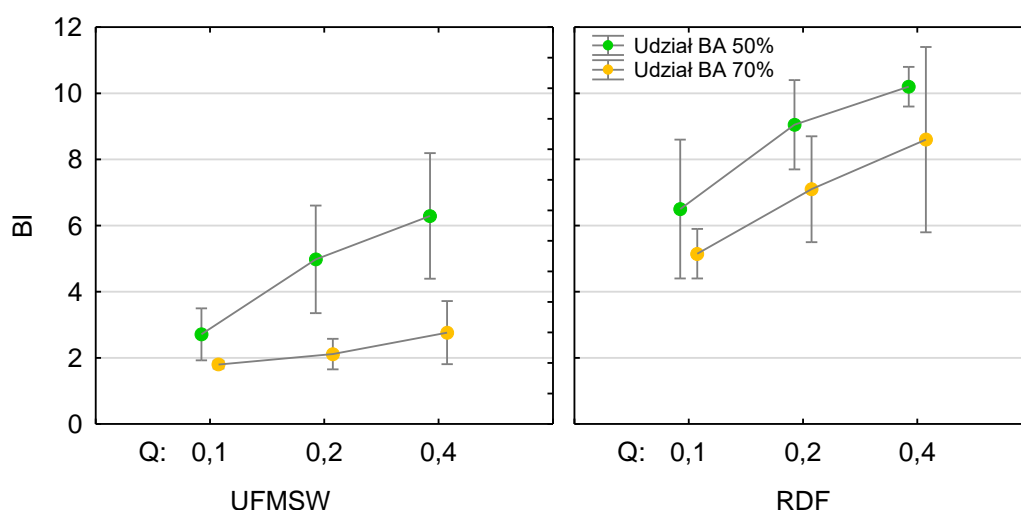
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla współczynnika BI [-]

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	112,11	26,30	< 0,001*	0,67
Q	2	17,34	4,07	0,04*	0,40
BA%	1	24,82	5,82	0,03*	0,33
BA x Q	2	0,964	0,22	0,64	0,02
BA x BA%	1	0,911	0,21	0,81	0,03
Q x BA%	2	1,234	0,28	0,75	0,05
BA x Q x BA%	2	0,703	0,16	0,85	0,03
Błąd	36	4,261	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie wyższe wartości indeksu biosuszenia BI uzyskano dla mieszanek, w których materiałem wypełniającym było paliwo alternatywne RDF ( $x = 7,8$ ) w porównaniu do mieszanek z frakcją podsitową UFMSW ( $x = 3,4$ ;  $p < 0,001$ ) (rys. 52).



Rysunek 52. Średnie wartości indeksu biosuszenia (BI) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Dla mieszanek odpadów, w których materiał wypełniający stanowił 50% udziału, otrzymano istotnie wyższe wartości BI ( $x = 7,8$ ) w porównaniu do mieszanek, gdzie materiał wypełniający stanowił 70% udziału ( $x = 4,6$ ;  $p < 0,03$ ).

Istotnie wyższe wartości indeksu biosuszenia BI po procesie odnotowano dla natężenia przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 7,0$ ) w porównaniu z wartościami otrzymanymi dla natężenia przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 4,0$ ;  $p = 0,04$ ). Brak jest różnic istotnych statystycznie pomiędzy BI uzyskanym dla  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  oraz  $Q = 0,2$

$\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p = 0,52$ ) oraz pomiędzy  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  i  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p = 0,24$ ) (tab. 39).

Na wartość indeksu biosuszenia BI nie miało statystycznie istotnego wpływu współwystępowanie wszystkich zmiennych. Spośród istotnych zmiennych, większy wpływ na wartość indeksu biosuszenia BI miał rodzaj materiału wypełniającego ( $\eta^2 = 0,67$ ) w porównaniu do natężenia przepływu powietrza ( $\eta^2 = 0,40$ ) i udziału materiału wypełniającego ( $\eta^2 = 0,33$ ).

Wyniki analizy wariancji wykazały istotne statystycznie różnice dla temperatury maksymalnej  $T_{\text{max}}$  ze względu na rodzaj materiału wypełniającego oraz natężenie przepływu (tab. 40).

Tabela 40

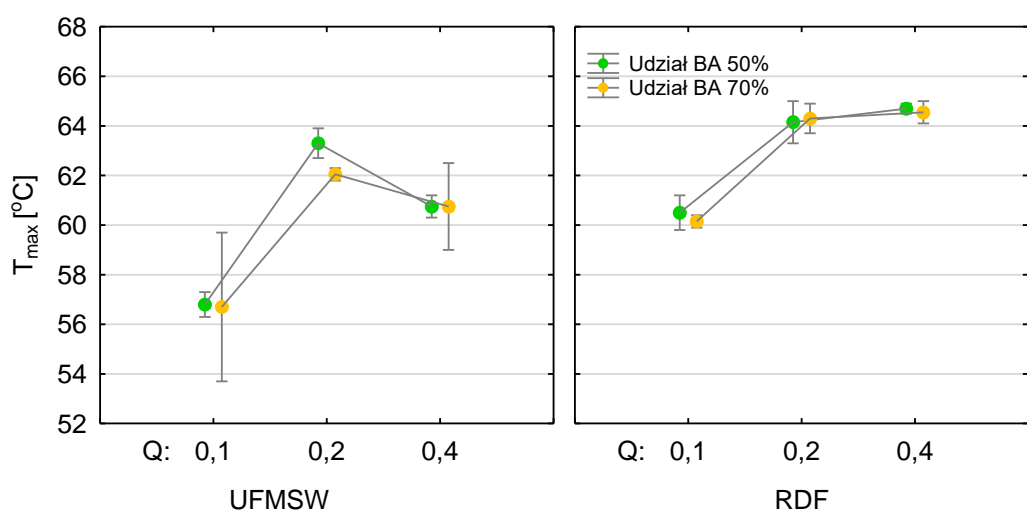
Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla temperatury maksymalnej  $T_{\text{max}}$  [°C]

Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	54,00	21,87	< 0,001*	0,65
Q	2	55,92	22,65	< 0,001*	0,79
BA%	1	0,48	0,20	0,6665	0,02
BA x Q	2	3,20	1,30	0,3094	0,18
BA x BA%	1	0,17	0,07	0,7994	0,01
Q x BA%	2	0,12	0,05	0,9535	0,01
BA x Q x BA%	2	0,43	0,17	0,8429	0,03
Błąd	36	2,47	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne

Mieszanki odpadów z PRS z paliwem alternatywnym charakteryzowały się wyższymi temperaturami maksymalnymi ( $x = 63,1^\circ\text{C}$ ) osiąganymi podczas procesu biologicznego suszenia niż mieszanki odpadów z PRS z frakcją podsitową ( $x = 60,1^\circ\text{C}$ ) (rys. 53).



Rysunek 53. Średnie wartości temperatury maksymalnej ( $T_{\max}$ ) przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Istotnie niższą średnią temperaturę maksymalną odnotowano dla natężenia przepływu powietrza  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 58,5^\circ\text{C}$ ) w porównaniu z temperaturami maksymalnymi odnotowanymi dla  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 63,5^\circ\text{C}$ ;  $p < 0,001$ ) i  $Q = 0,4$  ( $x = 62,7^\circ\text{C}$ ;  $p < 0,001$ ). Na wartość temperatury maksymalnej uzyskanej podczas procesu biologicznego suszenia nie miał statystycznie istotnego wpływu udział materiału wypełniającego oraz współwystępowanie pozostałych zmiennych. Siła efektu dla zmiennej rodzaj materiału wypełniającego wyniosła  $\eta^2 = 0,65$  natomiast dla zmiennej natężenie przepływu powietrza  $\eta^2 = 0,79$ .

Analiza wariancji wykazała istotne różnice dla czasu trwania fazy termofilnej procesu biologicznego suszenia jedynie ze względu na natężenie przepływu powietrza (tab. 41). Pozostałe zmienne nie miały statystycznie istotnego wpływu na czas trwania fazy termofilnej.

Tabela 41

Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla czasu trwania fazy termofilnej  $t$  [h]

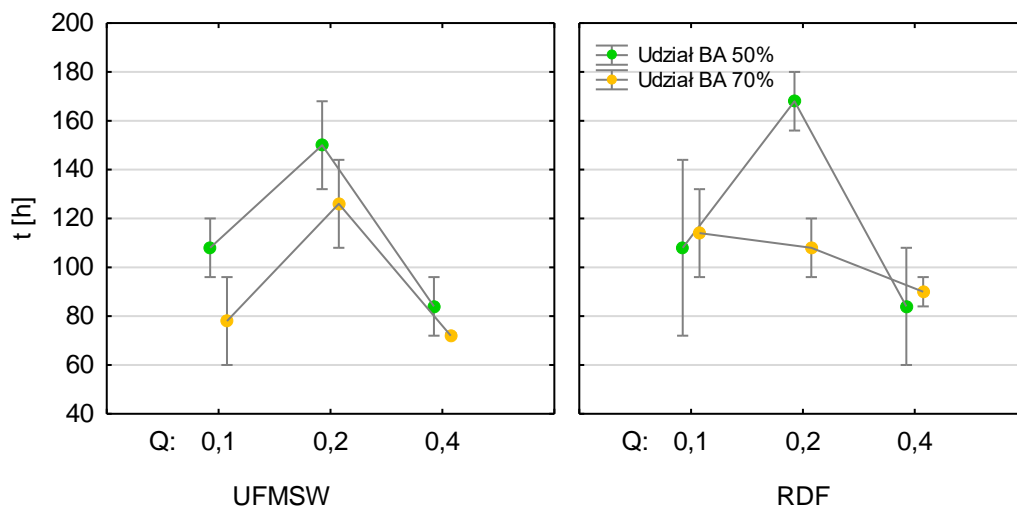
Źródło zmienności	Liczba stopni swobody	MS	Statystyka testowa F	p	eta <sup>2</sup>
BA	1	486,0	0,7714	0,397	0,06
Q	2	6342,0	10,0667	0,003*	0,63
BA%	1	2166,0	3,4381	0,088	0,22
BA x Q	2	162,0	0,2571	0,777	0,04
BA x BA%	1	54,0	0,0857	0,774	0,01
Q x BA%	2	834,0	1,3238	0,302	0,18
BA x Q x BA%	2	702,0	1,1143	0,359	0,16
Błąd	36	630,0	-	-	-

\* istotne statystycznie

Źródło: Opracowanie własne



Istotnie dłuższy czas trwania fazy termofilnej zaobserwowano dla natężenia przepływu powietrza  $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 138 \text{ h}$ ) niż dla  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 83 \text{ h}$ ;  $p = 0,002$ ) oraz  $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $x = 102 \text{ h}$ ;  $p = 0,03$ ) (rys. 54). Nie odnotowano istotnych różnic pomiędzy przepływami powietrza 0,1 i  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  ( $p = 0,30$ ).



Rysunek 54. Średni czas trwania fazy termofilnej (t) przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza

Źródło: Opracowanie własne

Siła efektu dla zmiennej natężenie przepływu powietrza wyniosła  $\eta^2 = 0,63$ , co oznacza że natężenie przepływu powietrza wyjaśnia 63% zmienności czasu trwania fazy termofilnej procesu biologicznego suszenia (tab. 41).

## 6. Dyskusja

Biologiczne suszenie jest alternatywną metodą usuwania wody z odpadów z wykorzystaniem ciepła wytwarzanego przez mikroorganizmy. Końcowa zawartość wilgoci zależy od warunków prowadzenia procesu biologicznego suszenia, na które składają się parametry samego procesu m.in. natężenie napowietrzania, długość procesu, mieszanie, a także charakterystyka surowców m. in. początkowa zawartość wilgoci, zawartość materii organicznej i porowatość (Yang i in., 2014; Ma i in. 2016). W pracy wykazano, że poddanie procesowi biologicznego suszenia odpadów z przemysłu rolno-spożywczego o wysokiej zawartości wilgoci (> 74%) oraz niskiej zawartości wolnych przestrzeni (< 34%) bez materiału strukturalnego jest niemożliwe, z powodu utrudnionego przepływu powietrza przez odpady umieszczone w bioreaktorze. W procesie biosuszenia odpadów z PRS nie udało się uzyskać temperatur charakterystycznych dla tlenowych procesów rozkładu materii organicznej. W badaniach wykorzystano więc materiał wypełniający, którym było paliwo alternatywne (RDF) oraz frakcja podsitowa (UFMSW). Choi i in. (2001), Zhao i in. (2011) w swoich badaniach użyli słomy oraz trocin jako materiału wypełniającego, a Huilini i in. (2015) wykorzystali zrębki drewna. We wszystkich wyżej wymienionych badaniach materiał wypełniający użyto w celu poprawienia przepływu powietrza przez mieszankę. Jak podaje Mohammed i in. (2017a) obecność materiału wypełniającego poprawia strukturę mieszanki i umożliwia odprowadzenie wody poprzez konwekcję.

W przeprowadzonych analizach materiał strukturalny stanowił 50% i 70% masy mieszanek. Przebieg zmian temperatur oraz zmian w zawartości O<sub>2</sub> i CO<sub>2</sub> w gazach procesowych (dla tak przygotowanych mieszanek odpadów z PRS z materiałami wypełniającymi) był charakterystyczny dla tlenowych procesów biologicznego przetwarzania odpadów i świadczył o ich prawidłowym przebiegu.

We wszystkich przeprowadzonych procesach biologicznego suszenia mieszanek odpadów z PRS z materiałami wypełniającymi odnotowano wzrost temperatury powyżej 45°C w ciągu pierwszej doby. Temperatury maksymalne uzyskano pomiędzy 2 a 4 dniem procesu. Podobny czas osiągnięcia temperatur maksymalnych w swoich badaniach otrzymali Huilini i in. (2015), Yuan i in. (2018), Colomer-Mendoza i in. (2013) oraz Zhou i in. (2014). Według wyżej wymienionych autorów oznacza to, że proces biologicznego suszenia zachodził prawidłowo, a wzrost temperatur spowodowany był uwalnianiem ciepła w wyniku zwiększonej aktywności metabolicznej mikroorganizmów. Najwyższą temperaturę maksymalną, wynoszącą 65,0°C, osiągnięto dla wariantu, w którym materiałem wypełniającym był RDF w udziale 70%, przy zastosowaniu natężenia przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Podobne wartości

temperatur maksymalnych, równych 68,1°C osiągnęli w swoich badaniach Hao i in. (2010) oraz Hu i in. (2023) w procesie biosuszenia osadów ściekowych. Z kolei Mohammed i in. (2017) w czasie procesu biologicznego suszenia odpadów zielonych osiągnęli maksymalną temperaturę procesu wynoszącą 38°C. Różnice w uzyskanych temperaturach maksymalnych mogą wynikać z różnic w składach materiałowych przetwarzanych odpadów oraz stosowanych natężeń przepływu powietrza przez mieszankę. W przeprowadzonych eksperymentach po fazie termofilnej następowało stopniowe zmniejszanie się temperatury.

Zawartość wilgoci w mieszance początkowej jest jednym z czynników mających wpływ na reakcje biochemiczne związane ze wzrostem drobnoustrojów oraz rozkładem materii organicznej. Początkowa zawartość wilgoci w badanych mieszankach wyniosła od 40,1-59,0%. Yang i in. (2014) podają, że optymalna wilgotność wsadu dla skutecznego procesu biosuszenia powinna zawierać się w przedziale 50 - 70%. Zbyt niskie zawartości wilgoci mogą ograniczać tempo rozkładu materii organicznej poprzez zmniejszenie aktywności mikroorganizmów (Adani i in., 2002; Grill i in. 2012). Wilgotność początkowa poniżej 35% może być niewystarczająca do aktywacji procesów mikrobiologicznych (Colorez-Mendoza i in., 2012).

W wyniku procesu biologicznego suszenia we wszystkich analizowanych wariatach uzyskano redukcję zawartości wilgoci, na którą istotny wpływ miał rodzaj materiału wypełniającego oraz wielkość natężenia przepływu powietrza w bioreaktorze. Stwierdzono, że w mieszankach gdzie paliwo alternatywne było materiałem wypełniającym możliwe jest uzyskanie większej redukcji wilgoci. Drugorzędnym czynnikiem było natężenie przepływu powietrza, gdzie istotnie lepsze wyniki uzyskiwano dla natężenia  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  w porównaniu z natężeniem  $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Największa redukcja wilgoci uzyskana w badaniach wyniosła 52,1%, przy końcowej zawartości wilgoci całkowitej wynoszącej 24,9%. Nieco większą wartość redukcji wilgoci osiągnęli w swoich pracach Adani i in. (2002) a także Tambone i in. (2011) redukując zawartości wilgoci w odpadach komunalnych o 66,7% w ciągu 9 dni i 65,5% w ciągu 14 dni. Shao i in. (2010) udało się zmniejszyć zawartość wilgoci z 73,0% do 48,3% w procesie 16-dniowym, czyli zredukowano ją o 33,8%. Colomer-Mendoza i in. (2016) uzyskali redukcję zawartości wilgoci o 50-69% w odpadach zielonych, przy obecności materiału wypełniającego oraz przy różnych natężeniach przepływu powietrza.

Zawartość popiołu po procesie biologicznego suszenia zwiększyła się we wszystkich mieszankach, na co istotny wpływ miał rodzaj materiału wypełniającego. Istotnie większym wzrostem zawartości popiołu cechowały się mieszanki z RDF.

We wszystkich mieszankach w wyniku aktywności biologicznej mikroorganizmów, nastąpiło zmniejszenie się zawartości węgla, co w swoich badaniach zaobserwowali także Yuan i in. (2017) oraz Mohammed i in. (2017a). Zawartość węgla zmniejszyła się w zakresie od 3,2%

do 23,5%. Wartości te są podobne do wyników uzyskanych przez Mohammed i in. (2017a) (3,76-19,62%) oraz Yuan i in. (2017) (18,9-30,1%). Istotny wpływ na zmianę zawartości węgla w mieszankach odpadów z PRS miał rodzaj materiału wypełniającego, gdyż mniejszymi startami węgla charakteryzowały się warianty, w których materiałem wypełniającym było paliwo alternatywne.

W wyniku przeprowadzonego procesu biologicznego suszenia zawartość azotu w mieszankach w większości przypadków zmniejszyła się, lecz nie wykazywała żadnej tendencji. Jak podaje Hu i in. (2023) spadek zawartości azotu spowodowany jest biodegradacją białek i przekształcaniem azotu w wolny  $\text{NH}_3$ , który usuwany jest razem z przepływem powietrza podczas procesu biosuszenia. Z drugiej strony Yuan i in. (2017) w swoich badaniach odnotowali wzrost zawartości azotu w wyniku biosuszenia odpadów komunalnych z różnymi materiałami wypełniającymi. Autorzy Ci uważają, że wzrost zawartości azotu i spadek zawartości węgla spowodowany jest wolniejszym tempem biodegradacji białka w porównaniu do innych składników biochemicznych. W wyniku procesu biologicznego suszenia zawartość siarki oraz wodoru w mieszankach nie wykazała istotnych zmian. Podobne obserwacje wykazali w swoich badaniach Hu i in. (2023) gdzie również odnotowano brak istotnych różnic w zawartościach siarki oraz wodoru w wyniku procesu biosuszenia.

Zawartość węgla, wodoru i siarki istotnie wpływają na ciepło spalania odpadów (Malinowski, 2013a), które obok zawartości wilgoci są kluczowym parametrem decydującym o ich użytkowych właściwościach energetycznych. Ciepło spalania przetwarzanych odpadów wynosiło odpowiednio dla PW  $22,8 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ , WO  $20,6 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ , RDF  $21,9 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  oraz dla UFMSW  $11,5 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ , natomiast ich wartość opałowa robocza wynosiła odpowiednio  $3,5 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $1,6 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $13,6 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  i  $5,4 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Celem biologicznego suszenia w zakładach przetwarzania odpadów jest osiągnięcie jak najwyższej wartości opałowej roboczej poprzez odprowadzenie nadmiaru wody zgromadzonej w odpadach. Jak podaje Yuan i in. (2019), usunięcie wilgoci z odpadów zwiększa ich wartość opałową roboczą, podczas gdy transformacja materii organicznej przez mikroorganizmy może ją obniżyć. Istotnym jest więc odpowiedź na pytanie o wpływ procesu biosuszenia na końcową wartość opałową przetwarzanych odpadów i ich mieszanek.

Ciepło spalania mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym (przed procesem) wyniosło średnio  $21,9 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ , a z frakcją podsitową  $15,1 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Po 14 dniach procesu ciepło spalania zmniejszyło się średnio o 4,8% dla mieszanek z paliwem alternatywnym oraz 9,2% dla mieszanek z frakcją podsitową, na skutek utraty materii organicznej wykorzystanej przez mikroorganizmy. Istotny wpływ na otrzymane po procesie biosuszenia wartości ciepła spalania miał rodzaj użytego materiału wypełniającego. Hu i in. (2023) oraz Zhang i in. (2023) po

procesie biosuszenia osadów ściekowych z różnymi materiałami wypełniającymi również odnotowali zmniejszenie się wartości ciepła spalania. Najniższe ciepło spalania mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową po procesie biosuszenia wyniosło ponad  $12,0 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  i jest ono większe od wartości jaką uzyskał Zhang i in. (2018) susząc osady ściekowe z frakcją organiczną zmieszanych odpadów komunalnych oraz łodygami kukurydzy, uzyskując ciepło spalania równe około  $10,7 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Najwyższe ciepło spalania uzyskane w badaniach wyniosło  $21,9 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  dla mieszanki odpadu z PRS z paliwem alternatywnym w udziale 50% przy  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . W związku z niższym ciepłem spalania frakcji podsitowej mieszanki odpadów z PRS z tym materiałem wypełniającym uzyskały niższe wartości końcowe w porównaniu do mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym.

Przed procesem biologicznego suszenia wartość opałowa robocza mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym wyniosła średnio  $9,3 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ , natomiast z frakcją podsitową  $5,6 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Wartość opałowa robocza suszonych materiałów zwiększyła się średnio o 26,7% dla mieszanek z paliwem alternatywnym oraz 16,1% dla mieszanek z frakcją podsitową. Hu i in. (2023) w swoich badaniach nad biologicznym suszeniem osadów ściekowych osiągnęli wzrost wartości opałowej w zakresie od 5,3% do 32,9% w zależności od wykorzystanego materiału wypełniającego. Najwyższa wartość opałowa robocza uzyskana dla mieszanki odpadów z PRS z frakcją podsitową wyniosła  $8,9 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ , natomiast dla mieszanki z paliwem alternatywnym  $14,7 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Wartości te są podobne do wyników uzyskanych przez Wolny-Koładka i in. (2021), którzy w wyniku biologicznego suszenia odpadów z browarnictwa z domieszką paliwa alternatywnego uzyskali wartość opałową równą  $15,1 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

W przeprowadzonych badaniach istotny wpływ na wzrost wartości opałowej po procesie biologicznego suszenia miały wszystkie zmienne kontrolowane. Istotnie wyższe wartości osiągnięto przy natężeniu przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , z wykorzystaniem paliwa alternatywnego jako materiału wypełniającego oraz przy użyciu danego materiału wypełniającego w ilości 50% w mieszance.

Najwyższa wartość indeksu biosuszenia (BI) w badaniach wyniosła 11,4 i jest ona zbliżona do wartości jaką uzyskali Mohammed i in. (2017b) (BI = 10,1) a także ponad dwukrotnie wyższa od wartości otrzymanych przez Zhang i in. (2018), którzy procesowi biologicznego suszenia poddali osady ściekowe z organiczną frakcją zmieszanych odpadów komunalnych oraz łodygami kukurydzy (BI = 4,6). Wyższe wartości końcowe BI otrzymano dla wariantów, w których materiałem wypełniającym było paliwo alternatywne (4,4 - 11,4). Skuteczne usunięcie wody uzyskano przy małych ubytkach strat prażenia (od 0,7 kg s.m. do 1,6 kg s.m.). W przypadku wykorzystania frakcji podsitowej jako materiału wypełniającego zaobserwowano niższe wartości BI (1,5 - 8,2) oraz większe ubytki strat prażenia (od 1,4 kg s.m. do 3,7 kg s.m.).

W pracy wykazano, że rodzaj zastosowanego materiału wypełniającego oraz natężenie przepływu powietrza w bioreaktorze mają istotny wpływ na wartość indeksu biosuszenia BI. Wielu autorów w swoich pracach potwierdza wpływ zastosowanego materiału wypełniającego oraz technicznych warunków prowadzenia procesu na efektywność biosuszenia (Yuan i in., 2017; Mohammed i in., 2017). Autorzy uważają, że ważnym parametrem do osiągnięcia wysokich wartości indeksu BI jest zawartość wolnych przestrzeni oraz gęstość materiałów wypełniających. Paliwo alternatywne charakteryzuje się wysokim FAS oraz niską gęstością, co może mieć bezpośredni wpływ na poprawę ruchu powietrza w bioreaktorze i lepsze odprowadzanie wilgoci. Istotnie wyższe wartości indeksu BI uzyskiwano przy zastosowaniu natężenia przepływu powietrza  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . Jak podają Zhang i in. (2020), wyższa intensywność napowietrzania wsadu może skutkować większym usuwaniem wody, przy mniejszej biodegradacji materii organicznej, co zaobserwowano w przeprowadzonych badaniach.

## 7. Podsumowanie i wnioski

W niniejszej pracy zgodnie z postawionym celem badań oraz przyjętymi hipotezami przeprowadzono analizy nad wpływem warunków prowadzenia procesu biologicznego suszenia odpadów z przemysłu rolno-spożywczego o wysokiej zawartości wilgoci na przebieg tego procesu i wybrane właściwości energetyczne wytwarzanego z nich paliwa. W kierunku weryfikacji postawionych hipotez przeprowadzono 12 serii badawczych, w tym 4 warianty kontrolne oraz 8 serii z różnymi mieszankami – dwa rodzaje odpadów z PRS (wyłoki owocowe, odpady z przetwórstwa warzyw), dwa rodzaje materiału wypełniającego (paliwo alternatywne, frakcja podsitowa) oraz dwie proporcje materiału wypełniającego (50% i 70%). Każdą z serii badawczych poddano procesowi biologicznego suszenia dla trzech uśrednionych natężeń przepływu powietrza: 0,1; 0,2 i 0,4  $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .

Przebieg zmian temperatur w bioreaktorze oraz otrzymane ilości  $\text{O}_2$  oraz  $\text{CO}_2$  w gazach procesowych w trakcie procesu biologicznego suszenia dla wariantów kontrolnych pokazują, że nie możliwe jest poprawne przeprowadzenie procesu dla odpadów z PRS bez zastosowania materiału wypełniającego. Wysoka gęstość odpadów z PRS oraz mała zawartość wolnych przestrzeni powietrznych prawdopodobnie uniemożliwiły swobodny przepływ powietrza przez odpady umieszczone w bioreaktorze.

Zmiany temperatur oraz udziałów  $\text{O}_2$  i  $\text{CO}_2$  w gazach procesowych z biologicznego suszenia dla mieszanek odpadów z PRS z materiałami wypełniającymi mają typowy przebieg, charakterystyczny dla procesów biologicznego przetwarzania odpadów.

Dla wszystkich wariantów w wyniku biologicznego suszenia gęstość mieszanki wzrosła. Przeprowadzone analizy wykazały, że żadna ze zmiennych nie miała istotnego wpływu na zmianę gęstości mieszanek.

We wszystkich wariantach uzyskano redukcję zawartości wilgoci całkowitej, na którą istotny wpływ miał rodzaj środka wypełniającego oraz natężenie przepływu powietrza (hipoteza 1 i 2). Najwyższa redukcja zawartości wilgoci wyniosła 52,2% dla mieszanki odpadu z PRS z paliwem alternatywnym w proporcji 50:50 przy natężeniu przepływu powietrza 0,4  $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ . W wykonanych doświadczeniach nastąpił wzrost zawartości popiołu, na który istotny wpływ miał rodzaj środka wypełniającego. W wyniku aktywności mikrobiologicznej drobnoustrojów zawartość węgla zmniejszyła się we wszystkich badanych wariantach. Istotny wpływ na spadek zawartości węgla miał rodzaj materiału wypełniającego oraz jego udział (hipoteza 1 i 2). Większe ubytki węgla odnotowano w mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową oraz w mieszankach, gdzie materiał wypełniający stanowił 70%.

W większości przeprowadzonych wariantów zawartość azotu po procesie biologicznego suszenia zmniejszyła się, natomiast zawartość wodoru i siarki zwiększyła się.

W wyniku procesu biologicznego suszenia i biodegradacji części materii organicznej i węgla przez mikroorganizmy ciepło spalania we wszystkich wariantach zmniejszyło się, na co istotny wpływ miał rodzaj zastosowanego materiału wypełniającego (hipoteza 1). We wszystkich wariantach uzyskano wzrost wartości opałowej roboczej, na którą istotny wpływ miał rodzaj środka wypełniającego, jego udział oraz natężenie przepływu powietrza (hipoteza 1 i 2). Najwyższa wartość opałowa uzyskana w badaniach wyniosła  $14,7 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$  dla mieszanki odpadu z PRS z paliwem alternatywnym w proporcji 50:50, przy natężeniu przepływu powietrza  $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$

Po analizie uzyskanych wyników stwierdza się, że dodatek różnych materiałów wypełniających ma istotny wpływ na właściwości energetyczne odpadów, takie jak zawartość wilgoci, straty prażenia, zawartość popiołu, zawartość węgla, ciepło spalania i wartość opałową (hipoteza 1). Korzystnym jest stosowanie jako materiału wypełniającego paliwa alternatywnego RDF. Na zawartość węgla, siarki oraz wartość opałową uzyskanego paliwa istotny wpływ ma także stosunek ilości materiału wypełniającego do odpadu z PRS (hipoteza 1). Korzystnie jest stosowanie mieszkanek odpadów z PRS z materiałami wypełniającymi w stosunku 50:50. Natężenie przepływu powietrza ma także istotny wpływ na właściwości energetyczne paliwa uzyskanego po procesie, w szczególności na zawartość wilgoci całkowitej oraz wartość opałową (hipoteza 2). Zastosowanie uśrednionego natężenia przepływu  $Q = 0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  spowodowało uzyskanie najwyższych temperatur maksymalnych, natomiast dla  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  uzyskano najwyższą średnią redukcję wilgoci oraz najwyższy średni wzrost wartości opałowej roboczej.

W pracy wykazano, że proces biologicznego suszenia odpadów z przemysłu rolno-spożywczego o wysokiej zawartości wilgoci cechuje się wysokim potencjałem w zakresie zagospodarowania tych odpadów, szczególnie w aspekcie ich późniejszego wykorzystania jako alternatywnego źródła energii (hipoteza 3).

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Do prawidłowego przebiegu procesu biologicznego suszenia odpadów z PRS konieczne jest wykorzystanie materiału wypełniającego, poprawiającego strukturę mieszanki.
2. Mieszanki odpadów z PRS z materiałem wypełniającym po procesie biologicznego suszenia stanowią paliwo zastępcze o korzystniejszych właściwościach energetycznych, mogących mieć zastosowanie w przemyśle energetycznym lub w cementowniach.



3. Paliwo alternatywne RDF zastosowane jako materiał wypełniający ma istotny wpływ na proces biosuszenia odpadów z PRS. Pozwala uzyskać wyższą redukcję wilgoci, zachować wyższą zawartość węgla, a także uzyskać wysoką końcową wartość opałową roboczą, co przekłada się na otrzymanie wyższych wartości indeksu biosuszenia (BI).
4. Ze względu na istotnie mniejszy ubytek węgla i istotnie wyższy wzrost wartości opałowej roboczej zaleca się stosowanie materiału wypełniającego w 50% udziale masowym w mieszance z odpadami z PRS.
5. Prowadzenie procesu biologicznego suszenia przy natężeniu przepływu powietrza  $Q = 0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$  pozwala w większym stopniu obniżyć zawartość wilgoci całkowitej i uzyskać najwyższy wzrost wartości opałowej roboczej.

Podsumowując, praca stanowi istotny wkład w literaturę naukową dotyczącą procesu biologicznego suszenia odpadów pochodzących z przemysłu rolno-spożywczego. W związku ze stale rosnącym zapotrzebowaniem na materiały do zastosowania w energetyce przeprowadzone badania mają znaczenie dla przemysłu energetycznego, a także dla cementowni, w których powszechnie stosowane są paliwa alternatywne. Kolejnym krokiem, będącym kontynuacją przeprowadzonych badań, powinno być przeprowadzenie analizy i oceny ekonomicznej procesu biologicznego suszenia odpadów z PRS.

## Bibliografia

1. Ab Jalil, N.A.; Basri, H.; Basri, N.E. Ahmad; Abushammala, Mohammed F.M. (2016). Biodrying of municipal solid waste under different ventilation periods. *Environmental Engineering Research*, 21(2), 145-151.
2. Adani, F.; Baido, D.; Calcaterra, E.; Genevini, P. (2002). The influence of biomass temperature on biostabilization–biodrying of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 83(3), 173-179.
3. Aghbashlo, M.; Mobli, H.; Rafiee, S.; Madadlou, A. (2013). A review on exergy analysis of drying processes and systems, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 22, 1-22.
4. Ambroziak, Ł. (2024). *Kapitał zagraniczny w sektorze rolno – spożywczym Polski*. W: P. Chmieliński, G. Gorzelak (red.), *Polska wieś i polskie rolnictwo. 20 lat w Unii Europejskiej*. (s. 33- 50). Warszawa: IRWiR PAN.
5. Andrzejewska, A.; Topoliński, T. (2015). Polimery biodegradowalne do zastosowań biomedycznych, *Postępy w inżynierii mechanicznej*, 6(3), 5-12.
6. Baptista, M.; Antunes, F.; Goncalves, M.S.; Morvan, B.; Silveira, A. (2010). Composting kinetics in full-scale mechanical-biological treatment plants. *Waste Management*, 30(10), 1908-1921.
7. Bhatsada, A.; Patumsawad, S.; Towprayoon, S.; Chiemchaisri, C.; Phongphiphat, A.; Wangyao, K. (2023). Modification of the Aeration-Supplied Configuration in the Biodrying Process for Refuse-Derived Fuel (RDF) Production. *Energies*, 16(7), 3235.
8. Białecka, B. (2008). Gospodarka odpadami z przemysłu rolno-spożywczego w województwie śląskim. *Problemy ekologii*, 12(1), 28-32.
9. Białowiec, A. (2018). *Tlenowa stabilizacja odpadów komunalnych*. Wrocław: Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.
10. Bilgin, M.; Tulun, S. (2015). Biodrying for municipal solid waste: volume and weight reduction. *Environmental Technology*, 36(13), 1691-1697.
11. Bińczak, O.; Pawłowski, T.; Jankowska, A.; Kowalski, D. (2016). *Wpływ dodatku wytłoków rzepakowych na jakość sensoryczną chleba*. W: D. Górecka, E. Pośpiech (red.), *Zagospodarowanie ubocznych produktów przemysłu spożywczego* (s. 36-46). Poznań: PTTŻ.
12. Borowski, S.; Boniecki, P.; Kubacki, P.; Czyżowska, A. (2018). Food waste co-digestion with slaughterhouse waste and sewage sludge: digestate conditioning and supernatant quality. *Waste Management*, 74, 158-167.

13. Boruch, M.; Nowakowska, K. (1996). *Technologia spożywczych suszów ziemniaczanych*. Łódź: Wydawnictwo Politechniki Łódzkiej.
14. CEN-TS 15414-1: 2006 Solid recovered fuels. Determination of moisture content using the oven dry method. Determination of total moisture by a reference method.
15. Chang, J. I.; Chen, Y.J. (2010). Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technology*, 101(15), 5917-5924.
16. Choi, H. L.; Richard, T. L.; Ahn, H. K. (2001). Composting high moisture materials: Biodrying poultry manure in a sequentially fed reactor. *Compost Science and Utilization*, 9, 303-311.
17. Chou S. K.; Chua K. J. (2001). New hybrid drying technologies for heat sensitive foodstuffs. *Trends in Food Science & Technology*, 12, 359-369.
18. Colomer-Mendoza, F. J.; Herrera-Prats, L.; Robles-Martinez, F.; Gallardo-Izquierdo, A.; Pina-Guzman, A. B. (2013). Effect of airflow on biodrying of gardening wastes in reactors, *Journal of Environmental Sciences*, 25(5), 865-872.
19. Colomer-Mendoza, F. J.; Robles-Martinez, F.; Herrera-Prats, L.; Gallardo-Izquierdo, A.; Bovea, M. D. (2012). Biodrying as a biological process to diminish moisture in gardening and harvest wastes. *Environ Dev Sustain*, 14(6), 1013-1026.
20. Colomer-Mendoza, F. J.; Robles-Martinez, F.; Pina-Guzman, A. B.; Vincente-Monserrat, P.; Gallardo-Izquierdo, A. (2016). Influence of different airflows and the presence of bulking agent on biodrying of gardening wastes in reactors. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32, 161-171.
21. Cyranka, M.; Jurczyk, M. (2016). Energy, economic and legal determinants for cogeneration energy recovery from municipal waste. *Polityka Energetyczna – Energy Policy Journal*, 19(1), 99-114.
22. Czajka K., Mokrzycki E., Uliasz-Bocheńczyk A. (2000). Zasoby energetyczne odpadów, *II Sympozjum „Energia z odpadów”*, Sopot.
23. Czajka K.; Sordyl P. (2011). Przeprowadzenie badania składu i właściwości zmieszanych odpadów komunalnych przeznaczonych do składowania na terenie województwa świętokrzyskiego.
24. Czekąła W.; Dach J.; Malińska K.; Przybył J.; Myszura M. (2015). Dynamic of gaseous emissions during composting of sewage sludge with maize straw as a bulking agent. *Journal of Ecological Engineering*, 16(3), 108-114.
25. Czekąła, W.; Pulka, J.; Jasiński, T.; Szewczyk, P.; Bojarski, W.; Jasiński, J. (2022). Waste as substrates for agricultural biogas plants: A case study from Poland. *Journal of Water and Land Development*, 56, 45-50.

26. Czyżyk, F.; Strzelczyk, M.; Steinhoff-Wrześniewska, A.; Godzwon, J.; Rajmund, A.; Kołdras, J.; Kaca, E. (2010). *Wytyczne w zakresie wykorzystania produktów ubocznych oraz zaleconego postępowania z odpadami w rolnictwie i przemyśle rolno-spożywczym*. Falenty-Warszawa: ITP.
27. Dach, J.; Pulka, J.; Janczak, D.; Lewicki, A.; Pochwatka, P.; Oniszczyk, T. (2020). Energetic Assessment of Biogas Plant Projects Based on Biowaste and Maize Silage Usage. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 505(1), 012029.
28. Daniel, Z.; Juliszewski, T.; Kowalczyk, Z.; Malinowski, M.; Sobol, Z.; Wrona, P. (2012). Metoda szczegółowej klasyfikacji odpadów z sektora rolniczego i rolno-spożywczego. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 2(IV), 141-152.
29. De Gisi, S.; Todaro, F.; Fedele, G.; Carella, C.; Notarnicola, M. (2018). Alternating pure oxygen and air cycles for the biostabilization of unsorted fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, 79, 404-414.
30. Dębicka, M.; Żygadło, M.; Latosińska, J. (2017). The effectiveness of biodrying waste treatment in full scale reactor. *Open Chemistry*, 15(1), 67-74.
31. den Boer, E. (2013). Jak zwiększyć kaloryczność RDF, *Przegląd Komunalny*, 3, 8-9.
32. Domińczyk, A.; Krzystek, L.; Ledakowicz, S. (2012). Biologiczne suszenie mieszaniny stałych odpadów przemysłu papierniczego oraz organicznej frakcji stałych odpadów komunalnych. *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 51(4), 115-116.
33. Famielec S.; Malinowski M.; Tomaszek K.; Wolny-Koładka K.; Krilek J. (2024). The effect of biological methods for MSW treatment on the physicochemical, microbiological and phytotoxic properties of used biofilter bed media. *Waste management*, 175, 276-285.
34. Ferdes, M.; Dincă, M. N.; Moiceanu, G.; Zăbavă, B. Ş.; Paraschiv, G. (2020). Microorganisms and enzymes used in the biological pretreatment of the substrate to enhance biogas production: a review. *Sustainability*, 12(17), 7205.
35. Frączek J. (2010). *Optymalizacja procesu produkcji paliw kompaktowanych wytwarzanych z roślin energetycznych*. Kraków: PTIR.
36. Frei, K.; Cameron, D.; Stuart, P. (2004). Novel drying process using forced aeration through a porous biomass matrix. *Drying Technology*, 22(5), 1191-1215.
37. Gajewska T.; Malinowski M.; Szkoda M. (2019) The use of biodrying to prevent self-heating of alternative fuel. *Materials*, 12(18), 1-14.
38. Garcia, N. H.; Mattioli, A.; Gil, A.; Frison, N.; Battista, F.; Bolzonella, D. (2019). Evaluation of the methane potential of different agricultural and food processing substrates for improved biogas production in rural areas. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 112(C), 1-10.

39. Głowacki, J.; Kopyciński, P.; Malinowski, M.; Mamica, Ł. (2022). *Characteristics of sustainable consumption from an economic perspective*. W: M. Wojnarowska, M. Ćwiklicki, C. Ingrao (red.), *Sustainable Products in the Circular Economy. Impact on Business and Society* (s. 222-238). London, New York: Routledge.
40. Górecka, D.; Pośpiech, E. (2016). *Zagospodarowanie ubocznych produktów przemysłu spożywczego*. Poznań: PTTŻ.
41. Goryl, W.; Filipowicz, M. (2016). Metody wykorzystane w suszeniu biomasy. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury*, 16(4), 151-158.
42. Grill S., Giordano A, Spagni A, 2012 Stabilization of biodried municipal solid waste fine fraction in landfill bioreactor. *Waste Management*, 32, 1678-1684.
43. Grzesik, K.; Malinowski, M. (2017). Life Cycle Assessment of the mechanical – biological treatment of mixed municipal waste in Miki Recycling, Krakow, Poland. *Environmental Engineering Science*, 34, 207-220.
44. Hao, Z.; Yang, B.; Jahng, D. (2018). Spent coffee ground as a new bulking agent for accelerated biodrying of dewatered sludge. *Water Research*, 138, 250-263.
45. Haque, N.; Somerville, M. (2013). Techno-Economic and Environmental Evaluation of Biomass Dryer. *Procedia Engineering*, 56, 650-655.
46. Hu, Z.; Hao, Z.; Lei, H.; Guo, Y.; Chen, Q.; Zhang, W.; Rao, P. (2023). Effect of bulking agents on dewatered sludge biodrying followed by thermal drying. *Processes*, 11(5), 1392.
47. Huilindir, C.; Villegas, M. (2015). Simultaneous effect of initial moisture content and airflow rate on biodrying of sewage sludge. *Water Research*, 82, 118-128.
48. Hurka, M.; Malinowski, M. (2014). Assessment of the use of EWA bioreactor in the process of biodrying of undersize fraction manufactured from mixed municipal solid waste. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, IV(1), 1127-1136.
49. Jałoszyński K.; Szarycz M.; Jarosz B. (2006). Wpływ suszenia konwekcyjnego i mikrofalowego-podciśnieniowego na zachowanie związków aromatycznych w pietruszce naciowej. *Inżynieria Rolnicza*, 12(87), 209-215.
50. Jaros M.; Gniado A.; Golisz E.; Głowacki S.; Tulej W. (2020). *Efficiency of Industrial Drying of Apple Pomace*. W: M. Wróbel, M. Jewiarz, A. Szlęk (red.), *Renewable Energy Sources: Engineering, Technology, Innovation*. Springer Proceedings in Energy. Cham: Springer.
51. Jędrzak, A. (2008). *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. Warszawa, PWN.

52. Jędrzak, A.; Szpadt, R. (2006). Opracowanie metodyki badań ilościowych i jakościowych odpadów dla potrzeb monitoringu i planowania gospodarki odpadami komunalnymi w Polsce, Kamieniec Wr., Zielona Góra.
53. Kamińska A.; Ciesielczyk W. (2011). Kinetyka suszenia mikrofalowego wybranych warzyw i owoców. *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 50(1), 19-20.
54. Kapusta, F. (2017). Rynek warzyw w Polsce i jego powiązania międzynarodowe. *Zeszyty Naukowe SGGW W Warszawie - Problemy Rolnictwa Światowego*, 17(2), 93-105.
55. Klepka, T. (2017). *Nowoczesne materiały polimerowe i ich przetwórstwo. Część 3*. Lublin: Monografie - Politechnika Lubelska.
56. Kołodziejczyk K.; Markowski J.; Kosmala M.; Król B.; Płocharski W. (2007). Apple pomace as a potential source of nutraceuticals products, *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*, 57(4B), 291-295.
57. Kopik M. (2019). *Powstawanie i zagospodarowanie odpadów generowanych w rolnictwie i przemyśle rolno-spożywczym - stan obecny i perspektywy. Raport 2019*. Kielce: Europejska Agencja Rozwoju Sp. J. Kopik i wspólnicy.
58. Krzystek, L.; Zawadzka, A.; Ledakowicz, S. (2009). Biologiczne suszenie osadów ściekowych i organicznej frakcji miejskich odpadów stałych metodą kompostowania w reaktorze okresowym. *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 48(3), 65-66.
59. Kumider, J. (1996). *Utylizacja odpadów przemysłu rolno-spożywczego. Aspekty towaroznawcze i ekologiczne*. Poznań, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej.
60. Lechner S.; Romberecht H-B.; Krautz HJ. (2011). Suszenie para w złożu fluidalnym pod ciśnieniem (SPZFC) i oddzielenie dwutlenku węgla przez płuczkę gazową – nowe wyzwania dla wytwarzania energii elektrycznej z węgla brunatnego. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 35(3), 203-214.
61. Ledakowicz, S.; Krzystek, L. (2005). Wykorzystanie fermentacji metanowej w utylizacji odpadów przemysłu rolno-spożywczego, *Biotechnologia*, 3, 165-183.
62. Li, H.; Finney, K. (2010). A Review of Drying Technologies. *EPSRC Thermal Management of Industrial Processes*, Sheffield University.
63. Li, H.; Chen, Q.; Zhang, X.; Finney, K.; Sharifi, V.; Swithenbank, J. (2012). Evaluation of a biomass drying process using waste heat from process industries: A case study. *Applied Thermal Engineering*, 35, 71-80.
64. Ma, J.; Zhang, L.; Li, A. (2016) Energy-efficient co-biodrying of dewatered sludge and food waste: Synergistic enhancement and variables investigation. *Waste Management*, 56, 411-422.

65. Ma, J.; Zhang, L.; Mu, L.; Zhu, K.; Li, A. (2018). Thermally assisted bio-drying of food waste: synergistic enhancement and energetic evaluation. *Waste Management*, 80, 327-338.
66. Maksymowicz B. (1999). Badania składu i właściwości stałych odpadów komunalnych z terenu Łodzi. Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Ekologii Miast. Łódź.
67. Malinowski M. (2013a). Selected properties of alternative fuel manufactured from municipal solid waste. *Infrastructure and ecology of rural areas*. 2(IV), 125-139.
68. Malinowski M. (2022). Biostabilization process of undersized fraction of municipal solid waste with biochar addition. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 24(6), 2201-2215.
69. Malinowski M.; Famielec S. (2022). Impact of Biochar Addition and Air-Flow Rate on Ammonia and Carbon Dioxide Concentration in the Emitted Gases from Aerobic Biostabilization of Waste. *Materials*, 15(5), 1-18.
70. Malinowski M.; Sikora J. (2014). Wpływ zawartości odpadów ulegających biodegradacji na właściwości paliwa alternatywnego z odpadów. *Proceedings of ECOpole*, 8(1), 223-230.
71. Malinowski M.; Wolny-Koładka K. (2015). Badania procesu samonagrzewania się paliwa alternatywnego wytwarzanego ze zmieszanych odpadów komunalnych. *Proceedings of ECOpole*, 9(1), 256-261.
72. Malinowski M.; Wolny-Koładka K.; Vaverkova M.D.; Adamcova D.; Zloch J.; Łukasiewicz M.; Sikora A. (2020). *The Possibility of Using Composted Biowaste with the Addition of Biochar for Energy Purposes*. W: M. Wróbel, M. Jewiarz, A. Szlęk (red.), *Renewable Energy Sources: Engineering, Technology, Innovation*. Springer Proceedings in Energy. Cham: Springer.
73. Malinowski, M. (2013b). *Określenie wybranych właściwości odpadów komunalnych w gminach podmiejskich*. Dysertacja pracy doktorskiej. Kraków: AGH.
74. Malinowski, M.; Famielec, S.; Wolny-Koładka, K.; Sikora, J.; Gliniak, M.; Baran, D.; Sobol, Z.; Salamon J. (2021). Impact of digestate addition on the biostabilization of undersized fraction from municipal solid waste. *Science of The Total Environment*, 770, 145375.
75. Malinowski, M.; Wolny-Koładka, K. (2017). Microbiological and energetic assessment of the effects of the biological drying of fuel produced from waste. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 24(4), 551-564.
76. Malinowski, R. (2015). Biotworzywa jako nowe materiały przyjazne środowisku naturalnemu, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 18(2), 215-231.

77. Marks, S.; Dach, J.; Fernandez Morales, F. J.; Mazurkiewicz, J.; Pochwatka, P.; Gierz, Ł. (2020). New trends in substrates and biogas systems in Poland. *Journal of Ecological Engineering*, 21(4), 19-25.
78. Mia, S.; Uddin, M.; Kader, M.; Ahsan, A.; Mannan, M.; Hossain, M.; Solaiman, Z. (2018). Pyrolysis and co-composting of municipal organic waste in Bangladesh: A quantitative estimate of recyclable nutrients, greenhouse gas emissions, and economic benefits. *Waste Management*, 75, 503-513.
79. Mirowski T.; Mokrzycki E.; Uliasz-Bocheńczyk A. (2018). *Energetyczne wykorzystanie biomasy*. Kraków: Wydawnictwo Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk.
80. Mohammed, M.; Ozbay, I.; Durmusoglu, E. (2017a). Bio-drying of green waste with high moisture content. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 420-427.
81. Mohammed, M.; Ozbay, I.; Karademir, A.; Isleyen, M. (2017b). Pre-treatment and utilization of food waste as energy source by bio-drying process. *Energy Procedia*, 128, 100–107.
82. Monitor Polski, Uchwała nr 96 Rady Ministrów z dnia 12 czerwca 2023 r. w sprawie Krajowego planu gospodarki odpadami 2028
83. Motevali, A.; Minaei, S.; Khoshtagaza, M. H. (2011). Evaluation of Energy consumption in different drying methods. *Energy Conversion and Management*, 52, 1192-1199.
84. Mujumdar, A. S. (2006). *Handbook of industrial drying*, Floryda: CRC Press.
85. Navae-Ardeh, S.; Bertrand, F.; Stuart, P. R. (2006). Emerging biodrying technology for the drying of pulp and paper mixed sludges. *Drying Technology*, 24, 863-876.
86. Nawirska, A. (2007). Zagospodarowanie odpadów z przemysłu owocowo-warzywnego. *Przemysł fermentacyjny i owocowo-warzywny*, 10, 44-46.
87. Niedziałkiewicz J.; Waclawiak K.; Stelmach K. (2007). *Procesy termiczne utylizacji odpadów*. Gliwice: Wydawnictwo Politechniki Śląskiej.
88. Nowacka M.; Śledź M.; Wiktor A.; Witrowa-Rajchert D. (2012). Fizyczne i chemiczne właściwości produktów spożywczych suszonych z wykorzystaniem mikrofal. *Żywność. Nauka. Technologia. Jakość*, 6(85), 5-20.
89. Nwokolo, N.; Mukumba, P.; Oibileke, K.; Enebe, M. (2020). Waste to energy: A focus on the impact of substrate type in biogas production. *Processes*, 8(10), 1-21.
90. Obidziński S. (2010). Ocena właściwości energetycznych wycierki ziemniaczanej. *Postępy techniki przetwórstwa spożywczego*, 1, 58-62.



91. Orsat, V.; Raghavan, V.; Meda, V. (2005). Microwave technology for food processing: an overview. *The microwave processing of foods*, 105-118.
92. Plewa, J. (2024). *Polskie rolnictwo i gospodarka żywnościowa w ujęciu globalnym*. W: P. Chmieliński, G. Gorzelak (red.), *Polska wieś i polskie rolnictwo. 20 lat w Unii Europejskiej*. (s. 157-176). Warszawa: IRWiR PAN.
93. PN-EN 15400:2011 Stałe paliwa wtórne - Oznaczanie wartości opałowej.
94. PN-EN 15403:2011 Stałe paliwa wtórne - Oznaczanie zawartości popiołu.
95. PN-EN 15407: 2011 Stałe paliwa wtórne - Metody oznaczania zawartości węgla (C), wodoru (H) i azotu (N).
96. PN-EN 15408:2011 Stałe paliwa wtórne - Metody oznaczania zawartości siarki (S), chloru (Cl), fluoru (F) i bromu (Br).
97. PN-EN 15442:2011 Stałe paliwa wtórne - Metody pobierania próbek
98. Poczta, W. (2023). *Wpływ akcesji Polski do Unii Europejskiej na sytuację rolnictwa i rolników*. W: S. Kluza (red.), *Polska w Unii Europejskiej. Bilans korzyści*. (s. 91-128). Warszawa: Wydawnictwo Jedność.
99. Rada, E.C.; Ragazzi, M.; Panaitescu, V.; Apostol, T. (2006). Experimental characterization of Municipal Solid waste bio-drying. *Proc. of Third International Conference on Waste Management and the Environment*, 92, 295-302.
100. Richard, T.; Hamelers, H.V.M.; Veecken, A.; Silva, T. (2002). Moisture relationships in composting processes. *Compost science & utilization*, 10, 286-302.
101. Rozporządzenie Ministra Klimatu z dnia 2 stycznia 2020 r. w sprawie katalogu odpadów
102. Samborska, K. (2008). Suszenie rozpyłowe w przemyśle spożywczym. *Postępy Techniki Przetwórstwa Spożywczego*, 1, 63-69.
103. Selecki, A.; Gradoń, L. (1985). *Podstawowe Procesy Przemysłu Chemicznego*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowo-Techniczne.
104. Shao, L.M.; Ma, Z. H.; Zhang, H.; Zhang, D. Q.; He, P. J. (2010). Bio-drying and size sorting of municipal solid waste with high water content for improving energy recovery. *Waste Management*, 30(7), 1165-1170.
105. Sikora, J.; Mruk, B. (2016). Analiza ilościowa i jakościowa biogazu wydzielanego z wsadów skomponowanych na bazie dostępnych frakcji w gospodarstwie rolnym. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, III(2), 907-917.
106. Sikora, J.; Rutkowski, K. (2013). Determining the amount of biogas derived from cosubstrate on base executed corn silage and wastes of agricultural industries. *Conference Proceeding - 5th International Conference, Trends in Agricultural Engineering*, 581-585.

107. Sikora, J.; Wolny-Koładka, K.; Malinowski, M. (2013). Biodiversity of microorganisms isolated from selected substrates used in agricultural biogas plants versus the quantity and quality of obtained biogas. *Infrastructure and ecology of rural areas*, 2(IV), 141-154.
108. Skalmowski K.; Wolska K.; Pieniak U.; Roszczyńska I. (2004). Badania właściwości technologicznych odpadów komunalnych. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
109. Skotnicka, E. (2011). Przegląd technologii suszenia materiałów sypkich. *Piece przemysłowe & kotły*, 12(11), 41-44.
110. Sołowiej, P.; Neugebauer, M.; Dach, J.; Czekala, W.; Janczak, D. (2017). The influence of substrate C: N ratios on heat generation during the composting process of sewage sludge. *International Journal of Smart Grid and Clean Energy*, 6, 61-66.
111. Sołowiej, P.; Pochwatka, P.; Wawrzyniak, A.; Łapiński, K.; Lewicki, A.; Dach, J. (2021). The Effect of Heat Removal during Thermophilic Phase on Energetic Aspects of Biowaste Composting Process. *Energies*, 14(4), 1183.
112. Strumiłło, Cz. (1983). *Podstawy teorii i techniki suszenia*. Warszawa, WNT.
113. Sugni, M.; Calcaterra, E.; Adani, F. (2005). Biostabilization-biodrying of municipal solid waste by inverting air-flow. *Bioresource Technology*, 96(12), 1331-1337.
114. Sumińska, T.; Sierakowska, M. (2019). Wysłodki buraczane wartościową paszą dla zwierząt. *Postępy Nauki i Technologii Przemysłu Rolno – Spożywczego*, 74(2), 48-59.
115. Sun, Y.; Yang, B.; Wang, Y.; Zheng, Z.; Wang, J.; Yue, Y.; Mu, W.; Xu, G.; Ying, J. (2023). Energy evaluation of biogas production system in China from perspective of collection radius. *Energy*, 265, 126377.
116. Szczepaniak, I.; Ambroziak, Ł.; Drożdż, J. (2020). Wpływ pandemii COVID-19 na przetwórstwo spożywcze i eksport rolno-spożywczy Polski. *Ubezpieczenia w Rolnictwie - Materiały i Studia*, 1(73), 117-163.
117. Tambone, F.; Scaglia, B.; Scotti, S.; Adani, F. (2011). Effects of biodrying process on municipal solid waste properties. *Bioresource Technology*, 102(16), 7443-7450.
118. Tarko, T.; Duda-Chodak, A.; Bebak A. (2012). Aktywność biologiczna wybranych wycieków owocowych oraz warzywnych. *Żywność. Nauka. Technologia. Jakość*. 4(83), 55-65.
119. Tom, A. P.; Haridas, A.; Pawels, R. (2016a). Biodrying Process Efficiency: Significance of Reactor Matrix Height. *Procedia Technology*, 25, 130-137.
120. Tom, A. P.; Pawels, R; Haridas, A. (2016b). Biodrying process: A sustainable technology for treatment of municipal solid waste with high moisture content. *Waste Management*, 49(25), 64-72.

121. Trezza, M.A.; Scian, A.N. (2005). Waste fuels: their effect on Portland cement clinker. *Cement and Concrete Research*, 35, 438-444.
122. Ulewicz, M.; Maciejewski, P. (2011). Ekologiczne korzyści ze spalania paliw alternatywnych. *Zeszyty Naukowe WSOWL*, 2(160), 384-402.
123. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach
124. Vaverková, M.; Adamcová, D. (2015). Biodegradability of bioplastic materials in a controlled composting environment. *Journal of Ecological Engineering*, 16(3), 155-160.
125. Vaverková, M.; Adamcová, D.; Zloch, J. (2014). How do degradable/biodegradable plastic materials decompose in home composting environment? *Journal of Ecological Engineering*, 15(4), 82-89.
126. Velis, C.A.; Longhurst, P.J.; Drew, G.H.; Smith, R.; Pollard, S.J.T. (2009). Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: a review of process science and engineering. *Bioresource Technology*, 100(11), 2747-2761.
127. Witrowa-Rajchert, D. (2009). Nowe trendy w suszeniu żywności. Ekspertyza. Pozyskano z: [www.agengpol.pl](http://www.agengpol.pl), data pobrania: [10.10.2022].
128. Wolny-Koładka K.; Malinowski M.; Zdaniewicz M. (2021). Energy-related and microbiological evaluation of the effects of bulking agents on the brewery hot trub biodrying. *Food and Bioproducts Processing*, 127, 398-407.
129. Xin, L.; Qin, Y.; Lou, T.; Xu, X.; Wang, H.; Mei, Q.; Wu, W. (2023). Rapid start-up and humification of kitchen waste composting by an innovative biodrying-enhanced process. *Chemical Engineering Journal*, 452(3), 139459.
130. Yang, B.; Zhang, L.; Jahng, D. (2014). Importance of initial moisture content and bulking agent for biodrying sewage sludge. *Drying Technology*, 3, 135-144.
131. Yuan, J.; Li, Y.; Wang, G.; Zhang, D.; Shen, Y.; Ma, R.; Li, D.; Li, S.; Li, G. (2019). Biodrying performance and combustion characteristics related to bulking agent amendments during kitchen waste biodrying. *Bioresource Technology*, 284, 56-64.
132. Yuan, J.; Zhang, D.; Li, Y.; Chadwick, D.; Li, G.; Li, Y.; Du, L. (2017). Effects of adding bulking agents on biostabilization and drying of municipal solid waste. *Waste Management*, 62, 52-60.
133. Yuan, J.; Zhang, D.; Li, Y.; Li, J.; Luo, W.; Zhang, H.; Wang, G.; Li, G. (2018). Effects of the aeration pattern, aeration rate, and turning frequency on municipal solid waste biodrying performance. *Journal of Environmental Management*, 218, 416-424.
134. Zawadzka, A.; Krzystek, L.; Ledakowicz, S. (2010). Autothermal biodrying of municipal solid waste with high moisture content. *Chemical Papers*, 64(2), 265-268.

135. Zhang, D. Q.; He, P. J.; Jin, T. F.; Shao, L. M. (2008). Bio-drying of municipal solid waste with high water content by aeration procedures regulation and inoculation. *Bioresource Technology*, 99(18), 8796-8802.
136. Zhang, D.; Xu, Z.; Wang, G.; Huda, N.; Li, G.; Luo, W. (2020). Insights into characteristics of organic matter during co-biodrying of sewage sludge and kitchen waste under different aeration intensities, *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101117.
137. Zhang, D.Q.; He, P. J.; Shao, L. M. (2009). Sorting efficiency and combustion properties of municipal solid waste during bio-drying. *Waste Management*, 29(11), 2816-2823.
138. Zhang, M.; Tang, J.; Mujumdar, A.S.; Wang S. (2006). Trends in microwave related drying of fruits and vegetables. *Trends in Food Science & Technology*, 17, 524-534.
139. Zhao, L.; Gu, W. M.; He, P. J.; Shao, L. M. (2011). Biodegradation potential of bulking agents used in sludge bio-drying and their contribution to bio-generated heat. *Water Research*, 45, 2322-2330.

## Spis tabel

Tabela 1. Podgrupy odpadów z rolnictwa oraz przetwórstwa żywności.....	12
Tabela 2. Zestawienie tlenowych procesów biologicznego przetwarzania odpadów .....	21
Tabela 3. Zestawienie wyników badań procesu biologicznego suszenia odpadów .....	23
Tabela 4. Zestawienie analizowanych wariantów procesu biologicznego suszenia .....	32
Tabela 5. Skład materiałowy analizowanych odpadów.....	43
Tabela 6. Wybrane właściwości fizyko-chemiczne analizowanych odpadów .....	44
Tabela 7. Właściwości fizyko-chemiczne mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową ...	45
Tabela 8. Właściwości fizyko-chemiczne mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym .....	46
Tabela 9. Gęstość analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ] .....	55
Tabela 10. Gęstość analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ] .....	57
Tabela 11. Zawartość wilgoci całkowitej analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [%] .....	58
Tabela 12. Zawartość wilgoci całkowitej w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [%].....	60
Tabela 13. Zawartość popiołu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	61
Tabela 14. Zawartość popiołu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	63
Tabela 15. Straty prażenia w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	64
Tabela 16. Straty prażenia w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	66
Tabela 17. Zawartość węgla w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	67
Tabela 18. Zawartość węgla w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	69
Tabela 19. Zawartość azotu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	70
Tabela 20. Zawartość azotu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	72

Tabela 21. Zawartość wodoru w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	73
Tabela 22. Zawartość wodoru w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	75
Tabela 23. Zawartość siarki w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	77
Tabela 24. Zawartość siarki w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [% s.m.].....	78
Tabela 25. Ciepło spalania analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ].....	80
Tabela 26. Ciepło spalania analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ].....	81
Tabela 27. Wartość opałowa analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ].....	83
Tabela 28. Wartość opałowa analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przed i po procesie biologicznego suszenia [ $\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ].....	84
Tabela 29. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmian gęstości odpadów BD% .....	89
Tabela 30. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla redukcji wilgoci całkowitej MC%.....	90
Tabela 31. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla ubytku strat prażenia VS% .....	92
Tabela 32. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla wzrostu zawartości popiołu A%.....	93
Tabela 33. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla ubytek zawartości węgla C% .....	94
Tabela 34. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany zawartości wodoru H% .....	95
Tabela 35. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany zawartości siarki S%.....	96
Tabela 36. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany zawartości azotu N% .....	97
Tabela 37. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany ciepła spalania HHV% .....	98

Tabela 38. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla zmiany wartości opałowej LHV%.....	99
Tabela 39. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla współczynnika BI [-]101	
Tabela 40. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla temperatury maksymalnej $T_{\max}$ [°C].....	102
Tabela 41. Wyniki wieloczynnikowej analizy wariancji ANOVA dla czasu trwania fazy termofilnej t [h].....	103

## Spis rysunków

Rysunek 1. Hierarchia postępowania z odpadami.....	11
Rysunek 2. Udział poszczególnych podgrup odpadów z rolnictwa i przetwórstwa żywności wytworzonych w 2018 r. ....	12
Rysunek 3. Odpady z przetwórstwa warzyw (po lewej) oraz wyłoki owocowe (po prawej) .	27
Rysunek 4. Paliwo alternatywne RDF (po lewej) oraz frakcja podsitowa UFMSW (po prawej) .....	28
Rysunek 5. Schemat pobierania próbek .....	29
Rysunek 6. Bioreaktor laboratoryjny typu BKB 100 (po lewej) oraz schemat budowy (po prawej).....	30
Rysunek 7. Schemat blokowy przebiegu doświadczenia .....	33
Rysunek 8. Młynek kriogeniczny .....	34
Rysunek 9. Suszarka laboratoryjna .....	36
Rysunek 10. Analizator elementarny ELTRA CHS-580.....	37
Rysunek 11. Analizator elementarny ELTRA N-500 .....	38
Rysunek 12. Analizator termograwimetryczny TGA.....	38
Rysunek 13. Kalorymetr IKA POL 5000 .....	40
Rysunek 14. Zmiany temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu biologicznego suszenia wariantów kontrolnych przy natężeniu przepływu powietrza $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , $0,2$ $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ oraz $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .....	47
Rysunek 15. Zmiany zawartości $\text{CO}_2$ i $\text{O}_2$ w gazach procesowych z biologicznego suszenia wariantów kontrolnych przy natężeniu przepływu powietrza $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , $0,2$ $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ oraz $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .....	48
Rysunek 16. Zmiany temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu biologicznego suszenia wariantów, gdzie odpad z PRS stanowił 30%, przy natężeniu przepływu powietrza $0,1$ $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ oraz $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .....	49
Rysunek 17. Zmiany zawartości $\text{CO}_2$ i $\text{O}_2$ w gazach procesowych z biologicznego suszenia wariantów, gdzie odpad z PRS stanowił 30%, przy natężeniu przepływu powietrza $0,1$ $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ oraz $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .....	51
Rysunek 18. Zmiany temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu biologicznego suszenia wariantów, gdzie odpad z PRS stanowił 50%, przy natężeniu przepływu powietrza $0,1$ $\text{m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ oraz $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .....	52



Rysunek 19. Zmiany zawartości CO <sub>2</sub> i O <sub>2</sub> w gazach procesowych z biologicznego suszenia wariantów, gdzie odpad z PRS stanowił 50%, przy natężeniu przepływu powietrza 0,1 m <sup>3</sup> ·(h·kg <sub>s.m.org.</sub> ) <sup>-1</sup> , 0,2 m <sup>3</sup> ·(h·kg <sub>s.m.org.</sub> ) <sup>-1</sup> oraz 0,4 m <sup>3</sup> ·(h·kg <sub>s.m.org.</sub> ) <sup>-1</sup> .....	54
Rysunek 20. Zmiana gęstości analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową .....	56
Rysunek 21. Zmiana gęstości analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym .....	57
Rysunek 22. Redukcja zawartości wilgoci całkowitej w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową .....	59
Rysunek 23. Redukcja zawartości wilgoci całkowitej w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym.....	60
Rysunek 24. Wzrost zawartości popiołu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową.....	62
Rysunek 25. Wzrost zawartości popiołu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym.....	63
Rysunek 26. Ubytek strat prażenia w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową.....	65
Rysunek 27. Ubytek strat prażenia w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym .....	66
Rysunek 28. Ubytek zawartości węgla w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową.....	68
Rysunek 29. Ubytek zawartości węgla w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym.....	69
Rysunek 30. Zmiana zawartości azotu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową.....	71
Rysunek 31. Zmiana zawartości azotu w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym.....	72
Rysunek 32. Zmiana zawartości wodoru w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową.....	74
Rysunek 33. Zmiana zawartości wodoru w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym.....	76
Rysunek 34. Zmiana zawartości siarki w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową.....	77
Rysunek 35. Zmiana zawartości siarki w analizowanych mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym) .....	79

Rysunek 36. Zmiana ciepła spalania analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową.....	80
Rysunek 37. Zmiana ciepła spalania analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym .....	82
Rysunek 38. Zmiana wartości opałowej analizowanych mieszanek odpadów z PRS z frakcją podsitową.....	83
Rysunek 39. Wzrost wartości opałowej analizowanych mieszanek odpadów z PRS z paliwem alternatywnym .....	85
Rysunek 40. Ubytek wody, ubytek strat prażenia oraz indeks BI w mieszankach odpadów z PRS z frakcją podsitową przy natężeniu przepływu powietrza $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ oraz $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .....	87
Rysunek 41. Ubytek wody, ubytek strat prażenia oraz indeks BI w mieszankach odpadów z PRS z paliwem alternatywnym przy natężeniu przepływu powietrza $0,1 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ , $0,2 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ oraz $0,4 \text{ m}^3 \cdot (\text{h} \cdot \text{kg}_{\text{s.m.org.}})^{-1}$ .....	88
Rysunek 42. Średnia zmiana gęstości mieszanek (BD%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	90
Rysunek 43. Średnia redukcja zawartości wilgoci (MC%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	91
Rysunek 44. Średni ubytek strat prażenia (VS%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	92
Rysunek 45. Średni wzrost zawartości popiołu (A%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	94
Rysunek 46. Średni ubytek zawartości węgla (C%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	95
Rysunek 47. Średnia zmiana zawartości wodoru (H%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	96
Rysunek 48. Średnia zmiana zawartości siarki (S%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	97

Rysunek 49. Średnia zmiana zawartości azotu (N%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	98
Rysunek 50. Średnia zmiana ciepła spalania (HHV%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	99
Rysunek 51. Średnia zmiana wartości opałowej (LHV%) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	100
Rysunek 52. Średnie wartości indeksu biosuszenia (BI) po procesie biologicznego suszenia przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza.....	101
Rysunek 53. Średnie wartości temperatury maksymalnej ( $T_{max}$ ) przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza .....	103
Rysunek 54. Średni czas trwania fazy termofilnej (t) przy dwóch różnych materiałach wypełniających, dwóch różnych jego udziałach oraz trzech natężeniach przepływu powietrza .....	104