



UNIwersytet
Przyrodniczy
we Wrocławiu

Wydział Przyrodniczo-Technologiczny

**Rozprawa doktorska
mgr inż. Krzysztof Rać**

**Kompostowanie odpadów porolniczych w warunkach
hiperbarycznych**

Promotorzy:
prof. dr hab. inż. Jerzy Bieniek
prof. dr hab. inż. Andrzej Białowiec

Wrocław, 2020

Spis treści:

Spis ważniejszych oznaczeń.....	4
1. Wstęp.....	5
2. Przegląd literatury	7
2.1 Gospodarka odpadami komunalnymi w Polsce	7
2.2. Odpady ulegające biodegradacji	9
2.3. Charakterystyka i jednolite nazewnictwo procesów biologicznych przetwarzania odpadów	11
2.4. Proces kompostowania	14
2. 5. Podstawy technologiczne procesu kompostowania	16
2.5.1. Wilgotność.....	16
2.5.2. Zawartość substancji nawozowych	17
2.5.3. Mikroorganizmy	19
2.5.4. Odczyn pH.....	20
2.5.5. Temperatura.....	20
2.5.6. Wolne przestrzenie powietrzne	21
2.6. Badania prowadzone nad procesem kompostowania	22
3. Geneza i cel pracy	24
4. Materiały i metody badań.....	26
4.1. Właściwości substratów	26
4.2. Stanowisko badawcze.....	26
4.3. Plan oraz przebieg doświadczenia.....	29
4.4. Metody badań odpadów	32
4.5. Statystyczna analiza danych.....	32
5. Wyniki badań	35
5.1. Efektywność procesu kompostowania w warunkach hiperbarycznych	35
5.1.1. Stopień stabilizacji oddechowej mikroorganizmów AT ₄ produktu	35
5.1.2. Wilgotność produktu	36
5.1.3. Straty przy prażeniu suchej masy	37
5.1.4. Ubytek masy produktu	38
5.1.5. Wartość odczynu pH	39
5.1.6. Zawartość składu elementarnego w produkcie	40
5.2. Zmiany temperatury odpadów w trakcie kompostowania w warunkach hiperbarycznych przy częstotliwości wymiany powietrza co 4 h.....	44

5.3. Zmiany temperatury odpadów w trakcie kompostowania w warunkach hiperbarycznych przy częstotliwości wymiany powietrza co 8 h.....	52
5.4. Zmiany stężenia CO ₂ w gazie procesowym podczas wymiany powietrza co 4h w trakcie kompostowania w warunkach hiperbarycznych.....	61
5.5. Zmiany stężenia CO ₂ w gazie procesowym podczas wymiany powietrza co 8h w trakcie kompostowania w warunkach hiperbarycznych.....	68
5.6. Kinetyka produkcji CO ₂	77
5.6.1. Analiza porównawcza modeli opisujących kinetykę produkcji CO ₂ w trakcie kompostowania.....	77
5.6.2. Analiza wpływu ciśnienia i częstotliwości przewietrzania na kinetykę produkcji CO ₂	78
6. Dyskusja wyników	92
7. Podsumowanie.....	99
8. Wnioski	102
Bibliografia.....	103

Spis ważniejszych oznaczeń

AT₄- aktywność oddechowa mikroorganizmów (mg O₂/g s. m.),

b_i - współczynnik równania regresji,

EM- efektywne mikroorganizmy,

FAS- free air space (wolne przestrzenie powietrzne),

k - stała szybkości reakcji,

LCO₂- maksymalna produkcja CO₂,

LOI- loss on ignition- straty przy prażeniu (% s.m.),

M - wartości średnie,

Me - mediana,

Min , Max - wartości ekstremalne,

Δm - ubytek biomasy (%),

p - ciśnienie (kPa),

r - współczynnik korelacji liniowej Pearsona,

SD - odchylenie standardowe,

t^K - czasu od rozpoczęcia procesu do spadku temperatury poniżej 30°C (h),

T^{\max} - maksymalna temperatura masy wsadowej w bioreaktorze (°C),

t^{\max} - czas osiągnięcia temperatury maksymalnej (h),

t^P - czas osiągnięcia temperatury 30°C (h),

t_{wp} - czasokres wymiany powietrza w bioreaktorze (h),

$t_{0,5}$ - średni czas wytworzenia 50% maksymalnej produkcji CO₂ (dni)

W - wilgotność względna (%),

Q - wydzielone ciepło (J),

$Q1$ - kwartył dolny,

$Q3$ - kwartył górny,

1. Wstęp

Kompostowanie jest to tlenowy proces, w którym występuje rozkład materii organicznej, prowadzony w celu uzyskania kompostu- produktu stabilnego zawierającego substancje próchnicze (Glanz 2012). W procesie tlenowego rozkładu materii organicznej wykorzystywana jest aktywność różnych grup mikroorganizmów występujących w materiale organicznym. Materiał ten charakteryzuje się niskim przewodnictwem cieplnym oraz wysoką porowatością. Powoduje to dobrą izolację od warunków zewnętrznych, dzięki czemu zapewnia stabilne warunki termiczne do rozwoju mikroorganizmów (Cronje i in. 2003).

Proces tlenowego rozkładu materii jest jedną z alternatyw w zakresie gospodarowania odpadami, zmniejsza ono objętość i masę odpadów do około 50%, a produktem finalnym jest stabilny produkt- nawóz organiczny, który swoje zastosowanie może odnaleźć w rolnictwie. W wyniku uwalniania ciepła w trakcie rozkładu materii organicznej, materiał kompostowany uzyskuje temperaturę nawet 65°C, dzięki czemu występuje neutralizacja patogenów (Parkinson i in. 2004).

Znaczącym czynnikiem w procesie kompostowania jest magazynowanie ciepła w materiale kompostowanym. Analiza tempa wydzielania CO₂ potwierdza, że najlepsza aktywność metaboliczna mikroorganizmów występuje w temperaturze około 60°C (Mason 2006).

Zapotrzebowanie na O₂ jest uzależnione do rodzaju, aktualnego stanu rozkładu, wilgotności, wymiarów odpadów oraz wolnych przestrzeni powietrznych (Nolepa 2014).

Równie istotnymi parametrami kompostowania jest zawartość składu elementarnego, wolne przestrzenie powietrzne oraz odczyn pH, wskazują na to między innymi prace Osada i in. (2000), Sommer i Moller (2000) oraz Su i in. (2003).

Jednakże szybkość kompostowania w typowych warunkach operacyjnych kompostowni ograniczona jest do stałych szybkości reakcji rozkładu materii organicznej limitowanej czynnikami biologicznymi (skład gatunkowy mikroorganizmów, biodostępność substancji organicznych), chemicznymi (odczyn, zawartość wody, skład pierwiastkowy kompostowanego materiału, w tym zawartość pierwiastków biogennych oraz metali ciężkich, zawartości chemicznych czynników inhibitujących) oraz fizycznymi (porowatość dyfuzja tlenu, dyfuzja materii organicznej i pierwiastków biogennych, warunki termiczne). Wiele uwagi poświęcono na optymalizację tych czynników. Niemniej jednak proces kompostowania charakteryzowany jest przez relatywnie długi czas zatrzymania, co wpływa na przepustowość instalacji kompostowania odpadów. W niniejszej pracy, po raz pierwszy, podjęto próbę

zwiększenia wydajności procesu poprzez wprowadzenie dodatkowego czynnika jakim jest zwiększone ciśnienie. Założono, iż podwyższenie ciśnienia spowoduje zwiększenie ciśnienia parcjalego tlenu, a co za tym idzie zwiększy szybkość dyfuzji tlenu. Dodatkowym aspektem jest fakt, iż obecne rekomendacje BAT (Pinasseau i in., 2018) w zakresie kompostowania odpadów stanowią o konieczności hermetyzacji procesu. Z tego względu proponowane kompostowanie w warunkach hiperbarycznych jest nowym otwarciem w zakresie zwiększania efektywności procesu jak również wychodzi naprzeciw rekomendacjom branżowym. Głównym problemem badawczym niniejszej pracy jest zgłębienie wpływu warunków hiperbarycznych na proces kompostowania odpadów porolniczych. Badania zostały przeprowadzone w celu poznania niewyjaśnianego wcześniej wpływu podwyższonego ciśnienia na proces kompostowania poprzez obserwację produkcji CO₂, wzrostu temperatury w pierwszej fazie (wstępnego wzrostu temperatury) procesu rozkładu materii organicznej oraz efektywności technologicznej. Spodziewanym efektem pracy będzie określenie najkorzystniejszych wariantów ciśnień, podczas których zostaną osiągnięte optymalne warunki do uzyskania produktu, którego finalnie będzie można zastosować w rolnictwie.

2. Przegląd literatury

2.1 Gospodarka odpadami komunalnymi w Polsce

Ustawa o odpadach określa środki służące ochronie środowiska, życia i zdrowia ludzi, które zapobiegają i zmniejszają negatywny wpływ na środowisko oraz zdrowie ludzi (Dz. U. 2019. 701). Zgodnie z ustawą o odpadach (Dz. U. 2019. 701) podstawą gospodarki odpadami jest zapobieganie powstawaniu odpadów, a w przypadku, jeśli jest to nie możliwe powstałe już odpady powinny zostać poddane recyklingowi, odzyskowi lub ewentualnemu unieszkodliwieniu.

Bioodpady mogą być cennymi materiałami, z których w procesach przemian biologicznych i termicznych można uzyskać paliwa stałe, ciekłe, gazowe oraz nawozy użyźniające glebę.

Obecnie trwają intensywne prace badawcze i wdrożeniowe nad procesami biologicznego i termicznego przekształcania bioodpadów, które pokazują nowe zastosowanie produktów wytworzonych w procesach konwersji termicznej oraz biologicznego przetworzenia odpadów.

Jak podaje Główny Urząd Statystyczny w 2018 roku w Polsce zebranych zostało 12 485,4 tys. ton odpadów komunalnych. Na jednego mieszkańca Polski przypadało średnio 325 kg zebranych odpadów komunalnych.

Rysunek 2.1.1. przedstawia źródła pochodzenia odpadów komunalnych zebranych w 2018 roku.

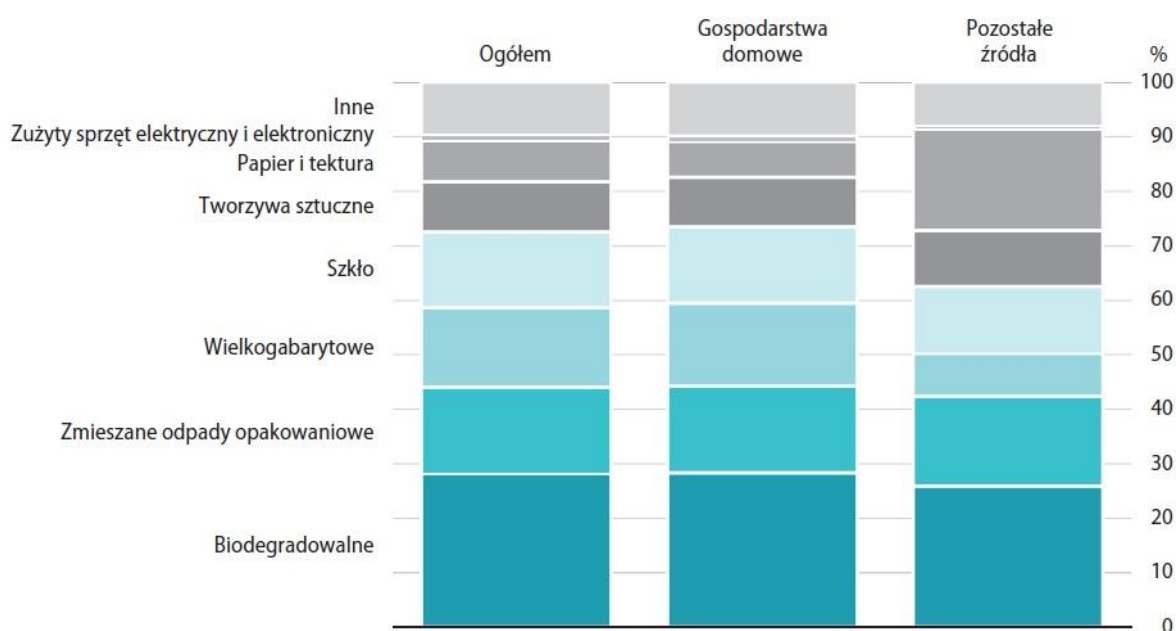


Rys.2.1.1. Źródła pochodzenia odpadów komunalnych zebranych w 2018 roku (GUS, 2019)

Z danych przedstawionych na rysunku 2.1.1. wynika, że w 2018 roku większość (91,9%) odpadów komunalnych zebranych selektywnie pochodziło z gospodarstw domowych. Jak podaje GUS w Gospodarce mieszkaniowej i infrastrukturze komunalnej w 2018 roku w

91,9% odpadów komunalnych, główną frakcją były odpady biodegradowalne, zmieszane odpady opakowaniowe, odpady wielkogabarytowe oraz odpady szklane, które stanowiły 73,5% ogółu odpadów komunalnych zebranych selektywnie. Odpady z pozostałych źródeł (czyszczenie ulic lub utrzymanie parków czy cmentarzy) stanowiły natomiast 8,1% ogólnej masy zebranych odpadów komunalnych, jak podaje GUS (2019) były to głównie odpady biodegradowalne.

Rysunek 2.1.2. przedstawia zestawienie odpadów komunalnych zebranych selektywnie według frakcji i źródeł pochodzenia w 2018 roku.

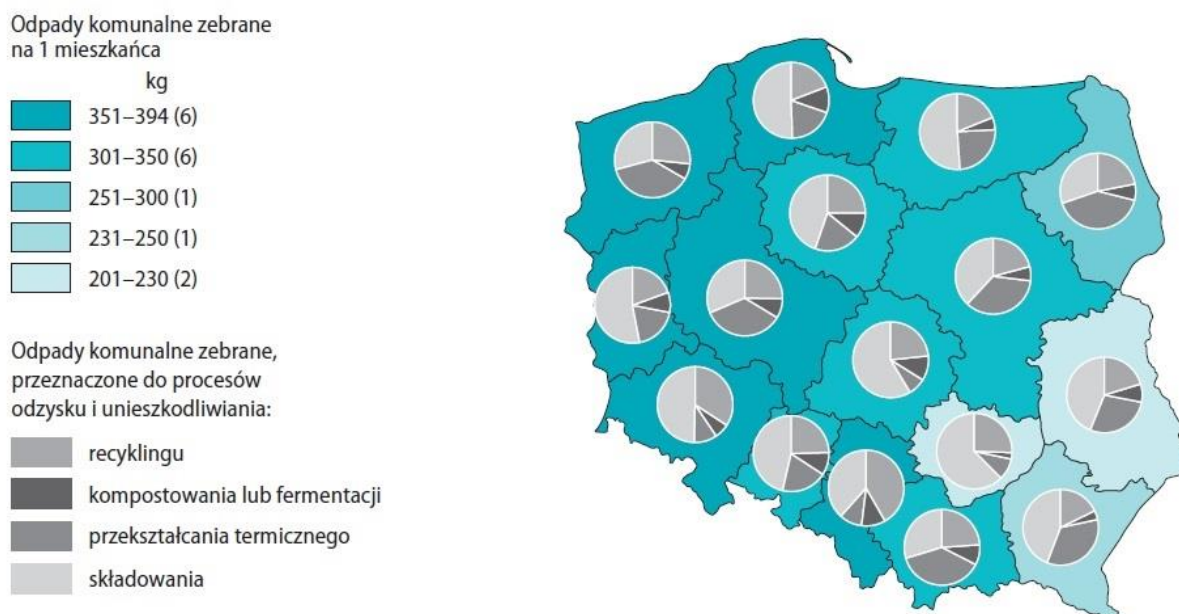


Rys.2.1.2. Odpady komunalne zebrane selektywnie według frakcji i źródeł pochodzenia w 2018 roku (GUS, 2019)

Analizując dane można zauważyć, że przeważającymi odpadami komunalnymi są odpady biodegradowalne (które można przeznaczyć do procesu kompostowania), pozostałe odpady to odpady zmieszane, a także szkło, tworzywa sztuczne, papier i tektura, które można poddać recyklingowi.

Z danych Głównego Urzędu Statystycznego wynika, że w 2018 roku 7 103,1 tys. ton (tj. ok. 56,9% zebranych odpadów komunalnych) przeznaczono do odzysku, a około 3 269,1 tys. ton przeznaczono do recyklingu (tj. 26,2%). Jak zaznacza GUS, w 2018 roku około 1 012 tys. ton odpadów skierowano do biologicznych procesów przetwarzania (były to między innymi: odpady zielone z ogrodów, parków i cmentarzy, odpady z targowisk, biodegradowalne odpady kuchenne i odpady z gastronomii).

Na rysunku 2.1.3. przedstawiono gospodarkę zebranymi odpadami komunalnymi w roku 2018 w poszczególnych województwach.



Rys.2.1.3. Gospodarka zebranymi odpadami komunalnymi w 2018 roku (GUS, 2019)

Analiza danych dowiodła, że w skali ogólnopolskiej składowanie ma coraz mniejszy udział w gospodarce odpadami, w większości województw to recykling i biologiczne przetwarzanie dzięki selektywnemu zbieraniu odpadów komunalnych ma znaczący wpływ na gospodarkę odpadami.

Z danych Głównego Urzędu Statystycznego zawartych w Infrastrukturze Komunalnej w 2018 roku, wynika, że pod koniec 2018 roku istniało 286 składowisk o powierzchni 1700 ha, na koniec roku zostało zamkniętych 16 składowisk o powierzchni około 46,8 ha.

2.2. Odpady ulegające biodegradacji

Ustawa o odpadach definiuje odpady (Dz. U. Z dnia 29.12.2014 Poz. 1923) ulegające biodegradacji jako odpady ulegające rozkładowi tlenowemu lub beztlenowemu przy udziale mikroorganizmów – są to na przykład odpady zielone z parków i ogrodów, odpady kuchenne, papier i tektura, drewno, odzież i tekstylia, czyli odpady zaliczające się do odpadów komunalnych. Aczkolwiek pojęcia odpadów ulegających biodegradacji nie należy utożsamiać z odpadami komunalnymi – część odpadów komunalnych to odpady ulegające biodegradacji. Lista odpadów innych niż komunalne ulegających biodegradacji jest znacznie dłuższa, a wśród nich można wymienić odpady takie jak: wysłodki, odpady nie nadające się do spożycia i przetwórstwa itd.

Odpady komunalne ulegające biodegradacji oraz odpady inne niż komunalne ulegające biodegradacji przedstawiono w tabelach 1 i 2, stworzonych na podstawie katalogu odpadów

(Dz. U. z dnia 29.12.2014 Poz. 1923), przy czym oznaczenie ex przy kodzie odpadów oznacza, że dany kod odpadów jest ograniczony do określonej frakcji.

Tabela 2.2.1. Lista odpadów komunalnych ulegających biodegradacji

Kod odpadu	Rodzaj odpadu
ex 15 01 01	Opakowania z papieru i tektury ze strumienia odpadów komunalnych
ex 15 01 03	Opakowania z drewna ze strumienia odpadów komunalnych
ex 15 01 09	Opakowania z tekstyliów z włókien naturalnych ze strumienia odpadów komunalnych
20 01 01	Papier i tektura
20 01 08	Odpady kuchenne ulegające biodegradacji
ex 20 01 10	Odzież z włókien naturalnych
ex 20 01 11	Tekstylia z włókien naturalnych
20 01 25	Oleje i tłuszcze jadalne
20 01 38	Drewno inne niż wymienione w 20 01 37
20 02 01	Odpady ulegające biodegradacji
ex 20 03 01	Niesegregowane (zmieszane) odpady komunalne ulegające biodegradacji
20 03 02	Odpady z targowisk
20 03 04	Szlamy ze zbiorników bezodpływowych służących do gromadzenia nieczystości

Źródło: *opracowanie własne*. Na podstawie Dz. U. Z dnia 29.12.2014 Poz. 1923

Tabela 2.2.2. Lista odpadów ulegających biodegradacji, innych niż odpady komunalne

Kod odpadu	Rodzaj odpadu
02 01 02	Odpadowa tkanka zwierzęca
02 01 03	Odpadowa masa roślinna
02 01 06	Odchody zwierzęce
02 01 07	Odpady z gospodarki leśnej
02 01 82	Zwierzęta padłe i ubite z konieczności
02 01 83	Odpady z upraw hydroponicznych
02 02 01	Odpady z mycia i przygotowania surowców
02 02 02	Odpadowa tkanka zwierzęca
02 02 03	Surowce i produkty nienadające się do spożycia i przetwórstwa
02 02 04	Osady z zakładowych oczyszczalni ścieków
02 02 82	Odpady z produkcji mączki rybnej inne niż wymienione w 02 02 80
02 03 01	Szlamy z mycia, oczyszczania, obierania, odwirowywania i oddzielania surowców
02 03 03	Odpady poekstrakcyjne
02 03 04	Surowce i produkty nienadające się do spożycia i przetwórstwa
02 03 05	Osady z zakładowych oczyszczalni ścieków
02 03 80	Wytłoki, osady i inne odpady z przetwórstwa produktów roślinnych (z wyłączeniem 02 03 81)
02 03 81	Odpady z produkcji pasz roślinnych
02 03 82	Odpady tytoniowe
02 04 03	Osady z zakładowych oczyszczalni ścieków
02 04 80	Wysłodki
02 05 01	Surowce i produkty nieprzydatne do spożycia oraz przetwarzania
02 05 02	Osady z zakładowych oczyszczalni ścieków
02 05 80	Odpadowa serwatka
02 06 01	Surowce i produkty nieprzydatne do spożycia oraz przetwarzania
02 06 03	Osady z zakładowych oczyszczalni ścieków
02 06 80	Nieprzydatne do wykorzystania tłuszcze spożywcze
02 07 01	Odpady z mycia, oczyszczania i mechanicznego rozdrabniania surowców
02 07 02	Odpady z destylacji spirytualiów
02 07 04	Surowce i produkty nieprzydatne do spożycia i przetwórstwa

02 07 05	Osady z zakładowych oczyszczalni ścieków
02 07 80	Wytłoki, osady moszczowe i pofermentacyjne, wywary
03 01 01	Odpady kory i korka
17 02 01	Drewno
19 08 01	Skratki
19 08 02	Zawartość piaskowników
19 08 05	Ustabilizowane komunalne osady ściekowe
19 08 09	Tłuszcze i mieszaniny olejów z separacji olej/woda zawierające wyłącznie oleje jadalne i tłuszcze
19 08 12	Szlamy z biologicznego oczyszczania ścieków przemysłowych inne niż wymienione w 19 08 11
19 09 01	Odpady stałe ze wstępnej filtracji i skratki
19 09 02	Osady z klarowania wody
19 12 01	Papier i tektura
19 12 07	Drewno inne niż wymienione w 19 12 06
ex 19 12 08	Tekstylnia z włókien naturalnych
ex 19 12 12	Inne odpady (w tym zmieszane substancje i przedmioty) z mechanicznej obróbki odpadów inne niż wymienione w 19 12 11, zawierające ponad 5% ogólnego węgla organicznego w suchej masie

Źródło: *opracowanie własne*. Na podstawie Dz. U. Z dnia 29.12.2014 Poz. 1923

Z przedstawionych powyżej tabeli 2.2.1. i 2.2.2. można wyselekcjonować odpady przeznaczone do kompostowania. Jest to między innymi odpad o kodzie 02 01 03 Odpadowa masa roślinna. Są to odpady inne niż niebezpieczne pochodzące z rolnictwa, ogrodnictwa, upraw hydroponicznych, leśnictwa, łowiectwa i rybactwa. Jest to: np. słoma, gałęzie, liście, trawa lub inne różnego rodzaju resztki roślin przydatne do kompostowania lub do skarmiania zwierząt.

Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 w sprawie katalogów odpadów zostały one podzielone na grupy, podgrupy i rodzaje ze wskazaniem odpadów niebezpiecznych. W katalogu odpadów można wyróżnić te same odpady pojawiające się w różnych rodzajach odpadów ale posiadające różne kody odpadu. Nie można ich uwzględniać jako ten sam rodzaj odpadu, ponieważ zostały podzielone w zależności od źródła pochodzenia.

2.3. Charakterystyka i jednolite nazewnictwo procesów biologicznych przetwarzania odpadów

Według wytycznych dotyczących wymagań dla procesów kompostowania, fermentacji i mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (według stanu prawnego na 15 grudnia 2008) opracowanych przez Szpadta oraz Jędrzaka, klasyfikacja biologicznych procesów przekształcania odpadów wymaga ujednoczenia. Niewłaściwe nazewnictwo procesów

prowadzi do licznych nieporozumień dotyczących oczekiwanej jakości produktów tych procesów i ich zaliczenia do produktów lub odpadów.

Zgodnie z Dziennikiem Ustaw z 2019 r. poz. 701, z późn. zm.:

- a) bioodpady – ulegające biodegradacji odpady z ogrodów i parków, odpady spożywcze i kuchenne z gospodarstw domowych, gastronomii, zakładów zbiorowego żywienia, jednostek handlu detalicznego, a także porównywalne odpady z zakładów produkujących lub wprowadzających do obrotu żywność,
- b) odpady zielone – odpady komunalne stanowiące części roślin pochodzących z pielęgnacji terenów zielonych, ogrodów, parków i cmentarzy, a także z targowisk, z wyłączeniem odpadów z czyszczenia ulic i placów [Przepis uchylający pkt 12 w ust. 1 wart. 3 wejdzie w życie z dn. 30.06.2021 r. (Dz. U. z 2019 r. poz. 1579)],
- c) recykling – odzysk, w ramach którego odpady są ponownie przetwarzane na produkty, materiały lub substancje wykorzystywane w pierwotnym celu lub innych celach; obejmuje to ponowne przetwarzanie materiału organicznego (recykling organiczny), ale nie obejmuje odzysku energii i ponownego przetwarzania na materiały, które mają być wykorzystane jako paliwa lub do celów wypełniania wyrobisk.

Procesy biologiczne można podzielić na tlenowe i beztlenowe. Do procesów tlenowych należy tlenowa stabilizacja, biosuszenie i kompostowanie, natomiast do procesów beztlenowych fermentacja metanowa.

Ustawa o odpadach dzieli procesy biologiczne na:

- R3- recykling lub regeneracja substancji organicznych, które nie są stosowane jako rozpuszczalniki (włączając kompostowanie i inne biologiczne procesy przetwarzania),
- D8- obróbka biologiczna nie wymieniona w innym punkcie niniejszego załącznika, w wyniku której powstają odpady, unieszkodliwiane za pomocą któregośkolwiek z procesów wymienionych w punktach od D1 do D12 (np. fermentacja).

Według Szpadta i Jędrzaka (2008) procesy biologiczne przeznaczone do przetwarzania czystych, zbieranych selektywnie odpadów ulegających biodegradacji, pochodzenia komunalnego oraz przemysłowego nazywane są jako:

- tlenowe - kompostowaniem, czyli procesem recyklingu organicznego (R3), którego głównym celem jest wytworzenie kompostu - produktu, który nie będzie już odpadem, gdy spełniać będzie kryteria jakościowe dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin,
- beztlenowe - fermentacją metanową, czyli procesem recyklingu organicznego (R3), którego głównym celem jest wytworzenie biogazu oraz przefermentowanego produktu-

fermentatu, który nie będzie już odpadem, jeżeli spełniać będzie kryteria jakościowe dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin.

Procesy biologiczne przeznaczone głównie do przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, w tym odpadów „pozostałych” (odpadów pozostałych po selektywnym zbieraniu frakcji do odzysku, w tym recyklingu) w celu ich przygotowania do:

- ostatecznego składowania,
- procesów odzysku, w tym odzysku energii lub termicznego unieszkodliwiania (suszenie biologiczne), nazywane są procesami mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (MBP).

Jak dalej podaje Ministerstwo Środowiska, Departament Gospodarki Odpadami w wytycznych dotyczących wymagań dla procesów kompostowania, fermentacji i mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów w oparciu o stan prawny z 15 grudnia 2008, na produkty procesów biologicznych, które nie spełniają kryteriów jakościowych dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin są klasyfikowane jako odpady i nazywane stabilizatami.

Produkt procesu tlenowego - kompost nie spełniający wymagań dla nawozów lub środków wspomagających uprawę roślin, czyli stabilizat - jest wówczas klasyfikowany jako odpady o kodzie 19 05 03 - kompost nie odpowiadający wymaganiom (nie nadający się do wykorzystania).

Nie należy klasyfikować stabilizatu jako odpadów o kodzie 19 05 01 - nieprzekompostowane frakcje odpadów komunalnych i podobnych, gdyż stabilizat zawiera zarówno częściowo rozłożoną frakcję biologiczną, jak i części nierozkładalne biologicznie (np. tworzywa sztuczne, szkło), które nie są oddzielane od ustabilizowanej frakcji ulegającej biodegradacji.

Oczyszczony stabilizat może być użyty do rekultywacji zamkniętego składowiska jako dolna warstwa pokrywy rekultywacyjnej lub składowany na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, przy czym musi on spełniać określone wymagania. Może być także użyty do innych celów, jeśli spełni odpowiednie wymagania.

Jeśli produkt procesu fermentacji, czyli fermentat nie spełnia wymagań dla produktu - nawozu organicznego lub środka wspomagającego uprawę roślin, wówczas jest klasyfikowany jako odpady oznaczone w katalogu odpadów kodem 19 06 04 - przefermentowane odpady z beztlenowego rozkładu odpadów komunalnych.

W świetle powyższej propozycji ujednoczenia klasyfikacji procesów biologicznych, należy przyjąć, że w odniesieniu do odpadów komunalnych:

- proces kompostowania dotyczy wyłącznie selektywnie zbieranych odpadów pochodzenia roślinnego i zwierzęcego z kuchni, stołówek i restauracji oraz z ogrodów i terenów zieleni miejskiej, a także części odpadów z targowisk oraz papieru i tektury,
- proces fermentacji ma zastosowanie głównie do odpadów pochodzenia roślinnego i zwierzęcego z kuchni, stołówek, restauracji, odpadów tłuszczów i olejów roślinnych, niezdrewniałych odpadów roślinnych z ogrodów i z terenów zieleni miejskiej oraz z targowisk.

2.4. Proces kompostowania

Proces kompostowania można przedstawić w uproszczonej reakcji biodegradacji z równania przedstawionego przez Hanze i in. (1995), w którym to materię organiczną zawartą w odpadach przedstawiono wzorem sumarycznym jako $C_{18}H_{19}O_9N$ (równanie nr 1):



gdzie:

$C_{18}H_{19}O_9N$ - materia organiczna,

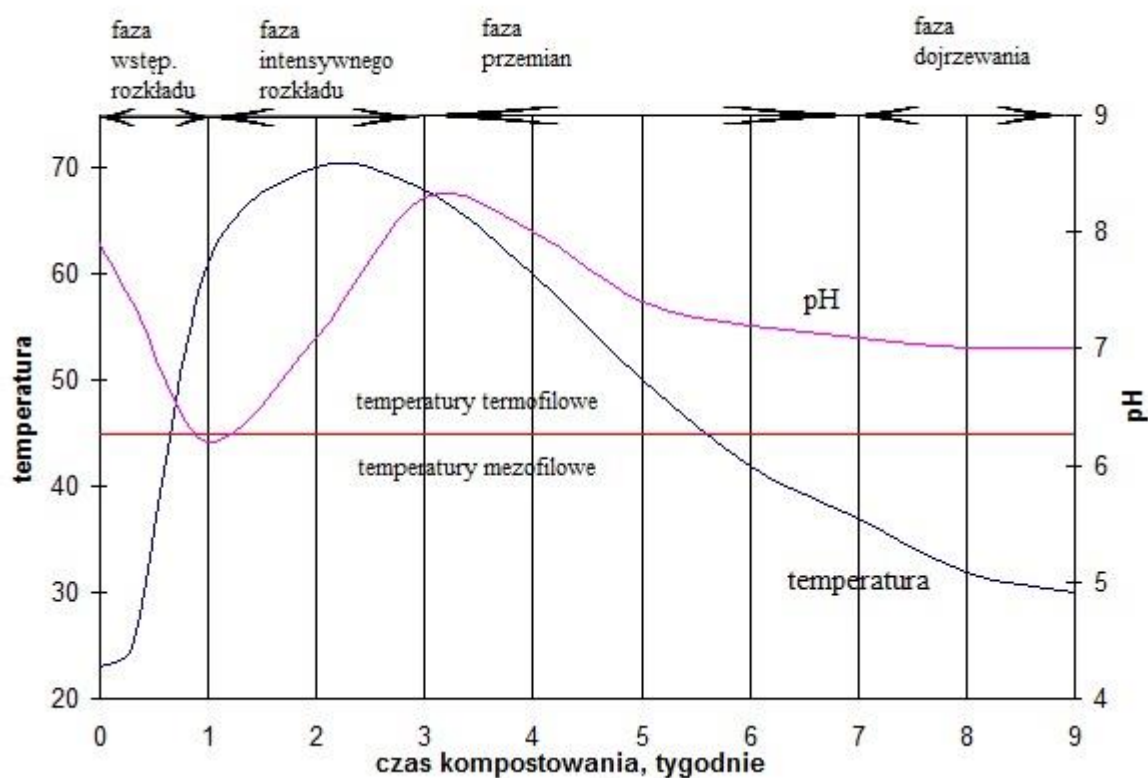
O_2 – tlen,

CO_2 – ditlenek węgla,

NH_3 – amoniak,

Q- wydzielone ciepło.

Proces kompostowania w optymalnych warunkach przebiega w czterech fazach (Chen i in. 1997; Diaz, Savage 2007), które charakteryzują się różną aktywnością określonych grup mikroorganizmów (bakterii, grzybów oraz promieniowców) co w swoich pracach wyszczególnili Pedro i in. (2003) oraz Pan i in. (2012), i przedstawiono na rysunku 2.4.1.



Rys. 2.4.1. Przebieg zmian temperatury i pH w czasie kompostowania (Chen i in. 1997)

Z przedstawionego powyżej rysunku można odczytać poszczególne fazy oraz przebieg zmian temperatury i pH w czasie tlenowego procesu rozkładu materii organicznej. Jak wcześniej już przedstawiono można wyróżnić cztery fazy przez Chen i in. (1997) oraz Diaz i Savage (2007), które są scharakteryzowane poniżej, a są to:

- faza wstępnego kompostowania (faza mezofilowa), która trwa do kilku dni, podczas której to temperatura wzrasta do 45°C i występuje namnażanie się bakterii mezofilowych,
- faza intensywnego kompostowania (faza termofilowa), trwa od kilku dni do kilku tygodni, w fazie termofilowej zakres temperatur waha się w przedziale 45-55°C (w skrajnych przypadkach nawet do 70°C), następuje szybkie namnażanie się organizmów termofilowych, również zostają rozłożone związki organiczne łatwo ulegające biodegradacji, a produktami fazy termofilowej są: CO₂, H₂O oraz amoniak,
- faza kompostowania właściwego, według Jędrzaka (2007) występuje ona w 3-5 tygodniu i trwa przez kolejne 3-5 tygodni, w fazie schładzania spada temperatura do 45°C, następuje ponowny wzrost bakterii mezofilowych oraz grzybów, są one przekształcane w trudno rozkładalne związki (ligniny, keratyna),

- faza dojrzewania (kompostowanie wtórne), dalsze wychładzanie materiału kompostowanego, utworzenie się stabilnej frakcji kompostu (humus), dochodzi również do pojawiania się makrofauny, proces może trwać do kilki miesięcy.

Nie osiągnięcie w procesie kompostowania, jednej z poszczególnych faz, skutkuje zatrzymaniem procesu.

2. 5. Podstawy technologiczne procesu kompostowania

Według Silva i in. (2014), Huang i in. (2004) oraz Matcalf i Eddy (2003) podstawowe parametry technologiczne procesu kompostowania to: wilgotność, zawartość substancji organicznych, mikroorganizmy, odpowiedni odczyn pH, odpowiednia temperatura, wolne przestrzenie powietrzne.

Poniżej przedstawiono jakie parametry musi spełniać materiał przeznaczony do procesu tlenowego rozkładu materii organicznej, aby proces był wydajny i przebiegł w optymalnych warunkach.

2.5.1. Wilgotność

Parametry fizyczne zapewniają lepszy wgląd w dostępność wody i tlenu, które są niezbędne dla przetrwania mikroorganizmów podczas procesu kompostowania. Większa ilość wilgoci powoduje wytwarzanie odcieku, a tym samym zmniejsza porowatość i tlen podczas kompostowania (Jain i in. 2019).

Huerta-Pujol i in. (2010) podał, że zawartość wilgoci w mieszance znacząco wpływa na aktywność biologiczną. Jak podają Christiansen i Kjeldsen (1989), McCartney i Tingley (1998) oraz Tang i in. (2003) woda jest elementarnym składnikiem żyjących organizmów, a także wpływa na strukturę i właściwości bioodpadów, jak również ma wpływ na transport surowców i produktów przemian materii. Dlatego wilgotność musi być starannie kontrolowana, aby umożliwić dostępność tlenu, promować wentylację na początku i zatrzymać przepływ powietrza po pierwszych intensywnych dniach procesu.

Według Lianga i in. (2003) niedostateczna wilgotność może wpływać negatywnie na proces kompostowania, między innymi zahamowanie procesu. Parametr wilgotności dokładniej charakteryzują Bilitewski i in. (2006), a także Gray i in. (1971), wskazują, że poniżej wilgotności 20% proces tlenowego rozkładu materii organicznej nie przebiega.

Tiquia in. (1996), a także Kempa (1983) i Malińska (2013) uważają, że również nadmierna wilgotność materiału kompostowanego ma negatywny wpływ na proces rozkładu

materii organicznej. Przy zwiększonej wilgotności porowatość materiału maleje, co powoduje, że spadek wolnych przestrzeni prowadzi do ograniczenia przepuszczalności powietrznej w związku z czym proces z warunków tlenowych może przekształcić się w proces beztlenowy. Jak podaje Richard i in. (2002), badania w dziedzinie wilgotności materiału kompostowanego, postulują, aby wynosiła ona w przedziale 50-70%.

2.5.2. Zawartość substancji nawozowych

Jak podają Drozd i in. (1996), Krysztoforski (2011), Siuta i Wasiak (2000) o wartości nawozowej kompostu decyduje skład organiczny materiału przeznaczonego do procesu, a także jego stopień dojrzałości. Bożym i in. (2014) w swojej pracy podają, że zawartość substancji nawozowych powinna występować w granicach: 0,75–1,5% N, 0,25–0,5% P₂O i 0,5–1,0% K₂O. W pracy Sądej i Namiotko (2009) przedstawiono zawartości substancji organicznych w kompostach. Według autorów zawartość azotu zależy od materiału kompostowanego i jego stopnia dojrzałości. W przeprowadzonych badaniach kompostowania odpadów zielonych udział azotu wynosił 0,46% suchej masy. W pracy Wasiaka i in. (1999) podczas procesu kompostowania stwierdzono obniżenie zawartości azotu w badanym materiale, co może być spowodowane, według Bożym i in. (2014), zastosowaną technologią kompostowania na pryzmach, gdzie może dochodzić do niekontrolowanych procesów uwalniania związków azotu.

Sądej i Namiotko (2009) przedstawili w swoich badaniach również zawartość P₂O na poziomie 0,96% suchej masy (0,21% s.m. odpadów zielonych) oraz 0,67% suchej masy K₂O (0,28% s.m. odpadów zielonych), gdzie nie stwierdzono wpływu tych substancji odżywczych na proces kompostowania, a za czym idzie na stopień dojrzałości kompostu.

Glanz (2012) przedstawił, że wszystkie mikroorganizmy potrzebują zarówno węgla organicznego jak i odpowiednio mniejszej ilości azotu, więc istotnym parametrem jest stosunek C:N, który powinien wynosić w proporcji 20-30:1, wtedy proces kompostowania przebiega najbardziej efektywnie (Mustin'a 1987). Jędrzak (2007) wspomina również, że przy stosunku C:N w proporcji 50:1 przyrost mikroorganizmów jest zatrzymany poprzez brak azotu, zaś w sytuacji kiedy stosunek C:N jest mniejszy niż 25:1, nadmiar azotu jest uwalniany do atmosfery wywołując odory.

Gray i in. (1971), Haug (1980), zauważają, że nadmiar azotu w kompostowanych odpadach doprowadza do powstania amoniaku, co jest niekorzystne dla populacji mikroorganizmów.

Jak opisuje Kempa (1983) oprócz przedstawionych wcześniej substancji odżywczych do poprawnego rozwoju mikroorganizmów niezbędne są również pierwiastki śladowe (bar, wapń, chlor, kobalt, miedź, magnez, mangan, molibden, selen, sód, cynk) w formie rozpuszczonej.

W tabeli 2.5.2.1. przedstawiono stosunek C:N wybranych surowców, które można przeznaczyć do procesu kompostowania.

Tabela 2.5.2.1. Stosunek C:N w wybranych surowcach przeznaczonych do kompostowania

Rodzaj materiału	Wartość C:N	Rodzaj materiału	Wartość C:N
Substraty o niskiej zawartości azotu		Substraty o wysokiej zawartości azotu	
drewno	700	rośliny motylkowe	18-20
papier gazetowy i karton	560	mieszanina traw	19
trociny	200-750	roślinność morską	19
makulatura	150-200	obornik bydlęcy	11-30
kora	115-435	odchody kurze	3-30
słoma (sucha)	80	odpady żywności	15
liście i chwasty (suche)	90	ścięte trawy	12-20
kolby kukurydzy	56-123	odpady roślin nie strączkowych	11-12
siano (suche)	15-40	bioodpady	10-25
łęty ziemniaczane	20-30	humus	10

Zródło: *opracowanie własne*. Na podstawie Jędrzak (2007)

Warto zauważyć, że nie wszystkie materiały przedstawione w tabeli 2.5.2.1. nadają się do procesu tlenowego rozkładu materii organicznej poprzez wysoką zawartość trudno rozkładalnej ligniny, a także keratyny, co przedstawia tabela 2.5.2.2.

Tabela 2.5.2.2. Podatność na rozkład biologiczny i obecność grup związków organicznych w odpadach komunalnych

Grupy- związków	Podatność na rozkład	Udział w odpadach [%]
węglowodory	praktycznie żadna	Śladowy
cukier skrobia	bardzo dobra	11
hemiceluloza	bardzo dobra	63
celuloza	dobra	-
ligniny	trudna	19
oleje, tłuszcze, woski	dobra	3
mucyna (glikoproteid)	bardzo dobra	4
keratyna (białko)	bardzo zła	-

Zródło: Bilitewski i in. (2006)

Również Bidlingmaier i Denecke (1998) w swojej pracy podają współczynniki rozkładu oraz udział we frakcji organicznej wybranych składników biofrakcji odpadów komunalnych, co przedstawia tabela 2.5.2.3.

Tabela 2.5.2.3. Współczynnik rozkładu oraz udział we frakcji organicznej wybranych składników biofrakcji odpadów komunalnych

Składnik	Udział we frakcji organicznej, (% s.m.)	Współczynnik rozkładu (%)
celuloza	50	50- 90
hemiceluloza	22	70
węglowodany (w tym cukry)	4	70
lignina	17	0
tluszcze	3	40
białka	4	50

Zródło: Bidlingmaier W., Denecke M. (1998)

2.5.3. Mikroorganizmy

W materiale kompostowanym aktywne są różne mikroorganizmy. W swojej pracy Kunicki-Goldfinger (1998) podaje, że bakterie są najmniejszymi i najliczniejszymi mikroorganizmami w kompoście, stanowią one 80-90% z 10^{12} znajdujących mikroorganizmów w 1 gramie kompostu. Jak podaje Tiquia i in. (2002) w skład mikroorganizmów wchodzi bakterie (w tym bakterie z grupy Coli), promieniowce oraz grzyby, ich liczebność została ukazana w Tabeli 2.5.3.1.

Tabela 2.5.3.1. Liczebność mikroorganizmów w masie kompostowanej

Mikroorganizmy	Liczba organizmów w 1 gramie świeżej masy kompostu			
	Faza wstępna mezofilowa, temp. do 40°C	Faza termofilowa, temp. 40 – 70°C	Faza mezofilowa, temp. 40°C - do wychłodzenia	Liczba zidentyfikowanych gatunków
Bakterie:				
mezofilne	10^8	10^6	10^{11}	6
termofilne	10^4	10^9	10^7	1
Promieniowce:				
termofilne	10^4	10^8	10^5	14
Grzyby:				
mezofilne	10^6	10^3	10^5	18
termofilne	10^3	10^7	10^6	16

Zródło: opracowanie własne. Na podstawie Jędrzak (2007), Haug (1980)

Z danych zawartych w tabeli 2.5.3.1. można zauważyć, że mikroorganizmy w każdej fazie kompostowania mają inną liczebność, w fazie wstępnej mezofilowej, najwięcej jest bakterii mezofilnych oraz grzybów mezofilnych, w fazie termofilowej najwięcej występuje

bakterii termofilnych, są to endospory laseczek (*Bacillus*) oraz konidia promieniowców (*Actinomycelates*), a także bakterie z rodzaju *Thermus* (Pedro i in. 2003; Pan i in. 2012). Zależności podane w tabeli 2.5.3.1. potwierdzają badania Tiquia i in. (2002), która przedstawiają, że mikroorganizmy, które w pierwszej fazie procesu kompostowania występowały w licznych ilościach w kolejnej fazie (fazie termofilowej) obumierają (jest to związane z wyższą temperaturą występującą w procesie $>50^{\circ}\text{C}$). Z kolei w przypadkach konidii promieniowców, występowały one najliczniej w środkowej fazie trwania procesu kompostowania. Grzyby najliczniej występowały w pierwszej i trzeciej fazie badań Tiqui i in. (2002), gdzie temperatura wynosiła poniżej 45°C .

2.5.4. Odczyn pH

Odczyn pH decyduje o rozpuszczalności związków organicznych i nieorganicznych, a także o odpowiednim funkcjonowaniu mikroorganizmów. Day i in. (1998) oraz Beck-Friis i in. (2001) podaje, że stagnacja w aktywności mikroorganizmów w niektórych przypadkach jest skorelowana z niskim odczynem pH materiału. Obecność krótkołańcuchowych kwasów tłuszczowych w warunkach kwaśnego odczynu pH oraz ich brak w warunkach zasadowego odczynu pH, wskazują, że są one kluczowym czynnikiem regulującym odczyn kwasowo-zasadowy podczas kompostowania (Choi, Park 1998, Beck- Friis i in. 2003).

Beck-Friis i in. (2001) zauważyli ponadto, że zmiana z warunków mezofilnych na termofilne zbiegła się ze zmianą odczynu z kwaśnego (tj. pH: 4,5-5,5) na zasadowy (pH: 8- 9).

Z danych literaturowych, między innymi z badań Steven, Clark (1979) wynika, że optymalną wartością odczynu jest przedział 7,5-8,5 pH, co przedstawiono na rysunku 2.4.1.

2.5.5. Temperatura

Temperatura jest jednym z kluczowych czynników wskazujących na aktywność mikrobiologiczną podczas procesu kompostowania (Külcü i Yaldiz, 2014). Wpływa na przebieg reakcji i pomaga w zabijaniu szkodliwych patogenów i nasion roślin podczas procesu kompostowania, utrzymując w ten sposób zdolność sanitarną procesu (Haug 1993).

Temperatura procesu tlenowego rozkładu materii organicznej jest mierzalnym parametrem, który odzwierciedla szybkość procesu rozkładu substancji organicznych. Jak zaznacza wiele naukowców w swoich badaniach (Golueke, 1977; Richard, 1992; Kuter i in., 1985), proces kompostowania najbardziej efektywnie przebiega w zakresie $35- 55^{\circ}\text{C}$. Ponadto stwierdza się, że przy temperaturze powyżej 60°C , mikroorganizmy odpowiadające za

właściwy przebieg procesu kompostowania obumierają, co powoduje mniejszą szybkość rozkładu materii organicznej (Kuter i in., 1985; Thome-Kozmiensky 1995), analogicznie również zbyt niska temperatura wpływa negatywnie na proces kompostowania, zatrzymując rozwój mikroorganizmów rozkładających substancje organiczną.

Profil temperatury w czasie jest kluczowym czynnikiem zarówno pod względem bezpieczeństwa, jak i sukcesu kompostowania. Wysokie temperatury przez wiele kolejnych dni wskazują na wydajny proces kompostowania. Dlatego podczas kompostowania temperatury szczytowe nie tylko muszą być osiągnięte, ale muszą być utrzymywane przez długi czas (Petric i in., 2012). Wykazano, że zdolność do samonagrzewania jest ściśle skorelowana z charakterystyką odpadów (De Guardia i in., 2010a).

2.5.6. Wolne przestrzenie powietrzne

Wolne przestrzenie powietrzne (FAS- free air space) są istotnym parametrem, ponieważ dzięki nim jest możliwy ruch powietrza przez mieszankę kompostową. Jain i in. (2018) podał, że stosunek odpadów do substancji wypełniającej może mieć wpływ na procent wolnych przestrzeni powietrznych w kompostowaniu. Wolne przestrzenie wynoszące 80- 90% wykazały negatywny wpływ na proces kompostowania (Jain i in. 2018). Zależy to również od wielkości cząstek odpadów. Wartości wolnych przestrzeni powietrznych dla różnych substratów przedstawione zostały w tabeli 2.5.6.1.

Tabela 2.5.6.1. Wolne przestrzenie powietrzne wybranych substratów

Produkt wymieszany	Wolne przestrzenie powietrzne (%)
Zrębki, obornik i mieszane warzywa	40
Kompost z kory i torfu	18,2
Mieszanka śmieci, szlamu, papier i wermikulit	> 30
Odpady roślinne, odchody krów, trociny i suche liście	67

Źródło: *opracowanie własne*. Na podstawie Jain i in. (2019)

Wszystkie badania, wykazały zalecane wartości wolnych przestrzeni powietrznych > 30%, z wyjątkiem badań Gabrielsa i in. (1993), które wykazały nadmierne napowietrzanie kompostu podczas procesu. Jak podaje Jain i in. (2018), średnia gęstość wszystkich materiałów dostępnych w kompoście, jest często stosowana do obliczania wolnych przestrzeni powietrznych odpadów organicznych. Mohee i Mudhoo (2005) oraz van Ginkel i in. (1999) ujawnili znaczne różnice w gęstości materiału w procesie kompostowania w czasie.

Według van Ginkel i in. (1999), gęstość zależy od zmiany zawartości popiołu i lotnych substancji stałych (materii organicznej) podczas procesu kompostowania.

2.6. Badania prowadzone nad procesem kompostowania

Dach i in. (2009), przedstawili badania nad wpływem dodatku efektywnych mikroorganizmów (EM) na przebieg kompostowania i wielkość emisji gazowych. W pracy porównano przebieg kompostowania osadów ściekowych wymieszanych z bioodpadami z dodatkiem preparatu EM oraz bez dodatku. Wykazano, że w obu mieszankach wystąpiła intensywna faza termofilna, jednak bardziej intensywna była w przypadku kompostowania bez dodatku EM. Również aktywność mikrobiologiczna mierzona intensywnością wydzielanego CO₂ była wyższa w mieszance bez dodatku EM. Starty azotu w wyniku emisji amoniaku były o 0,04% niższe w przypadku mieszanki z dodatkiem EM.

Również Sołowiej i in. (2010), przeprowadzili badania nad wpływem dodatków i napowietrzania na dynamikę procesu kompostowania. Materiałem kompostowanym były odpady kapusty głowiastej z dodatkiem słomy pszenicznej. Wykonano cztery doświadczenia dla różnych składów materiału kompostowanego i różnych intensywności napowietrzania. Badania wykazały, że istnieją wyraźne zależności pomiędzy składem kompostowanego materiału i napowietrzaniem.

Sołowiej i in. (2010), także przeprowadzili badania nad wpływem napowietrzania złoża na przebieg pierwszej fazy procesu kompostowania, gdzie przeprowadzone pomiary wykazały istotny wpływ intensywności napowietrzania na pierwszą fazę procesu kompostowania materiału pochodzenia biologicznego co może przyczynić się do znacznego skrócenia tej fazy. Otrzymane wyniki sugerują przeprowadzenie dodatkowych badań w przy napowietrzaniu w zakresie 6-8 l.min⁻¹ celu wyznaczenia dokładnej wielkości napowietrzania.

Nad tematyką napowietrzania skoncentrowali się także Dach i in. (2007), w badaniach nad wpływem aeracji na dynamikę procesu kompostowania osadów ściekowych w bioreaktorze, gdzie w pracy podjęto próbę oceny wpływu intensywności napowietrzania kompostowanej masy na przebieg procesu. Do badań wykorzystano 2-komorowy izolowany bioreaktor służący do modelowania procesów zachodzących w czasie tlenowego i beztlenowego zagospodarowywania materii organicznej. Stwierdzono, iż bardziej intensywne napowietrzanie wpływa na większą dynamikę procesu wyrażoną wzrostem temperatury i szybkością przemian fizycznych i chemicznych. Ostatecznie jednak jakość kompostów uzyskanych w wyniku różnej intensywności napowietrzania jest podobna.

Siebielska i Janowska (2011), porównały w swoich badaniach zawartość metali ciężkich w kompoście. Próbki kompostu wyprodukowano w skali laboratoryjnej w bioreaktorze o pojemności 60 litrów, z wymuszonym napowietrzaniem. Materiałem kompostowanym była

mieszanina składająca się z osadów ściekowych zebranych z oczyszczalni ścieków i frakcji organicznej odpadów komunalnych. Osady pobierane do kompostowania po ich odwodnieniu posiadały wilgotność 70-75%. Frakcję organiczną odpadów uzyskano przesiewając niesegregowane odpady przez sito o średnicy oczek 4 cm, a następnie przez sito o średnicy 2 cm. Niestety w uzyskanej frakcji, oprócz odpadków biodegradowalnych obecne było także szkło i tworzywa sztuczne, które pełniły rolę materiału strukturotwórczego, jednak w negatywny sposób wpływały na jakość uzyskanego kompostu. Wilgotność frakcji organicznej odpadów wynosiła około 50%. Badania wykazały, że stężenie badanych metali zależy od początkowej zawartości materiału przeznaczonego do kompostowania. Zawartość ołowiu w kompoście, zależy przede wszystkim od ilości organicznych frakcji odpadów komunalnych, a stężenie pierwiastków chromu i niklu w procentach osadów kompostowaniu biomasy.

Ozimek i Kopec (2012) przeprowadzili ocenę aktywności biologicznej biomasy na różnych etapach procesu kompostowania przy użyciu systemu pomiarowego OxiTop® Control. Badania dotyczyły określenia dynamiki zmian aktywności biologicznej przygotowanej biomasy w trakcie procesu kompostowania odpadów. Wyniki badań respirometrycznych obrazują dostępność substratów dla mikroorganizmów, czyli podatność na biodegradację. Pomiarów zapotrzebowania na tlen podczas kompostowania materii organicznej dokonano przy pomocy systemu pomiarowego OxiTop® Control. Materiał kompostowany stanowiła mieszanina substratów organicznych z dodatkami odpadowych materiałów biodegradowalnych. Dodatkami do materiału kompostowanego były: mączka mięsno-kostna, odpadowy olej jadalny, folia biodegradowalna oraz papier gazetowy. Wyniki badań wskazują na dużą aktywność biologiczną kompostów utrzymującą się do 60 tego dnia procesu. Wprowadzone do kompostowanej biomasy dodatki odpadów w istotny sposób różnicowały aktywność biologiczną. W przypadku materiału z dodatkiem papieru gazetowego aktywność zmniejszyła się już po 40 dniach kompostowania, odwrotnie niż w przypadku materiału z dodatkiem folii oraz mączki, gdzie nastąpiło zwiększenie aktywności w 40 dniu procesu.

Liczne badania przeprowadzone nad procesem kompostowania wskazują, że wpływ dodatków, parametrów technicznych i technologicznych ma istotny wpływ na przebieg procesu. Głównie napowietrzanie materiału poddawanego procesowi kompostowania ma wpływ na dynamikę i szybkość osiągania określonych faz procesu. Ukazano również, że zaszczepianie materiału kompostowanego nie przyspiesza procesu, a wprowadzanie różnych dodatków do głównego materiału kompostowanego może skrócić lub wydłużyć aktywność biologiczną kompostów.

3. Geneza i cel pracy

Wnioski płynące z analizy przestudiowanej literatury przedmiotu wskazują jednoznacznie, że ciągle aktualnym tematem są badania procesu kompostowania. W niniejszych badaniach przedstawiono tematykę wpływu czynników technologicznych na proces kompostowania. Najczęściej stosowanymi kryteriami oceny procesu kompostowania są zmiana długości czasu, temperatury oraz stężenia CO₂ w gazach procesowych, a także efektywność procesu.

Takim czynnikiem nie w pełni docenianym i nieuwzględnianym w optymalizacji procesu kompostowania jest podwyższenie ciśnienia.. Brak prac badawczych ukierunkowanych na analizę procesu kompostowania w warunkach hiperbarycznych, przy jednoczesnej dużej koncentracji badań w warunkach normalnego ciśnienia przyczynił się do podjęcia badań w tym kierunku. Jest to nowy kierunek badań.

W pracy przyjęto następujące hipotezy badawcze:

1. Wzrost ciśnienia spowoduje osiągnięcie wyższej temperatury procesu ze względu na wzrost energii wewnętrznej układu bioreaktora.
2. Wzrost ciśnienia spowoduje skrócenie czasu osiągnięcia maksymalnej temperatury procesu kompostowania ze względu na wzrost kinetyki procesu rozkładu materii organicznej.
3. Spadek częstotliwości wymiany powietrza spowoduje obniżenie temperatury i obniżenie szybkości rozkładu materii organicznej ze względu na występowanie deficytów tlenowych.
4. Kompostowanie w warunkach hiperbarycznych zwiększy efektywność procesu.

W związku z przyjętymi hipotezami głównym celem badań było określenie wpływu podwyższonego ciśnienia na proces tlenowego rozkładu materii organicznej z odpadów porolniczych.

Realizacja celu podstawowego wymagała sformułowania i przeprowadzenia następujących celów szczegółowych:

1. Analiza możliwości wykorzystania podwyższonego ciśnienia w procesie rozkładu materii organicznej do przyspieszenia osiągnięcia wybranych faz procesu.
2. Analiza parametrów procesowych w stałych odstępach czasowych 4 i 8 godzinnych napowietrzania:
 - zmiany temperatury,
 - stężenia CO₂ w gazach procesowych.

3. Analiza parametrów procesowych kompostowanych odpadów przed i po eksperymencie:

- wilgotność masy materiału badanego,
- ubytek masy odpadów,
- pH,
- straty przy prażeniu (LOI),
- stosunku C:N,
- zawartość składników pokarmowych (P, K),
- aktywność oddechowa mikroorganizmów (AT₄).

4. Materiały i metody badań

4.1. Właściwości substratów

Materiał wejściowy do procesu kompostowania w warunkach hiperbarycznych stanowiła:

- a) skoszona trawa z terenów zielonych miasta Wrocławia o długości 50 mm,
- b) skoszona trawa z terenów zielonych miasta Wrocławia o długości 150 mm.

Długość trawy została wyznaczona na podstawie danych literaturowych (Bilitewski i in., 2006), które mówią, że udział objętości wolnych przestrzeni powietrznych powinien wynosić 25- 35% kompostowanego materiału.

Przed procesem rozkładu materii organicznej substraty zostały zmieszane w stosunku 4:1 (a:b), aby stanowiły materiał jednorodny.

W tabeli 4.1.1. przedstawiono właściwości substratu poddanego procesowi kompostowania.

Tabela 4.1.1. Właściwości substratu przeznaczonego do doświadczenia

L.p.	Parametr	Jednostka	Wartość średnia oraz odchylenie standardowe
1.	gęstość nasypowa- Q_b	kg/m ³	280
2.	Wilgotność- W	%	60
3.	pH	-	5,9
4.	azot całkowity- N	%	2,33 (0,21)
5.	węgiel całkowity- C	%	43
6.	Potas- K	g/kg s.m.	23,73 (1,26)
7.	Fosfor- P	g/kg s.m.	3,95 (0,02)
8.	straty przy prażeniu- LOI	%	88,97 (0,16)
9.	aktywność oddechowa AT4	O ₂ mg/g s.m.	109,73 (2,48)

Źródło: Opracowanie własne

W tabeli 4.1.1. przedstawiono właściwości substratu przeznaczonego do kompostowania w warunkach hiperbarycznych ich wartości średnie oraz odchylenia standardowe.

4.2. Stanowisko badawcze

Badania zostały wykonane w Instytucie Inżynierii Rolniczej Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, w Zakładzie Niskoemisyjnych Źródeł Energii i Gospodarką Odpadami.

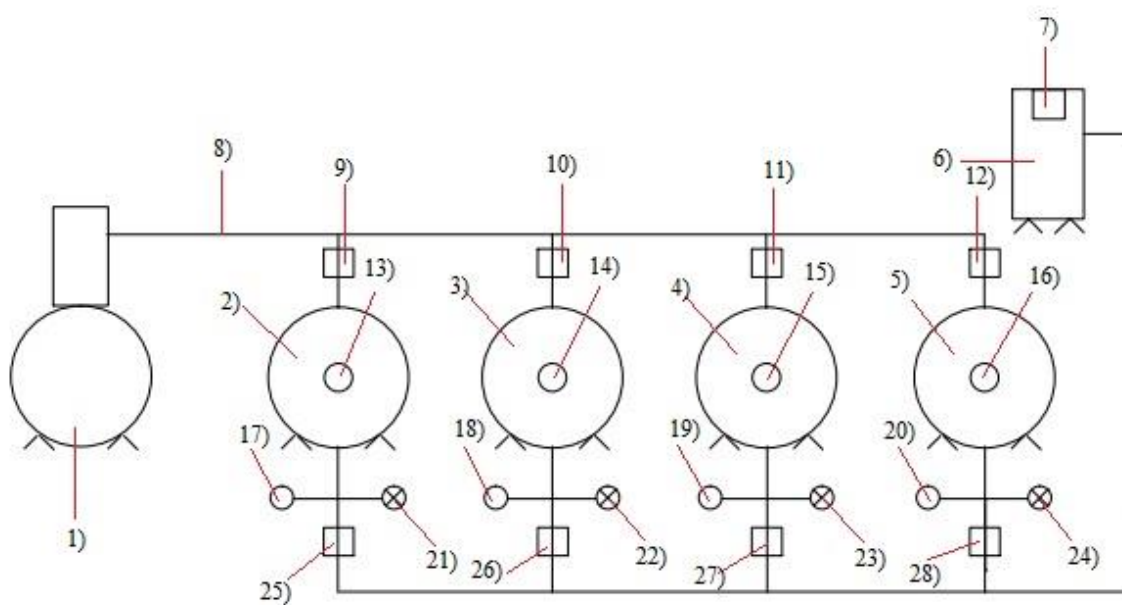
Na potrzeby przeprowadzenia badań, skonstruowano stanowisko badawcze, którego elementy przedstawiono w tabeli 4.2.1.

Tabela 4.2.1. Elementy stanowiska badawczego

L.p.	Element	Ilość	Zastosowanie	Numer na rysunku 4.1.1.
1	Bioreaktor	4	przeprowadzanie doświadczenia	2, 3, 4, 5
2	Czujnik ciśnienia	4	utrzymanie stałego zadanego ciśnienia w bioreaktorze	17, 18, 19, 20
3	Elektrozawór pneumatyczny wejściowy	4	kontrola włączanego powietrza do bioreaktora	9, 10, 11, 12
4	Elektrozawór pneumatyczny wyjściowy	4	kontrola upuszczania gazów procesowych z bioreaktorów	25, 26, 27, 28
5	Czujnik temperatury	4	kontrola temperatury w bioreaktorze	13, 14, 15, 16
6	Manometr	4	kontrola ciśnienia w bioreaktorze	21, 22, 23, 24
7	Sprężarka powietrza	1	wytwarzanie ciśnienia w bioreaktorze	1
8	Zbiornik buforowy i czujnik CO ₂	1	pomiar stężenia procentowego CO ₂	6, 7
9	Jednostka sterująca	1	kontrola parametrów procesu kompostowania	-

Źródło: opracowanie własne

Na rysunku 4.2.1. przedstawiono schemat stanowiska badawczego.



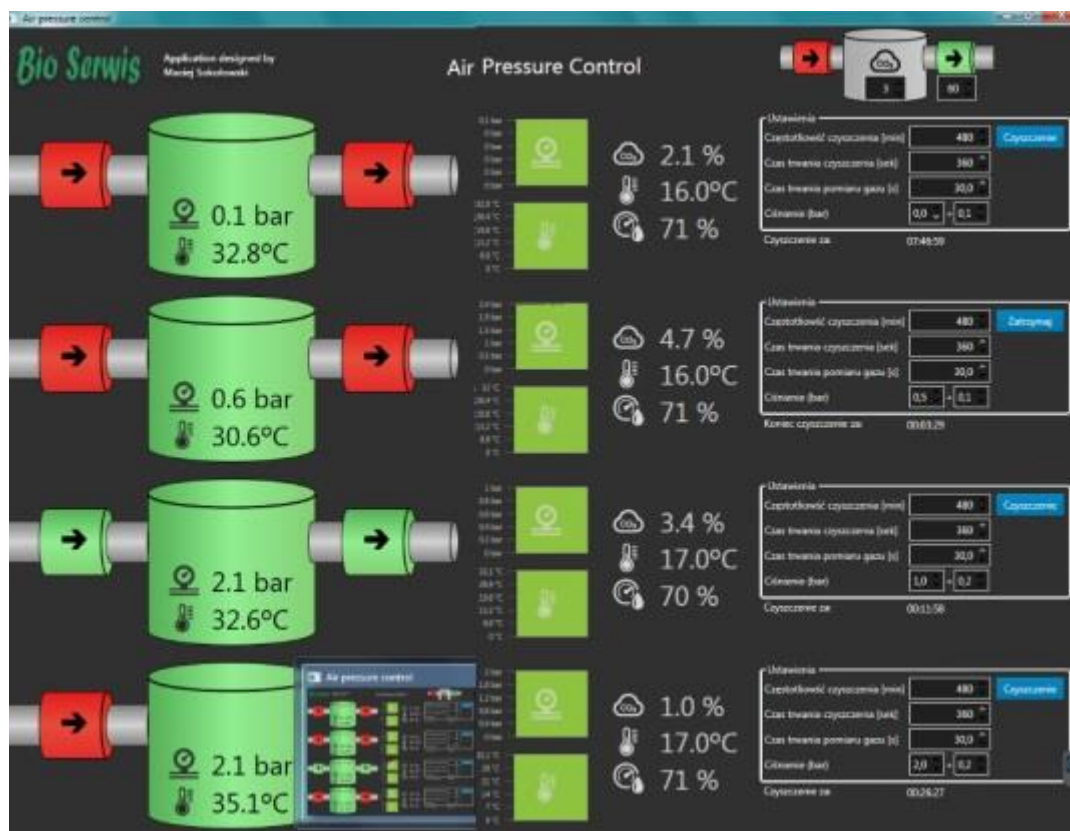
Rys. 4.2.1. Schemat stanowiska badawczego do kompostowania w warunkach hiperbarycznych: 1) sprężarka powietrza; 2,3,4,5) bioreaktor; 6) zbiornik buforowy do pomiaru stężenia dwutlenku węgla; 7) czujnik dwutlenku węgla; 8) przewód powietrzny; 9, 10, 11, 12) elektrozawór pneumatyczny wejściowy; 13, 14, 15, 16) czujnik temperatury; 17, 18, 19, 20) czujnik ciśnienia; 21, 22, 23, 24) manometr; 25, 26, 27, 28) elektrozawór pneumatyczny wyjściowy

Na rysunku 4.2.2. przedstawiono ogólny widok stanowiska badawczego.



Rys. 4.2.2. Widok ogólny stanowiska badawczego

Na rysunku 4.2.3. przedstawiono zrzut ekranu programu sterującego stanowiskiem badawczym.



Rys. 4.2.3. Program sterujący stanowiskiem badawczym

Używając programu sterującego stanowiskiem badawczym, oprócz odczytywania informacji na temat zachodzącego procesu wewnątrz bioreaktorów można również symulować częstotliwość przewietrzania bioreaktorów, sam czas trwania przewietrzania bioreaktorów, czas poboru gazów procesowych do analizy na zawartość CO₂, jak również ciśnienie w bioreaktorze.

4.3. Plan oraz przebieg doświadczenia

W celu weryfikacji sformułowanych hipotez badawczych zaproponowano plan badań biorący pod uwagę wybrane parametry technologiczne:

- zasookres wymiany powietrza - co 4 h oraz co 8 h,
- zadane nadciśnienie - 0, 50, 100, 200 kPa,
- liczba powtórzeń dla każdego zadanego ciśnienia-i zasookresu wymiany powietrza 5 powtórzeń.

Macierz doświadczenia przedstawia tabela 4.3.1.

Tabela 4.3.1. Macierz doświadczenia

substrat	ciśnienie (kPa)	czasookres wymiany powietrza (h)	łączna liczba powtórzeń
mieszanina traw	0, 50, 100, 200	4, 8	40

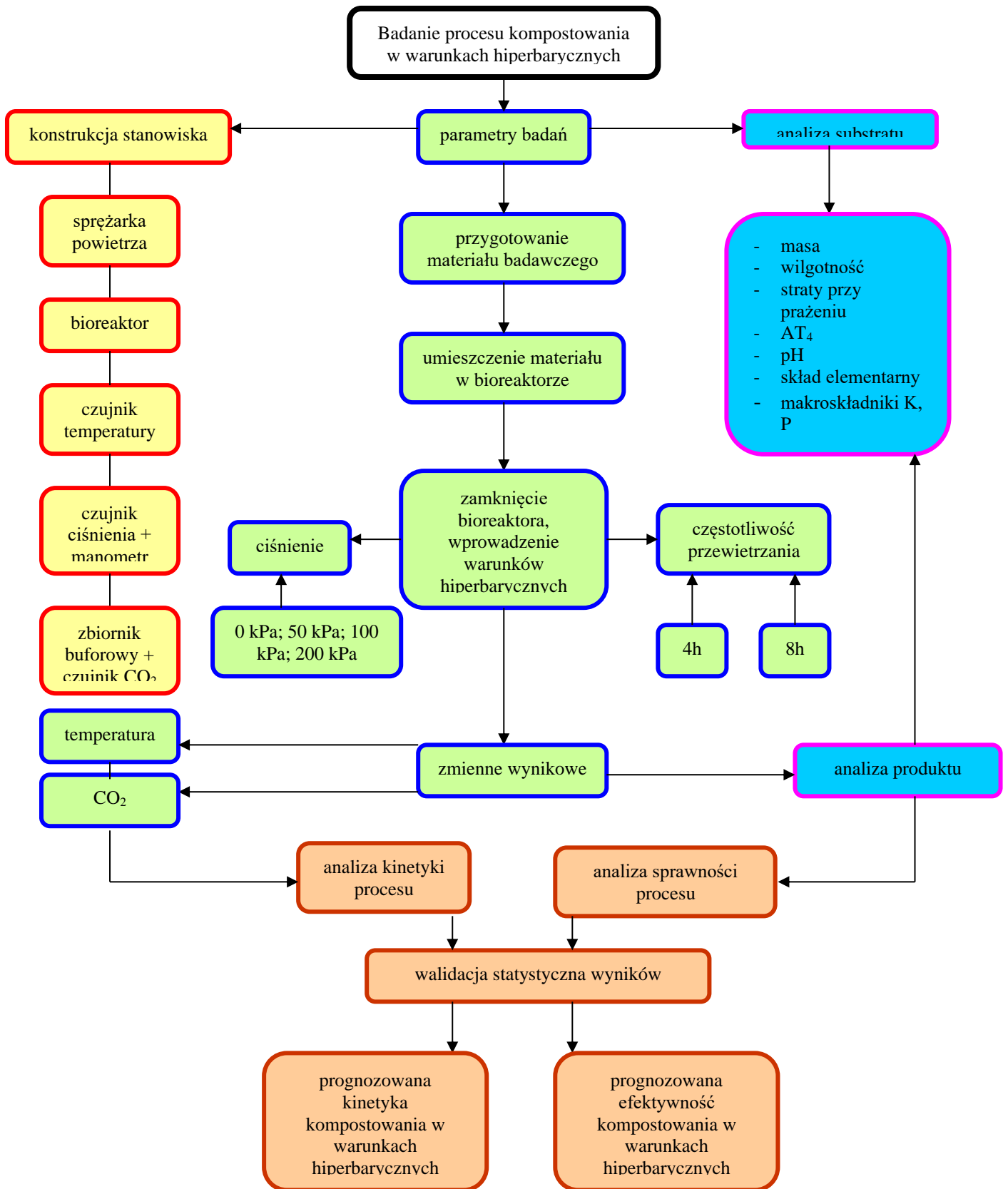
Źródło: *Opracowanie własne*

Badania w bioreaktorach przeprowadzono metodą autorską opracowaną wraz z promotorami w Instytucie Inżynierii Rolniczej Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Proces tlenowego rozkładu materii organicznej był przeprowadzany w 4 wariantach ciśnieniowych (0 kPa, 50 kPa, 100 kPa, 200 kPa,) oraz dwóch czasookresach wymiany gazów procesowych, co 4 i 8 h. Czas trwania pojedynczego procesu wynosił 240 godzinach.

W ramach eksperymentu przeprowadzono 40 doświadczeń (po 20 w każdym czasookresie 4 h i 8 h). Każdy wariant był wykonany w pięciu powtórzeniach.

Próbki przygotowywano w dniu rozpoczęcia doświadczenia. Każdorazowo naważono jednakową masę materiału (2000 g) i umieszczano ją w bioreaktorze (2, 3, 4, 5, Rys. 4.2.1.) o pojemności 0,05 m³. Następnie zamykano bioreaktory i włączano do nich powietrze za pomocą sprężarki powietrza do założonego ciśnienia. Za utrzymanie odpowiedniego ciśnienia w bioreaktorze odpowiadał czujnik ciśnienia (17, 18, 19, 20, Rys. 4.2.1.) oraz zawór pneumatyczny wejściowy (9, 10, 11, 12, Rys. 4.2.1.) i wyjściowy (25, 26, 27, 28, Rys. 4.2.1.). W zależności od założonej częstotliwości wymiany gazów przed czyszczeniem bioreaktora z powstałego CO₂, dokonywano pomiarów temperatury (°C) za pomocą czujnika temperatury (13, 14, 15, 16, Rys. 4.2.1.) oraz zawartości CO₂ (%) w gazie procesowym (7, Rys. 4.2.1.). Po pobraniu próbki gazów do zbiornika buforowego (6, Rys. 4.2.1.) zawory pneumatyczne wejściowy i wyjściowy otwierano poprzez sygnał elektryczny z programu sterującego. Uruchomiona sprężarka powietrza, poprzez włączane powietrze przez 300 sekund oczyszczała bioreaktor z wytworzonego przez mikroorganizmy CO₂. Po upływie tego czasu, bioreaktor ponownie zostawał wypełniany powietrzem do założonego ciśnienia. Ta czynność była powtarzana dla każdego bioreaktora z osobna z częstotliwością zgodną z założeniem danej serii. W czasie jednej serii badano 4 próbki materiału dla danego ciśnienia (0, 50, 100, 200 kPa).

Poniżej na rysunku 4.3.1. przedstawiono schemat blokowy przebiegu doświadczenia.



Rys. 4.3.1. Schemat blokowy przebiegu doświadczenia

4.4. Metody badań odpadów

Przed procesem i po procesie kompostowania w warunkach hiperbarycznych oznaczono w materiale badawczym następujące parametry, które przedstawiono w tabeli 4.4.1.

Tabela 4.4.1. Metody oznaczeń parametrów

L. p.	Parametr	Metoda oznaczenia	Urządzenie badawcze
1	Wilgotność (W)	PN-EN 14346:2011	waga precyzyjna PS 3500.R2 (dokładność odczytu 0,01 g), suszarka KBC-65W (zakres pracy do 250°C),
2	pH	PN-EN 15011-3:201	
3	skład elementarny CHNS	Chromatografia gazowa	analizator składu elementarnego CHNS firmy CE Instruments (dokładność odczytu 0,1%)
4	makroskładniki K, P	PN-EN ISO 11885:2009	spektrometr emisji atomowej ICP-AES iCAP 7400 firmy Thermo Scientific
5	aktywność oddechowa mikroorganizmów AT4	OxiTop® Control (zgodnie z Binner i in. 2012)	zestaw OxiTop® -C, OC 110 (zakres pracy 10-40°C, dokładność odczytu 1hPa), ciepłarka laboratoryjna Q-Cell 140/40 (zakres pracy 3-40°C),
6	starty przy prażeniu	PN-EN 15169:2011	waga analityczna AS 220.R2 (dokładność odczytu 0,0001 g), piec mufłowy SNOL 8,2/1100 (zakres pracy 1100°C)

Źródło: opracowanie własne

4.5. Statystyczna analiza danych

Wyniki pomiaru parametrów odpadów rolniczych po 40 procesach kompostowania (4 ciśnienia × 2 czasokresy wymiany powietrza × 5 powtórzeń) poddano analizie statystycznej, na którą składały się następujące etapy:

1. Dla wszystkich zmierzonych zmiennych ilościowych obliczono podstawowe statystyki opisowe, tzn. wartości średnie (M), odchylenia standardowe (SD), mediany (Me), kwartyle dolne ($Q1$) i górne ($Q3$) oraz wartości ekstremalne (Min) i (Max).
2. Dla wszystkich zmiennych ilościowych sprawdzono zgodność ich rozkładu z rozkładem normalnym korzystając z testu Shapiro-Wilka. Jednorodność wariancji sprawdzono testem Bartletta i Levene'a.

3. Do oceny siły i kierunku zależności liniowej między dwiema zmiennymi ciągłymi (T i CO_2) wykorzystano analizę regresji – wyznaczono wartości współczynnika korelacji liniowej Pearsona r i w przypadku jego istotności ($p < 0,05$; $r \neq 0$), tzn. gdy współczynnik regresji był istotnie różny od zera, oszacowano współczynniki równania regresji b_i . Do oszacowania współczynników regresji wykorzystano metodę najmniejszych kwadratów.
4. Do oceny wpływu zmiennych kontrolowanych (p i t_{wp}) na zmienne zależne (T_{max} , t_{max} , Δt_{max} , t_{30} , $AT4$, CO_2 , w i Δm) wykorzystano analizę wariancji dla klasyfikacji dwuczynnikowej.
5. W modelach regresji wielokrotnej współczynniki regresji b_i poddano standaryzacji, tak aby ich wartości były niezależne od zakresu, w jakim zmienia się zmienna losowa związana z tym współczynnikiem (standaryzowane współczynniki regresji β_i zmieniają się w zakresie od -1 do +1 i mogą być porównywane między sobą dla różnych zmiennych losowych; im większa jest wartość bezwzględna standaryzowanego współczynnika regresji, tym silniejszy wpływ tej zmiennej na zmienną objaśnianą).
6. Dla wszystkich wykorzystanych testów statystycznych przyjęto poziom istotności $\alpha = 0,05$.
7. Z wykorzystaniem analizy regresji liniowej i nieliniowej oszacowano parametry kinetyczne skumulowanej produkcji CO_2 zgodnie z przebiegiem procesu wg reakcji 0-rzędu i 1-rzędu. Wykorzystując kryterium AKAIKE wskazano, iż model 1-rzędu lepiej dopasowany jest do danych eksperymentalnych. Kryterium AKAIKE oceniano na podstawie równania wg. Stegenta i in. (2016) nr 2:

$$AIC = n \ln \left(\sum_{i=1}^n e_i^2 \right) + 2K \quad (2)$$

Wyznaczono maksymalną skumulowaną produkcję CO_2 (LCO_{20}) oraz stałą szybkości reakcji. (k).

8. Na podstawie średniej wartości k wyznaczono czas $t_{0,5}$ po którym możliwe jest wytworzenie 50% LCO_2 na podstawie równania 3:

$$t_{0,5} = \ln 2 / k \quad (3)$$

9. Wyliczono szybkość produkcji CO_2 (r), na podstawie równania nr 4:

$$r = LCO_2 * k \quad (4)$$

W obliczeniach skorzystano z pakietu programów komputerowych STATISTICA v. 12,5 oraz arkusza kalkulacyjnego EXCEL.

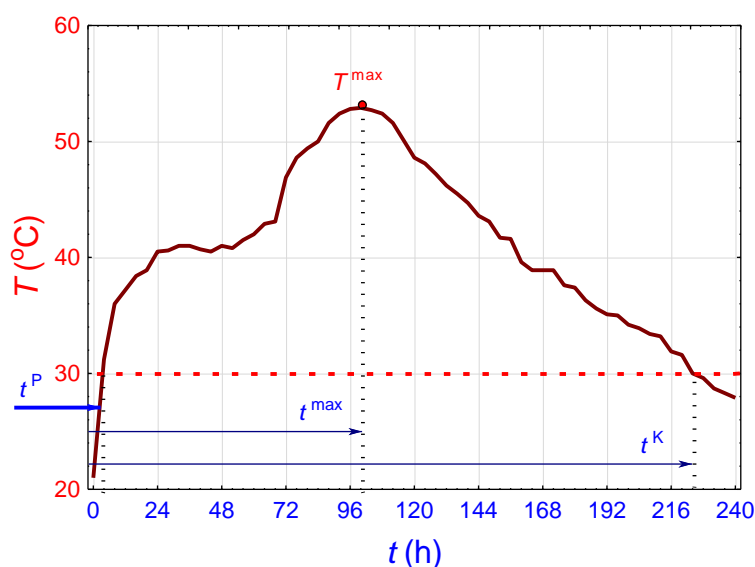
W przeprowadzonych eksperymentach (procesach kompostowania), zmiennymi niezależnymi (kontrolowanymi) były:

- $X_1 - p$, ciśnienie w komorze bioreaktora (0, 50, 100 i 200 kPa);
- $X_2 - t_{WP}$, czasokres wymiany powietrza w bioreaktorze (4 i 8 h).

Zmiennymi zależnymi były wyniki pomiarów:

- $Y_1 - T^{\max}$, maksymalna temperatura masy wsadowej w bioreaktorze ($^{\circ}\text{C}$);
- $Y_2 - t^{\max}$, czas osiągnięcia temperatury maksymalnej (h);
- $Y_3 - t^P$, czas osiągnięcia temperatury 30°C (h);
- $Y_4 - t^K$, czasu od rozpoczęcia procesu do spadku temperatury poniżej 30°C (h);
- $Y_5 - AT_4$, aktywności oddechowa mikroorganizmów ($\text{mg O}_2/\text{g s. m.}$);
- $Y_6 - \text{CO}_2$, stężenie dwutlenku węgla (%);
- $Y_7 - W$, wilgotność względna (%),
- $Y_8 - LOI$, strata prażenia suchej masy (% s. m.);
- $Y_9 - \Delta m$, ubytek biomasy (%).

Każdy cykl pomiarowy (proces kompostowania) powtarzany był 5 razy, a do pomiaru efektów kompostowania pobierano po trzy próbki. Ponieważ współczynnik zmienności V_x zmiennych zależnych $Y_5 \div Y_9$ mierzonych trzykrotnie nie przekraczał 3%, w dalszej analizie brano pod uwagę wartość średnią z wyników pomiaru trzech próbek.



Rys. 4.5.1. Temperatura materii organicznej (T) w kolejnych godzinach procesu kompostowania oraz interpretacja graficzna parametrów T^{\max} , t^{\max} , t^P i t^K

5. Wyniki badań

5.1. Efektywność procesu kompostowania w warunkach hiperbarycznych

Podczas badań efektywności procesu kompostowania uwzględniono:

- zmianę aktywności oddechowej mikroorganizmów w ciągu 4 dni,
- zmianę wilgotności materiału,
- zmianę zawartości materii organicznej,
- utratę masy materiału poddanego eksperymentowi,
- zmianę pH materiału kompostowanego,
- zmianę zawartości makroelementów materiału.

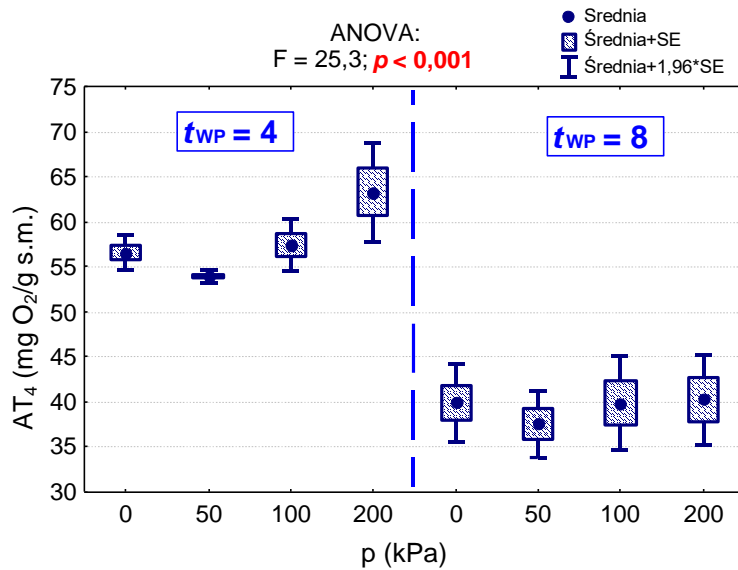
Wszystkie badania poddano trzykrotnemu powtórzeniu.

5.1.1. Stopień stabilizacji oddechowej mikroorganizmów AT₄ produktu

Podczas częstotliwości wymiany powietrza co 4 godziny (t_{wp}) najwyższą efektywnością w zmianie stopnia stabilizacji charakteryzował się wariant z ciśnieniem 50 kPa. gdzie efektywność stabilizacji w porównaniu do materiału wejściowego wyniosła 50,9%. Najniższą efektywnością w zmianie stopnia stabilizacji AT₄ wykazał się wariant z ciśnieniem 200 kPa, gdzie sprawność wyniosła średnio 42%.

Podczas częstotliwości wymiany powietrza co 8 godzin (t_{wp}) najwyższą efektywnością stabilizacji mieszanki odpadów charakteryzowały się warianty z ciśnieniem 50 kPa oraz 200 kPa. Przy ciśnieniu 50 kPa efektywność stabilizacji wyniosła 67,5%, a przy ciśnieniu 200 kPa, 67,6%. Najniższą efektywnością stabilizacji odnotowano w przypadku wariantu 100 kPa, gdzie sprawność obniżenia aktywności oddechowej była na poziomie średnio 62,9%. We wszystkich przypadkach aktywność oddechowa była powyżej granicznej wartości dla stabilizatorów wytwarzanych z odpadów komunalnych (10 mgO₂/g s.m.). Zaznaczyć jednak należy, iż badania objęły jedynie fazę termofilową.

Biorąc pod uwagę ostateczne dane stopnia stabilizacji oddechowej, najwyższą efektywnością względną charakteryzowały się badania przeprowadzone podczas częstotliwości wymiany powietrza co 8 godzin (t_{wp}).



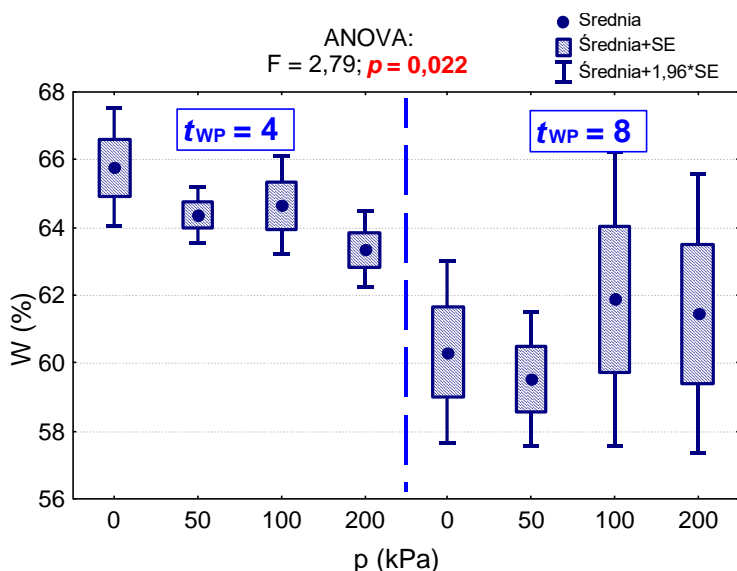
Rys. 5.1.1.1. Aktywność oddechowa organizmów (AT_4) w bioreaktorze po procesie kompostowania przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP} oraz wyniki testu istotności

W wynikach efektywności stopnia stabilizacji AT_4 w większości badanych ciśnień dla $t_{WP}=4$ h oraz $t_{WP}=8$ h istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.1.1.). Istotnie statystyczne różnice są zauważalne jedynie między czasookresami wymiany powietrza $t_{WP}=4$ h i $t_{WP}=8$ h, ($p < 0,01$). Efektywność stabilizacji była istotnie ($p < 0,05$) większa w $t_{WP}=8$ h.

5.1.2. Wilgotność produktu

Podczas badań z częstotliwością $t_{WP}=4$ h, wilgotność materiału wzrastała. Największym wzrostem wilgotności charakteryzowało się ciśnienie kontrolne (t.j. 0 kPa), w którym to odnotowano wzrost średnio o 6%. Najniższym wzrostem wilgotności materiału kompostowanego charakteryzowało się ciśnienie 200 kPa, przy którym odnotowano wzrost średnio o 3,3% w stosunku do materiału, który był badany przed eksperymentem.

Po badaniach procesu kompostowania w warunkach hiperbarycznych z częstotliwością $t_{WP}=8$ h, wilgotność materiału spadła jedynie w przypadku wariantu z ciśnieniem 50 kPa. Spadek ten wynosił średnio 1,2% wartości względnej. Wzrostem wilgotności materiału kompostowanego charakteryzowały się pozostałe ciśnienia, ich wzrost odnotowano średnio od 0,3% (ciśnienie kontrolne - 0 kPa), do 2,8% (ciśnienie 100 kPa) w stosunku do materiału który był badany przed eksperymentem.



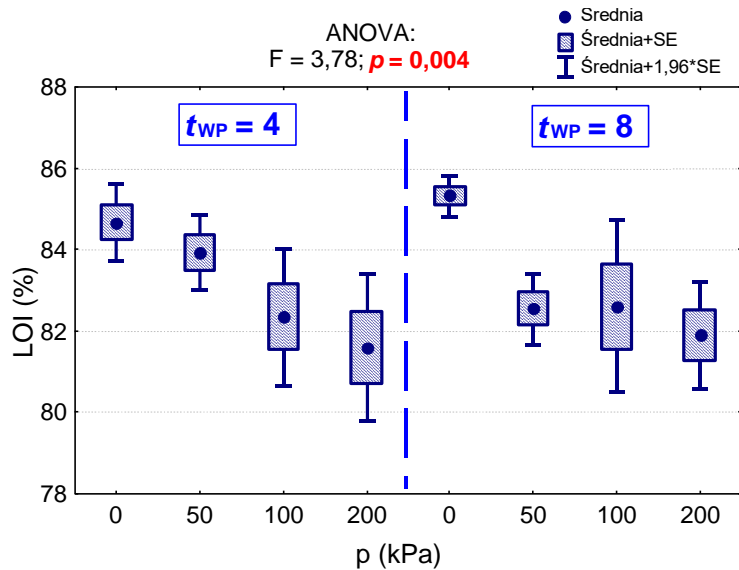
Rys. 5.1.2.1. Średnia wilgotność względna materiału kompostowanego (W) w bioreaktorze po procesie kompostowania przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstotliwościach wymiany powietrza t_{wp}

W teście istotności średniej wilgotności względnej materiału kompostowanego, w większości badanych ciśnień dla $t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.2.1.). Istotnie statystyczna różnica jest zauważalna jedynie między czasookresami wymiany powietrza $t_{wp}=4$ h, ciśnieniu 0 kPa i $t_{wp}=8$ h, ciśnieniu 50 kPa ($p < 0,05$).

5.1.3. Straty przy prażeniu suchej masy

Stwierdzono, iż zawartość materii organicznej po procesie badawczym przy $t_{wp}=4$ h we wszystkich wariantach była podobna i wyniosła 85,5% s.m. Dało to efektywność usunięcia materii organicznej na poziomie 3,4%.

W wynikach strat przy prażeniu po procesie badawczym przy $t_{wp}=8$ h, odnotowano większą efektywność usunięcia materii organicznej niż w przypadku przewietrzania co 4 h, która wynosiła średnio 5%. Najlepszą efektywnością usunięcia materii organicznej wykazało się ciśnienie 200 kPa, która w stosunku do próby kontrolnej wyniosła około ~7%.



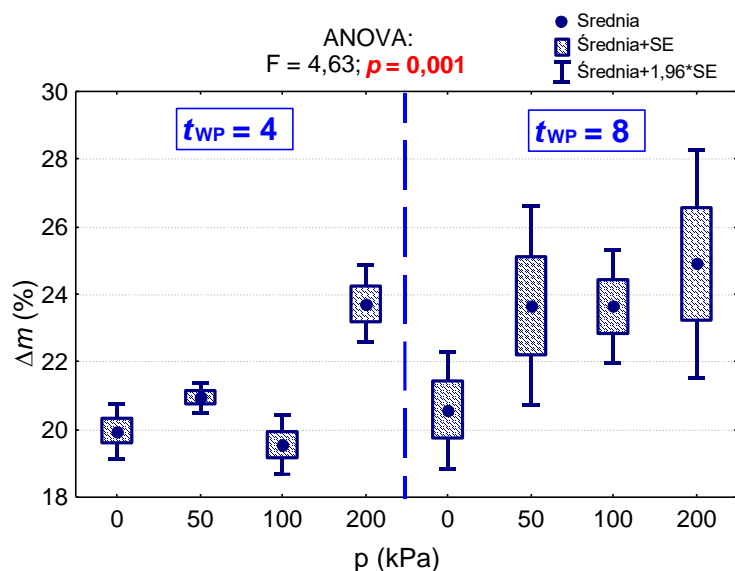
Rys. 5.1.3.1. Średnia strata prażenia suchej masy (*LOI*) w bioreaktorze po procesie kompostowania przy czterech ciśnieniach *p* i dwóch częstościach wymiany powietrza *t_{wp}*

W teście istotności średniej efektywności strat przy prażeniu, w większości badanych ciśnień dla $t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.3.1.) Istotnie statystyczna różnica jest zauważalna jedynie między czasookresami wymiany powietrza $t_{wp}=4$ h, ciśnieniu 200 kPa i $t_{wp}=8$ h ciśnieniu 0 kPa ($p < 0,05$) oraz w czasookresie $t_{wp}=8$ h strata przy prażeniu jest statystycznie wyższa w ciśnieniu 200 kPa, niż w ciśnieniu 0 kPa ($p < 0,05$).

5.1.4. Ubytek masy produktu

Wykazano, iż przy 4 godzinnych interwałach przewietrzania, największym ubytkiem masy charakteryzował się wariant z ciśnieniem 200 kPa, które wyniosło średnio 23,7% w stosunku do masy początkowej, która wynosiła 2000g. Najmniejszym ubytkiem masy materiału kompostowanego, charakteryzowało się ciśnienie 100 kPa, wyniosło 19,6% ubytku masy produktu w stosunku do masy substratu.

Przy porównywaniu utraty masy w $t_{wp}=8$ h można stwierdzić, że największym ubytkiem charakteryzowało się ciśnienie 200 kPa i wyniosło ono średnio 25,5% w stosunku do masy początkowej, natomiast najmniejszy ubytek masy materiału kompostowanego stwierdzono w próbie kontrolnej- 0 kPa (~20,8%).



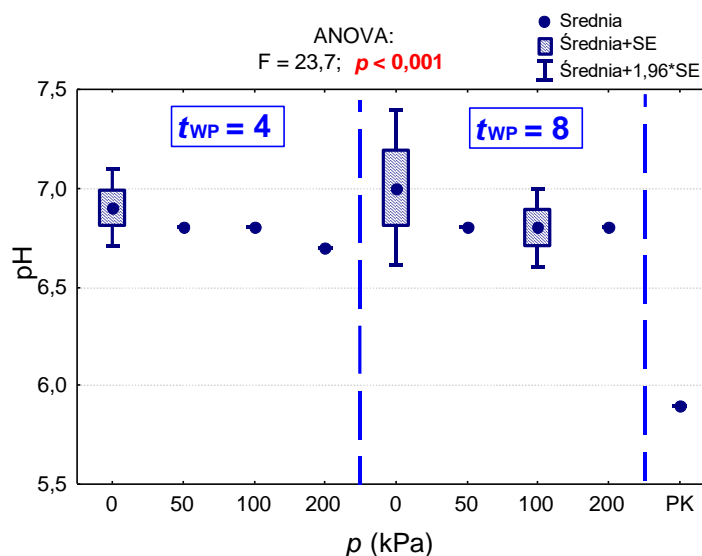
Rys. 5.1.4.1. Średni ubytek masy kompostowanej (Δm) w bioreaktorze po procesie kompostowania przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP}

W teście istotności średniego ubytku masy kompostowanej, w większości badanych ciśnień dla $t_{WP}= 4$ h oraz $t_{WP}= 8$ h istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.4.1). Istotnie statystyczna różnica jest zauważalna jedynie między czasookresami wymiany powietrza $t_{WP}= 4$ h, ciśnieniu 0 kPa oraz 100 kPa i $t_{WP}= 8$ h, ciśnieniu 200 kPa ($p < 0,05$), gdzie średni ubytek masy kompostowanej jest statystycznie wyższy w czasookresie $t_{WP}= 8$ h.

5.1.5. Wartość odczynu pH

W trakcie procesu, przy 4 godzinnym interwale przewietrzania, obserwowano wzrost odczynu z 5,9 do maksymalnie 6,9 pH w próbie kontrolnej (0 kPa). W pozostałych wariantach ciśnień (50, 100 oraz 200 kPa) wartość odczynu pH wzrosła do 6,8.

Odczyn materiału kompostowanego, który przed procesem wynosił 5,9 pH, w czasookresie wymiany powietrza w bioreaktorze $t_{WP}= 8$ h, wzrósł podobnie jak w $t_{WP}= 4$ h. Najwyższym odczynem charakteryzował się wariant kontrolny z ciśnieniem 0 kPa, który wyniósł 7,0, pozostałe warianty ciśnień charakteryzowały się podobnie jak przy 4 godzinnym interwale przewietrzania wartością pH= 6,8.



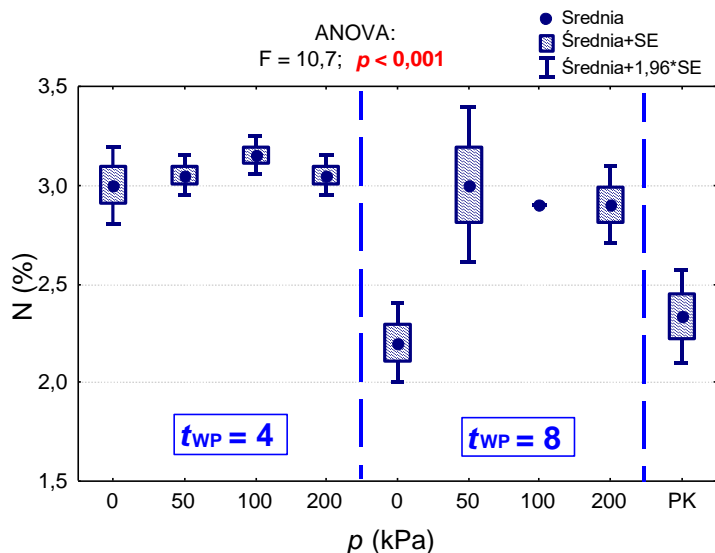
Rys. 5.1.5.1. Odczyn (pH) materiału po kompostowaniu przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP} oraz próby kontrolnej

W teście istotności odczynu, we wszystkich badanych ciśnieniach dla $t_{WP}=4$ h oraz $t_{WP}=8$ h istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.5.1.). Istotnie statystyczna różnica jest zauważalna jedynie między czasookresami wymiany powietrza $t_{WP}=4$ h, $t_{WP}=8$ h, a próbą kontrolną ($p < 0,01$). Odczyn masy kompostowanej w dwóch założonych czasookresach wymiany powietrza jest statystycznie wyższa niż w próbce kontrolnej.

5.1.6. Zawartość składu elementarnego w produkcie

Podczas badań przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP}=4$ h, zauważono, że największym wzrostem zawartości N w materiale charakteryzował się wariant z ciśnieniem 100 kPa (0, 85%).

Wykazano, iż przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP}=8$ h, największym wzrostem zawartości N charakteryzował się wariant z ciśnieniem 50 kPa, który wyniósł $\sim 0,7\%$, co dało ostateczny wynik zawartości N w kompostowanej masie na poziomie 3% s.m..

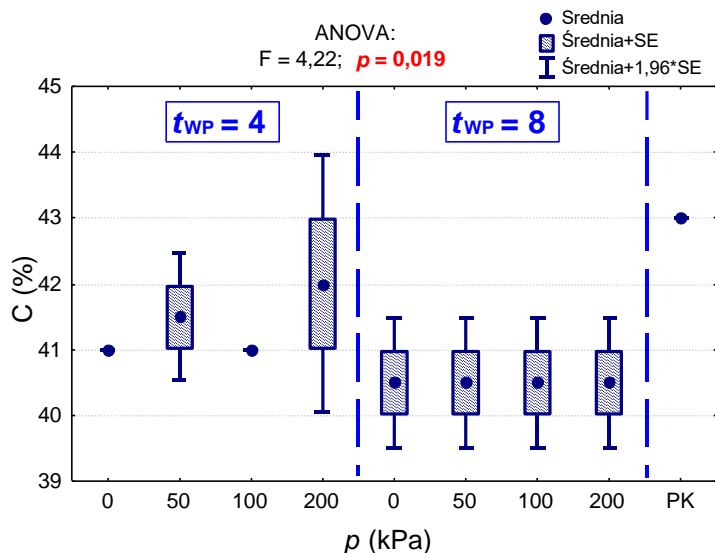


Rys. 5.1.6.1. Średni udział azotu (N) w materiale po kompostowaniu przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP}

W teście istotności udziału azotu (N), we wszystkich badanych ciśnieniach dla $t_{WP}=4$ h istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.6.1.). Istotnie statystycznie niższa zawartość N jest zauważalna w $t_{WP}=8$ h i ciśnieniu 0 kPa w stosunku do wszystkich ciśnień $t_{WP}=4$ h, a także pozostałych wariantów ciśnienia w $t_{WP}=8$ h. Zawartość azotu w tej próbie jest zbliżona do udziału N w próbie kontrolnej. Statystycznie wyższa zawartość N jest we wszystkich ciśnieniach $t_{WP}=4$ h, jak również w $t_{WP}=8$ h i ciśnieniu 50 kPa, aniżeli w próbie kontrolnej ($p < 0,03$).

W związku z rozkładem materii organicznej obserwowano spadek zawartości C w materiale kompostowanym. Podczas częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP}=4$ h efektywność spadku największa była w wariacie ciśnienia 0 kPa oraz 100 kPa, efektywność ta wyniosła 4,65%.

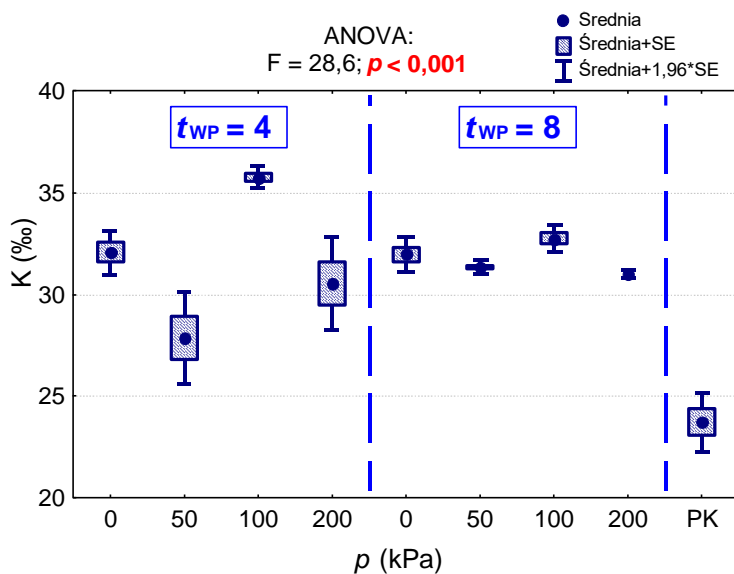
Podczas badań przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP}=8$ h najwyższy spadek zawartości pierwiastka C w suchej masie odnotowano we wszystkich wariantach ciśnień. Wynosił on z 43% s.m. do 40,5% s.m., co daje efektywność spadku na poziomie 5,82%.



Rys. 5.1.6.2. Udział węgla (C) w mieszance po kompostowaniu przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP}

W teście istotności udziału węgla (C), we wszystkich badanych ciśnieniach dla $t_{WP}=4$ h oraz $t_{WP}=8$ h, a także próbie kontrolnej istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.6.2.).

Najwyższy wzrost efektywności K w materiale kompostowanym, przy częstości wymiany powietrza $t_{WP}=4$ h, odnotowano na poziomie 14,7%, w wariancie o ciśnieniu 50 kPa.

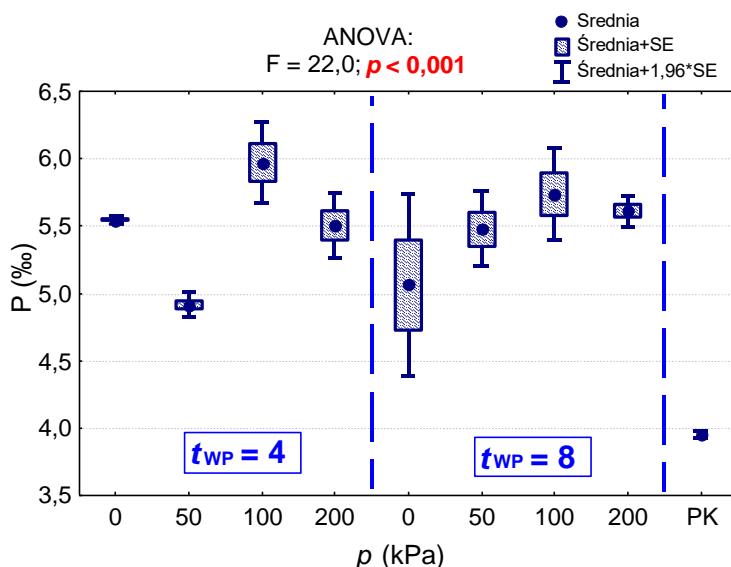


Rys. 5.1.6.3. Udział potasu (K) w mieszance po kompostowaniu przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP}

Najwyższą zawartością K w materiale kompostowanym w czasookresie $t_{WP}=8$ h, charakteryzowało się ciśnienie 100 kPa (32,8 g/kg s.m.). Efektywność wzrostu zawartości K w tym ciśnieniu wyniosła 9,1%, to o 5,6% mniej w porównaniu do ciśnienia 50 kPa, $t_{WP}=4$ h.

W teście istotności udziału potasu (K), we wszystkich badanych ciśnieniach dla $t_{wp}=8h$ istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.6.3.). Istotnie statystycznie wyższe zawartości K są zauważalne w $t_{wp}=4h$ i ciśnieniach: 0 kPa w stosunku do 50 kPa, 100 kPa w stosunku do 50 kPa oraz 200 kPa, a także do 50 kPa i 200 kPa w $t_{wp}=8h$. Statystycznie wyższa zawartość K jest we wszystkich ciśnieniach $t_{wp}=4h$, jak również w $t_{wp}=8h$, aniżeli w próbie kontrolnej ($p < 0,04$).

W przypadku P odnotowano wzrost jego zawartości w materiale kompostowanym ze średniego poziomu 3,95 g/kg s.m. do 5,97 g/kg s.m. w wariancie ciśnienia 100 kPa, co stanowi wzrost efektywności przemiany o 33,8%. Również podczas badań zmian zawartości P w częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}=8h$, odnotowano wzrost zawartości w materiale kompostowanym o 1,79 g/kg s.m.. Najlepszą efektywność wzrostu odnotowano w ciśnieniu 100 kPa (podobnie jak przy zawartości K) i wyniosła ona 31,2%.



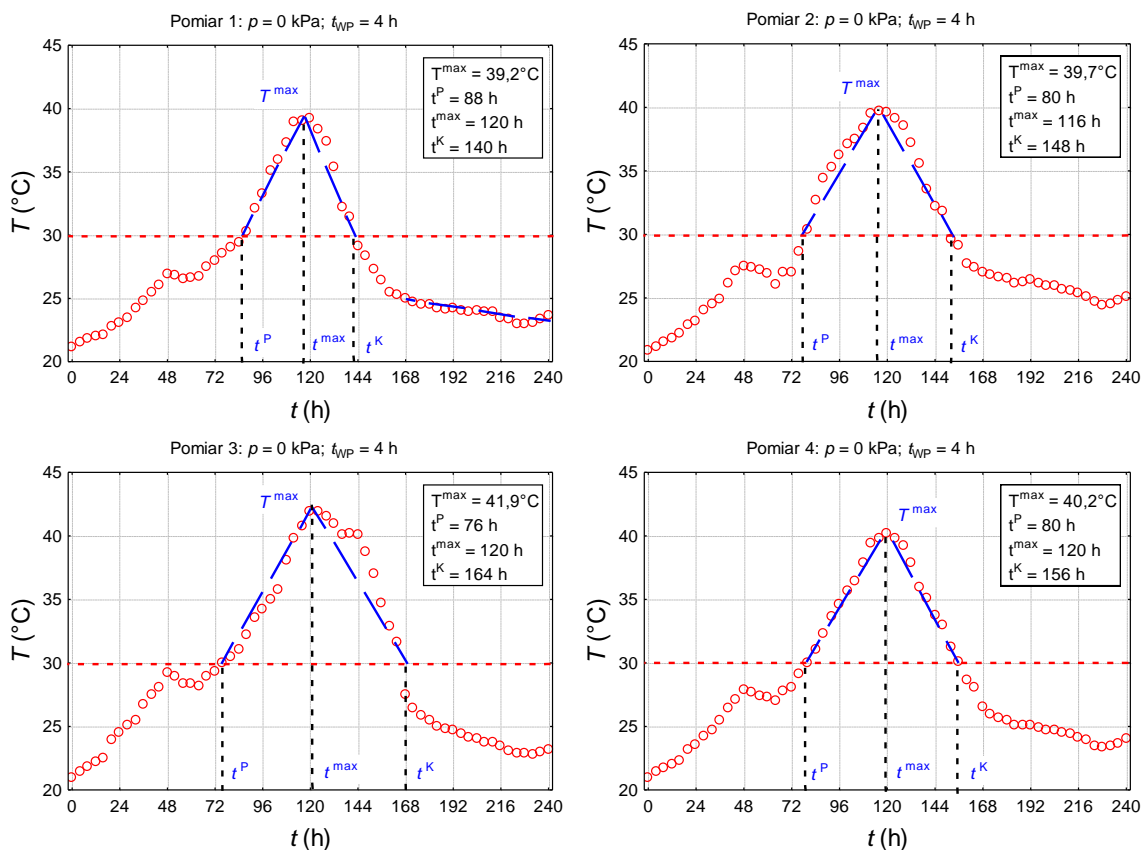
Rys. 5.1.6.4. Udział fosforu (P) w mieszance po kompostowaniu przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstotliwościach wymiany powietrza t_{wp}

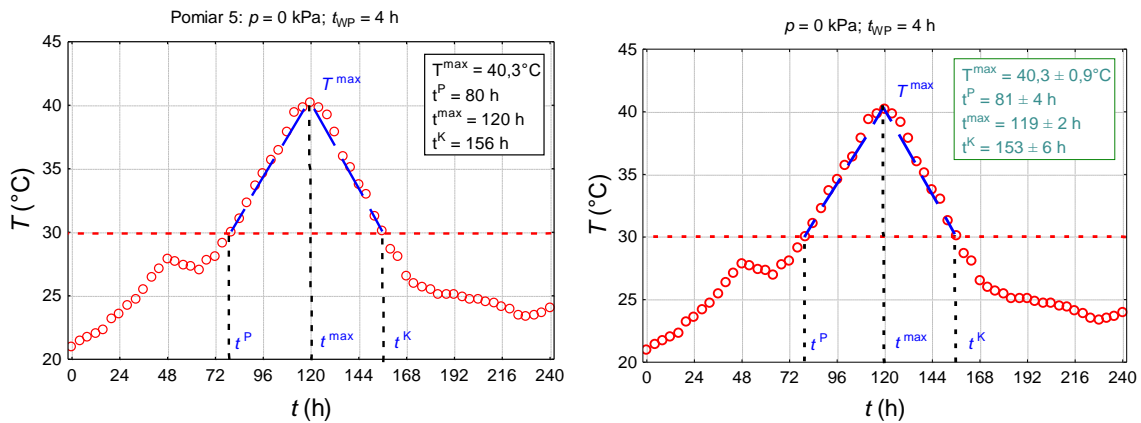
W teście istotności udziału fosforu (P), we wszystkich badanych ciśnieniach dla $t_{wp}=8h$ istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.1.6.4.). Istotnie statystycznie wyższe zawartości P są zauważalne w $t_{wp}=4h$ i ciśnieniach: 100 kPa w stosunku do 50 kPa. Istotnie wyższe statystycznie zawartości można odnotować w ciśnieniach 0 kPa oraz 100 kPa $t_{wp}=8h$ w stosunku do zawartości P w ciśnieniach 50 kPa oraz 100 kPa czasookresu wymiany powietrza $t_{wp}=4h$. Statystycznie wyższa zawartość P jest we wszystkich ciśnieniach $t_{wp}=4h$, jak również w $t_{wp}=8h$, aniżeli w próbie kontrolnej ($p < 0,02$).

5.2. Zmiany temperatury odpadów w trakcie kompostowania w warunkach hiperbarycznych przy częstotliwości wymiany powietrza co 4 h

Ustalono, że warunkiem rozpoczęcia i zakończenia procesu jest uzyskanie przez badany materiał temperatury początkowej ($>30^{\circ}\text{C}$) oraz temperatury końcowej ($<30^{\circ}\text{C}$). We wszystkich wariantach badanych ciśnień temperatura zmieniała się w zakresie od $21,4^{\circ}\text{C}$ do 57°C .

Wyróżniono 3 fazy zmian temperatury, w trakcie hiperbarycznego kompostowania badanego materiału: fazę wzrostu temperatury, fazę osiągnięcia maksimum z okresem stabilizacji oraz fazę spadku - wychładzania, przy czym w wariantcie 0 kPa wyróżnić można czwartą fazę, fazę stagnacji temperatury na ustalonej wartości $\sim 25^{\circ}\text{C}$.

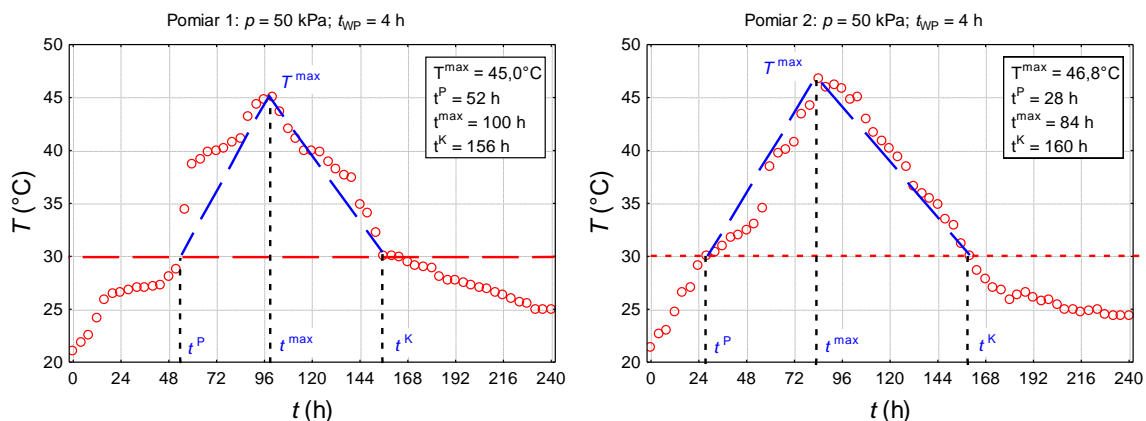


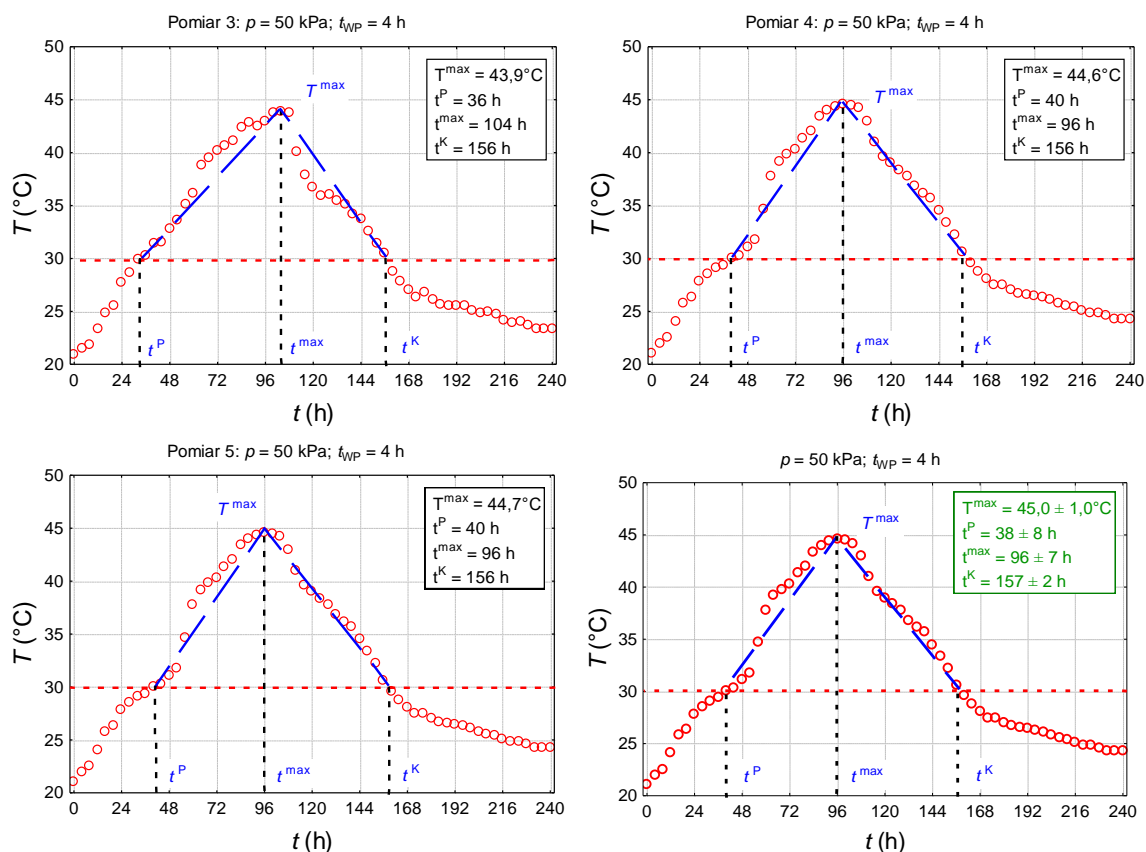


Rys. 5.2.1. Przebieg zmian temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym (naciśnienie $p = 0$ kPa) i częstotliwości wymiany powietrza i nawilżania $t_{WP} = 4$ h

W badanym ciśnieniu 0 kPa wszystkie pomiary przebiegają w podobnym zakresie. Temperatura rośnie stopniowo od początku trwania procesu, osiągając wartość $> 30^{\circ}\text{C}$ (t^P) średnio po 81 godzinie (dla wszystkich przeprowadzonych prób w zadanym ciśnieniu). Od tego momentu następuje dynamiczny wzrost temperatury kompostowanego materiału.

Podczas zadanego ciśnienia 0 kPa, materiał kompostowany potrzebował ~ 40 godzin po uzyskaniu t^P , aby osiągnąć temperaturę maksymalną (T^{\max}), która to wynosiła średnio $40,3^{\circ}\text{C} \pm 0,9^{\circ}\text{C}$. Średni czas osiągnięcia temperatury maksymalnej (t^{\max}) wyniósł $119 \text{ h} \pm 6 \text{ h}$ (Rys. 5.2.1.). Wszystkie próby osiągnęły w przybliżonym czasie temperaturę maksymalną. Po osiągnięciu maksimum i fazy drugiej, która trwała ~ 8 h odnotowano trzecią fazę, fazę spadku temperatur, która miała gwałtowny przebieg trwający około 34 h, do czasu osiągnięcia temperatury końcowej (t^K), wynoszącej $< 30^{\circ}\text{C}$. Wykazano, iż wszystkie próby osiągnęły temperaturę $< 30^{\circ}\text{C}$ między 140 h, a 164 h trwania eksperymentu. Po fazie spadku temperatur nastąpiła czwarta faza, faza stagnacji temperatury, która trwała do końca procesu tj. do 240 h. W tym okresie temperatury mieściły się w zakresie 23- 25°C (Rys. 5.2.1.).

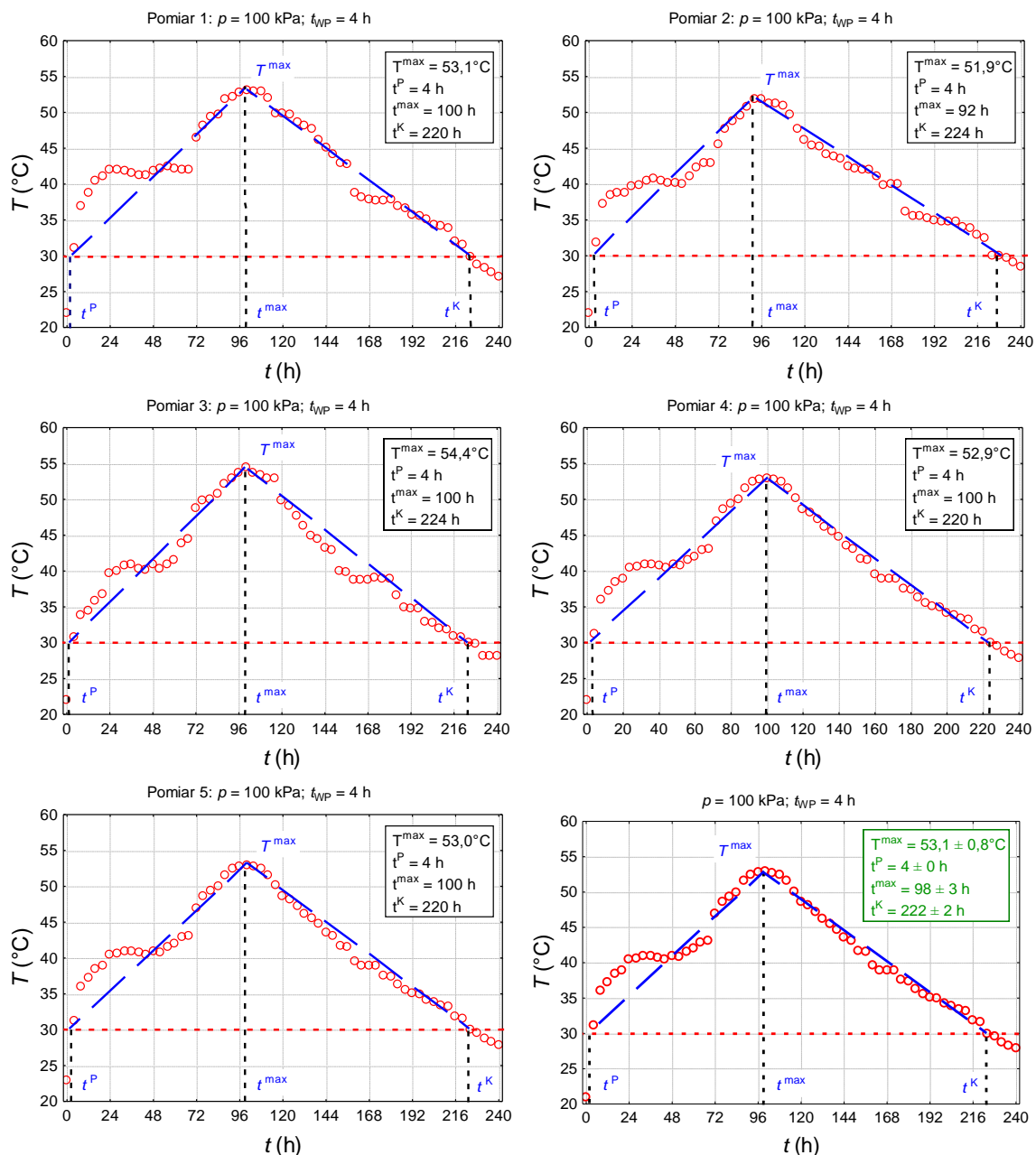




Ryc. 5.2.2. Przebieg zmian temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy nadciśnieniu $p = 50 \text{ kPa}$ i wymianie powietrza $t_{WP} = 4 \text{ h}$

Dla wariantu ciśnienia 50 kPa od samego początku podobnie jak w wariacie 0 kPa zauważalna jest tendencja wzrostowa temperatury badanego materiału. Średni czas, który był potrzebny do osiągnięcia temperatury początkowej $>30^\circ\text{C}$, wynosił $38 \text{ h} \pm 8 \text{ h}$. Skrajnymi przypadkami były próby: 1 oraz 2. Dla próby 1, t^P wyniósł 52 h , a dla próby 2: 28 h (Rys. 5.2.2.). W przypadku wariantu ciśnienia 0 kPa czas potrzebny do osiągnięcia temperatury początkowej $>30^\circ\text{C}$, wyniósł średnio $81 \text{ h} \pm 4 \text{ h}$. W zadanym ciśnieniu 50 kPa , temperatura maksymalna (T^{\max}) uzyskana została średnio po $96 \text{ h} \pm 7 \text{ h}$ od rozpoczęcia procesu. Po czym podobnie jak przy ciśnieniu 0 kPa następował gwałtowny spadek temperatury do $<30^\circ\text{C}$, przez około 61 h . Następnie przez kolejne 83 godziny aż do zakończenia badania (240 h) temperatura materiału kompostowanego obniżała się do około 25°C (Rys. 5.2.2.). Pomiarem najszybciej osiągającym temperaturę $>30^\circ\text{C}$ był pomiar 2, który tę temperaturę osiągnął już w 28 godzinie trwania badania, a najwolniej ta temperatura została osiągnięta w pomiarze 1 (52 h). Pozostałe pomiary charakteryzowały się większą powtarzalnością t^P i osiągały temperaturę $>30^\circ\text{C}$ w okolicach 36 - 40 godziny trwania procesu. Wcześniejsze osiągnięcie t^P przez materiał w pomiarze 2 skutkowało, szybszym (84 h) o 16 h niż w przypadku pozostałych prób pojawieniem się temperatury maksymalnej, która wynosiła $46,8^\circ\text{C}$. Najwyższą T^{\max} $44,7^\circ\text{C}$ charakteryzował się

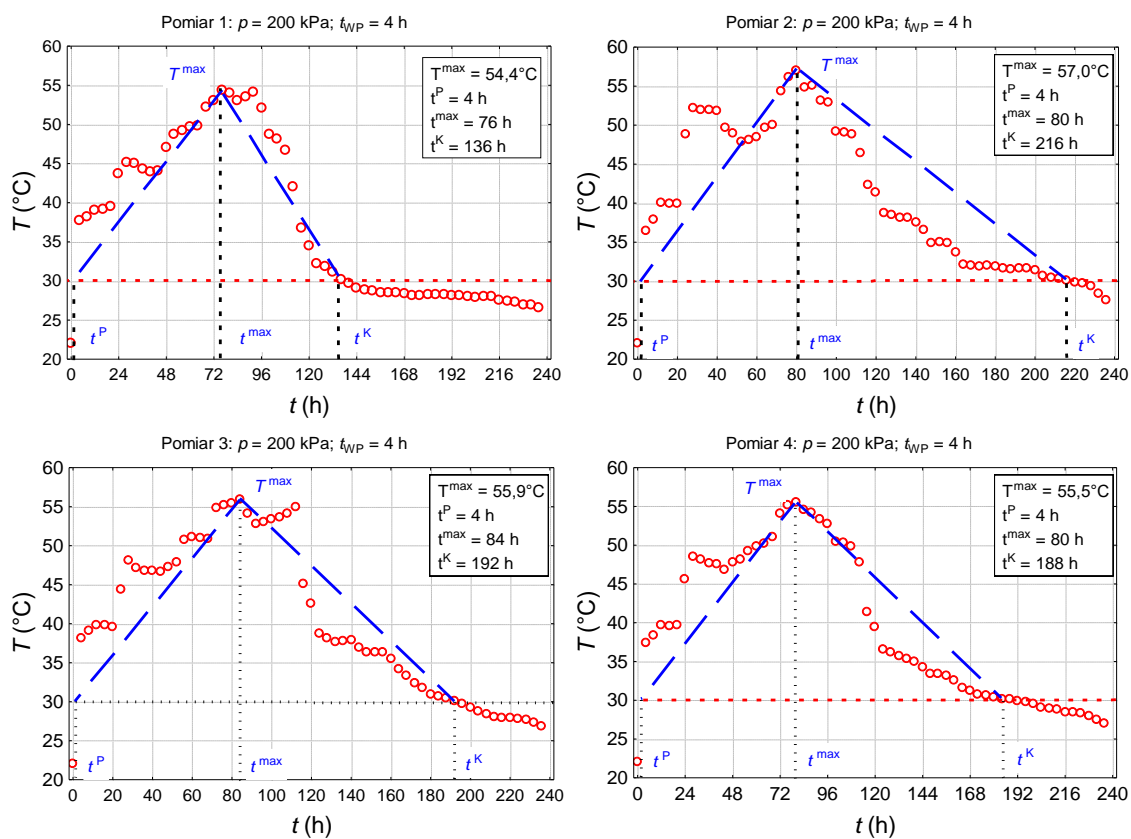
pomiar 5. Została on osiągnięta w 96 godzinie procesu. Faza spadku temperatur dla wszystkich powtórzeń była również intensywna. Czas osiągnięcia t^K dla każdej próby nastąpiło między 156, a 160 godziną od rozpoczęcia procesu, a więc w bardzo zbliżonym czasie jak w przypadku wariantu 0 kPa (średnio $153 \text{ h} \pm 6 \text{ h}$). Od tego momentu do końca procesu, zauważalny jest powolny spadek temperatury do 24°C (dla pomiaru 3).

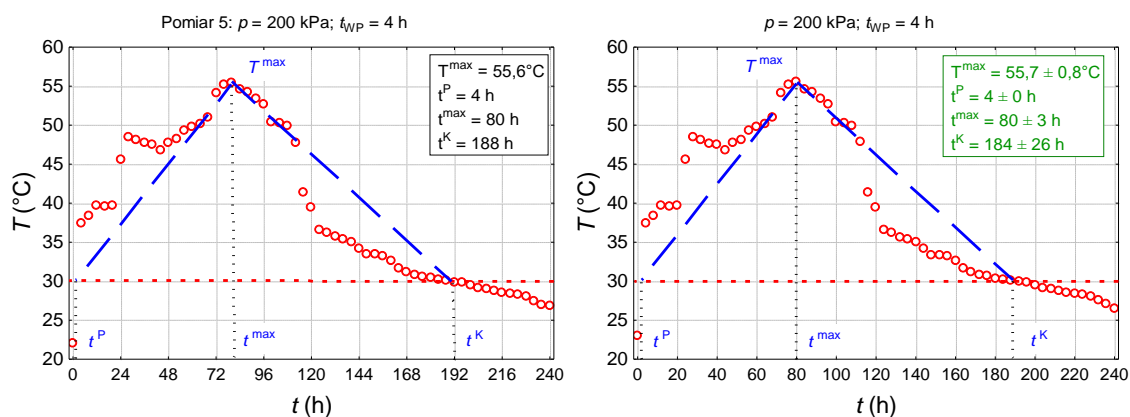


Ryc. 5.2.3. Przebieg zmian temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy nadciśnieniu $p = 100 \text{ kPa}$ i wymianie powietrza $t_{WP} = 4 \text{ h}$

Podczas przeprowadzonych badań dla zadanego ciśnienia 100 kPa , $t^P > 30^\circ\text{C}$ odnotowano już w 4 godzinie od rozpoczęcia badań dla wszystkich powtórzeń (Rys. 5.2.3).

Średni czas osiągnięcia temperatury maksymalnej (t^{\max}), wynosił 98 ± 3 h i odnotowano w tym czasie temperaturę maksymalną (T^{\max}) wynoszącą $53,1 \pm 0,8^{\circ}\text{C}$. W odniesieniu do eksperymentu z wariantem ciśnienia 50 kPa, średni t^{\max} w przypadku 100 kPa nastąpił w bardzo zbliżonym czasie, bo w 96 godzinie trwania procesu, aczkolwiek T^{\max} , nie przekroczył 45°C . Z pięciu prób przeprowadzonych w ciśnieniu 100 kPa, cztery osiągają T^{\max} w czasie 100 godzin od rozpoczęcia procesu. Najwyższą temperaturą maksymalną charakteryzuje się pomiar 3, gdzie T^{\max} wynosiła $54,4^{\circ}\text{C}$. Wszystkie pomiary osiągnęły temperatury powyżej 50°C . Po osiągnięciu temperatury maksymalnej następowała faza spadku temperatury bez fazy stagnacji. Spadek temperatury trwał średnio od 124 godziny do 222 godziny trwania procesu, w której to następował spadek temperatury $< 30^{\circ}\text{C}$, zaś w wariacie 0 kPa spadek ten występował od 140 godziny do 164 godziny trwania procesu, a w 50 kPa od 156 godziny do 160 godziny.. Temperatura przy zakończeniu procesu wynosiła $\sim 28^{\circ}\text{C}$ dla każdego z pięciu powtórzeń (Rys. 5.2.3.). Wszystkie pomiary charakteryzowały się dużą powtarzalnością.





Ryc. 5.2.4.. Przebieg zmian temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy nadciśnieniu $p = 200$ kPa i wymianie powietrza $t_{WP} = 4$ h

Analizując próby przeprowadzone przy ciśnieniu 200 kPa, podobnie jak w wariancie 100 kPa, temperatura, $t^P > 30^\circ\text{C}$ osiągnięta została już w 4 godzinie procesu dla wszystkich przeprowadzonych pomiarów (Rys. 6.3.4.). Temperatura maksymalna (T^{\max}) dla ciśnienia 200 kPa wyniosła średnio $55,7 \pm 0,8^\circ\text{C}$ i została osiągnięta w $80 \text{ h} \pm 3 \text{ h}$ trwania procesu (t^{\max}). Po osiągnięciu maksimum i fazy stabilizacji zauważono również nagły spadek temperatury do $\sim 35^\circ\text{C}$ w 130 godzinie trwania procesu. Po tym gwałtownym spadku, materiał kompostowany osiągnął temperaturę $< 30^\circ\text{C}$ w $184 \pm 26 \text{ h}$ (t^K). Do zakończenia badania (240h) temperatura nieznacznie spadła do $\sim 26^\circ\text{C}$ (Rys. 5.3.4.). Najszybciej temperaturę maksymalną osiągnął pomiar 1, w 76 godzinie trwania procesu, T^{\max} dla tej próby wynosi $54,4^\circ\text{C}$. Po osiągnięciu maksimum i fazy stabilizacji, która w tej próbie trwała $\sim 20 \text{ h}$ nastąpił spadek temperatury do temperatury $< 30^\circ\text{C}$. Czas który dzieli t^{\max} od t^K to 60 h, najkrócej ze wszystkich pomiarów przeprowadzonych w tym ciśnieniu. Najdłuższą fazą spadku temperatury charakteryzował się pomiar 2, w której to różnica pomiędzy t^K , a t^{\max} wynosiła 136 godzin (Rys. 5.2.4.).

Pomiary temperatur w przedstawionych wariantach ciśnień, przy częstotliwości przewietrzania co 4 h, przebiegają do siebie w bardzo zbliżonym zakresie, dzięki czemu charakteryzują się one dużą powtarzalnością wyników.

Wpływ ciśnienia (p) na parametry procesu kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza w reaktorze (t_{WP}) co 4 h na parametry procesu kompostowania przedstawiono w postaci wyników analizy wariancji (ANOVA) i testu t-Studenta (poziomy istotności p) w tabeli 5.2.1.

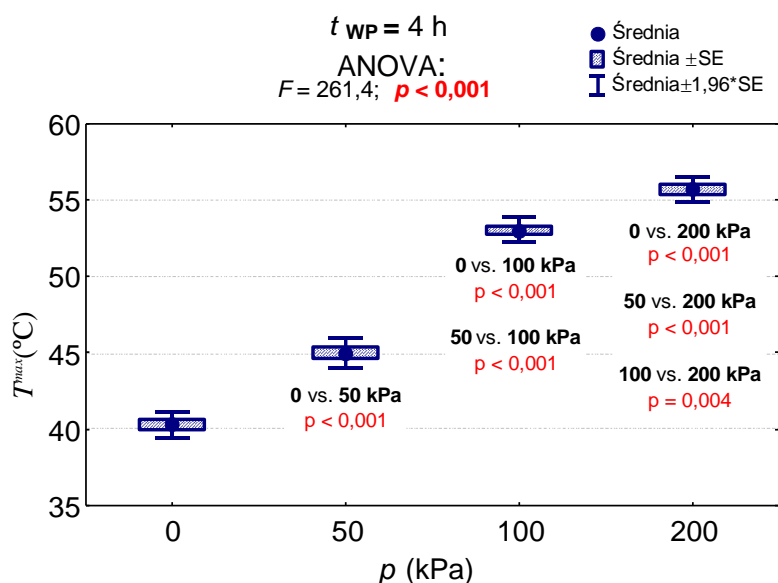
Tabela 5.2.1. Wyniki jednoczynnikowej analizy wariancji (poziom istotności p ANOVA i testu t -Studenta) parametrów technologicznych kompostowania w warunkach hiperbarycznych przy częstotliwości przewietrzania co 4 h

p	t_{WP}	T^{\max}	t^{\max}	t^K	Δt^{30}
0	4	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
50					
100					
200					

$$\Delta t^{30} = t^K - t^P \text{ (h)}$$

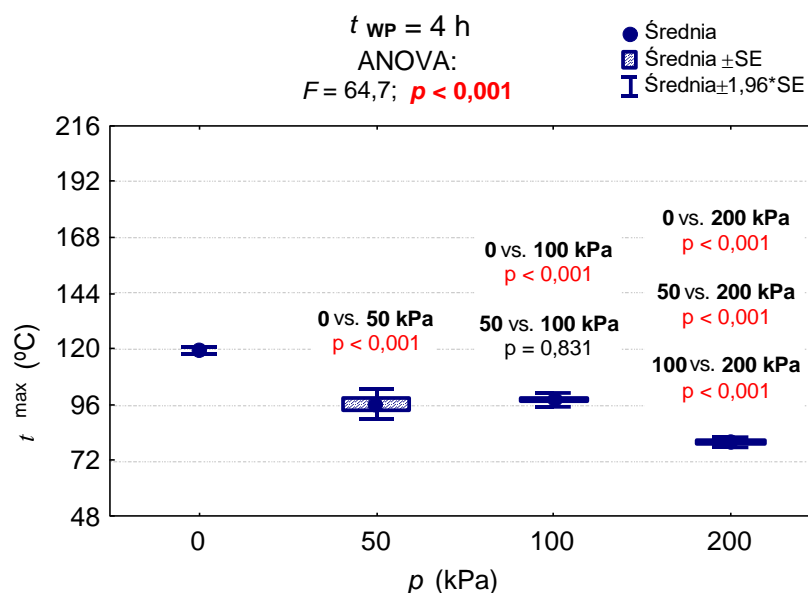
Wykazano, iż poziom istotności przy t_{WP} co 4 h dla każdego ciśnienia był istotnie wyższy (Tab. 5.2.1.). Maksymalna temperatura w bioreaktorze T^{\max} ($^{\circ}\text{C}$) przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4$ h przy ciśnieniu $p = 50$ kPa była istotnie wyższa niż przy $p = 0$ kPa ($p < 0,001$). Również T^{\max} przy ciśnieniu $p = 100$ kPa była istotnie wyższa niż przy $p = 50$ kPa, tak samo było przy $p = 200$ kPa gdzie T^{\max} była istotnie wyższa niż przy $p = 100$ kPa.

Każde zastosowane ciśnienie w doświadczeniu przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4$ h, podczas osiągnięcia T^{\max} było od siebie istotnie wyższe (Rys. 5.2.5.).



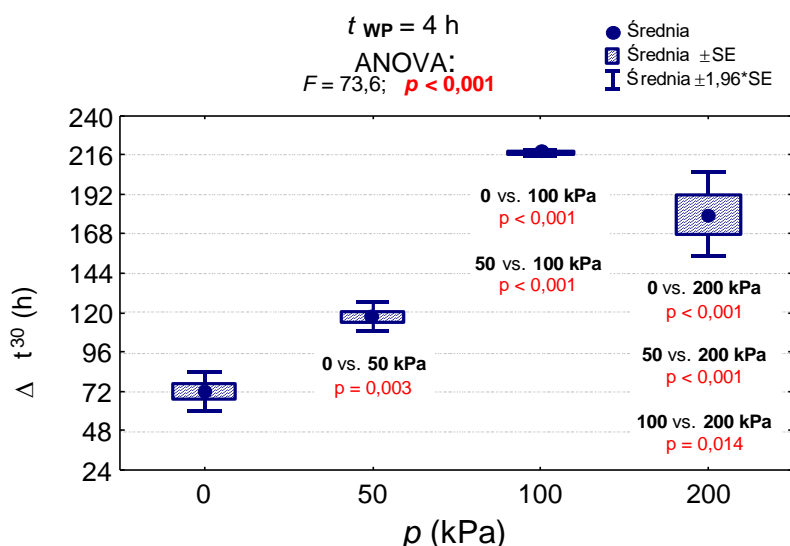
Rys. 5.2.5. Średnia temperatura maksymalna (oraz rozrzut wyników wyrażony jako błąd standardowy – SE) osiągnięta w reaktorze (T^{\max}) w procesach kompostowania różniących się ciśnieniem (p) i wyniki testów istotności przy częstotliwości przewietrzania reaktora co 4 h

Również zauważono, że czas osiągnięcia w bioreaktorze temperatury maksymalnej t^{\max} (h) przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4$ h przy ciśnieniach $p = 50$ kPa, 100 kPa oraz 200 kPa był istotnie krótszy niż przy $p = 0$ kPa ($p < 0,001$). Jedynie przy ciśnieniach $p = 50$ kPa oraz $p = 100$ kPa, nie zaobserwowano wysokiego poziomu istotności ($p = 0,831$) (Rys. 5.2.6.).



Rys. 5.2.6. Średnia czas osiągnięcia temperatury maksymalnej (oraz rozrzut wyników wyrażony jako błąd standardowy – SE) w reaktorze (t_{max}) w procesach kompostowania różniących się ciśnieniem (p) oraz wyniki testów istotności przy częstotliwości przewietrzania reaktora $t_{WP} = 4 \text{ h}$

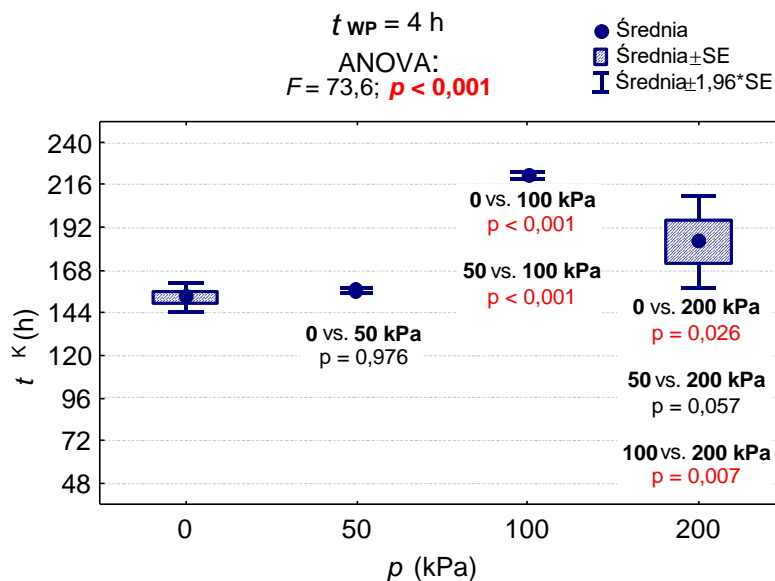
Okres utrzymywania się w bioreaktorze temperatury powyżej 30°C Δt^{30} (h) przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4 \text{ h}$ w ciśnieniach $p = 50 \text{ kPa}$, 100 kPa oraz 200 kPa był istotnie dłuższy niż przy $p = 0 \text{ kPa}$ ($p < 0,01$) (Rys. 5.2.7.).



Rys. 5.2.7. Średni okres utrzymywania się w reaktorze temperatury powyżej 30°C (Δt^{30}) (oraz rozrzut wyników wyrażony jako błąd standardowy – SE) w czasie trwania procesów kompostowania różniących się ciśnieniem (p) oraz wyniki testów istotności przy częstotliwości przewietrzania reaktora co 4 h

Czas trwania badania procesu t^K (h) przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4 \text{ h}$ przy ciśnieniach $p = 100 \text{ kPa}$ i 200 kPa był istotnie dłuższy niż przy $p = 0 \text{ kPa}$ ($p < 0,001$). Przy ciśnieniu $p = 50 \text{ kPa}$ nie odnotowano istotnie dłuższego czasu niż przy $p = 0 \text{ kPa}$ ($p = 0,976$),

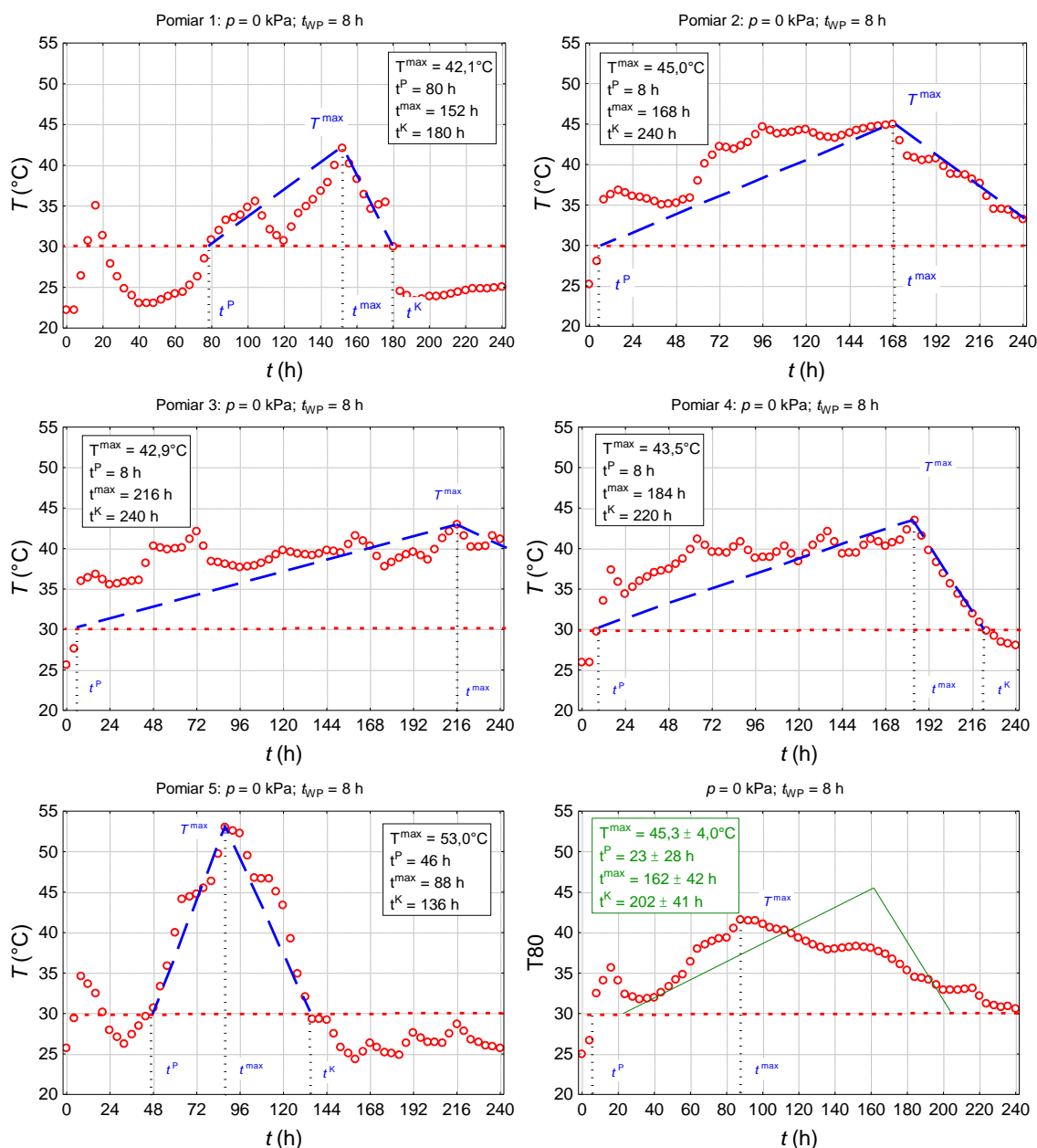
także istotnie dłuższy czas nie wystąpił przy analizie ciśnienia 200 kPa w stosunku do 50 kPa (Rys. 5.2.8.).



Rys. 5.2.8. Średni czas trwania procesu kompostowania (t^K), tzn. utrzymywania się w reaktorze temperatury powyżej 30°C (oraz rozrzut wyników wyrażony jako błąd standardowy – SE) dla procesów kompostowania różniących się ciśnieniem (p) oraz wyniki testów istotności przy częstotliwości przewietrzania reaktora co 4 h

5.3. Zmiany temperatury odpadów w trakcie kompostowania w warunkach hiperbarycznych przy częstotliwości wymiany powietrza co 8 h

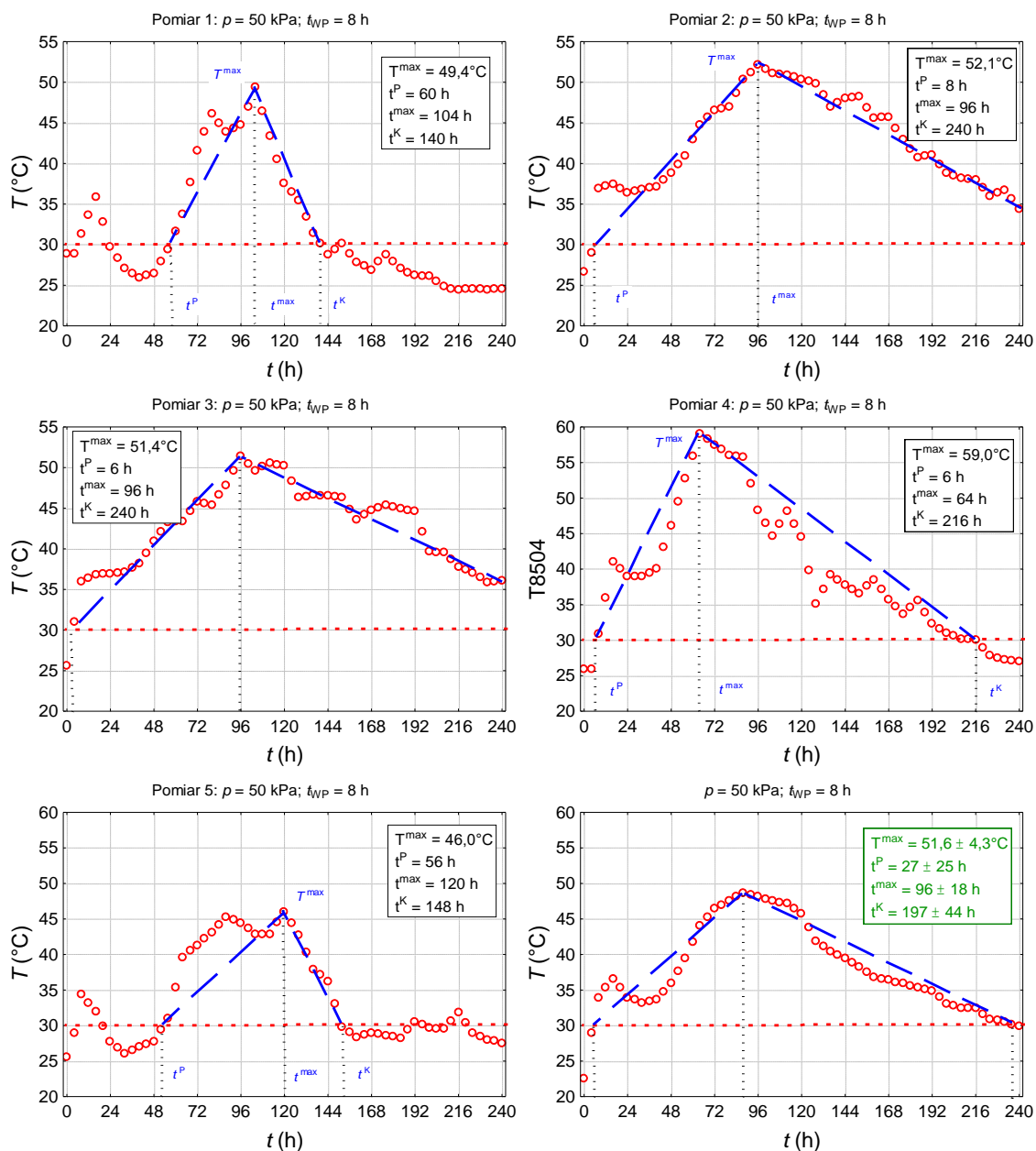
W przypadku częstotliwości przewietrzania reaktora co 8 h przy ciśnieniu 0 kPa obserwowano niską powtarzalność wyników zmian temperatury (Rys. 5.3.1.). W badanym ciśnieniu 0 kPa temperatura rośnie stopniowo od początku trwania procesu, przy czym temperatura > 30°C osiągnięta jest średnio w 23 h ± 28 h trwania procesu. Faza maksimum i stabilizacji jest osiągnięta w 162 h ± 42 h trwania badania. Temperatura maksymalna wynosiła 45,3 ± 4°C. Faza stabilizacji w przypadku ciśnienia 0 kPa była krótka i trwała ~24h, po czym następował spadek temperatury do osiągnięcia <30°C. Temperaturę <30°C odnotowywano średnio w 202 h ± 41 h procesu.



Rys. 5.3.1. Przebieg zmian temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy nadciśnieniu $p = 0$ kPa i wymianie powietrza $t_{wp} = 8$ h

Następnie materiał kompostowany wychładzał się do około 27°C (Rys. 5.3.1.). W pomiarze 1 czas osiągnięcia temperatury (t^P) $>30^{\circ}\text{C}$ wynosił 80 h i był to najdłuższy czas osiągnięcia tej temperatury we wszystkich pomiarach przeprowadzonych w tym ciśnieniu. Pozostałe pomiary (2; 3; 4) charakteryzowały się tym, że t^P zostało osiągnięte już w 8 godzinie procesu. W pomiarze 5 pomimo osiągnięcia temperatury $>30^{\circ}\text{C}$ w 46 godzinie faza maksimum i stabilizacji (T^{\max}) została odczytana już w 88 godzinie (t^{\max}) badania i wynosiła $42,1^{\circ}\text{C}$. W pozostałych pomiarach T^{\max} osiągnano od 152 godziny do 184 godziny. Dla pomiaru 2 T^{\max} wyniosło 45°C , dla pomiaru 4 $43,5^{\circ}\text{C}$, a dla pomiaru 5 53°C (Rys. 5.3.1.). Wyjątek stanowił pomiar 3, gdzie T^{\max} (45°C) osiągnięto dopiero w 216 godzinie trwania doświadczenia, przez co materiał

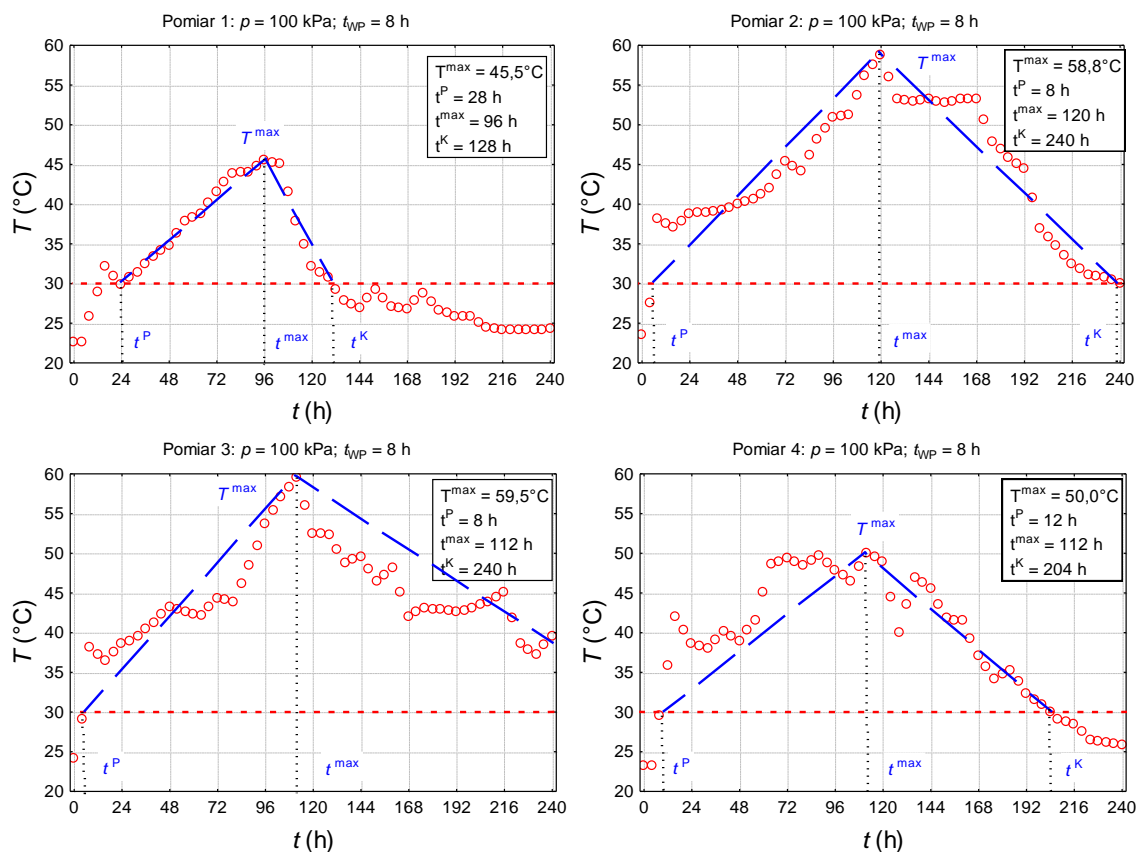
kompostowany nie miał możliwości wychłodzenia się do temperatury $<30^{\circ}\text{C}$, co skutkowało zakończeniem procesu w 240 h bez osiągnięcia t^{K} . Podobny przypadek stanowi pomiar 2, w którym to T^{max} zostało odczytane w 168 godzinie procesu i poprzez powolne wychładzanie proces w tym pomiarze zakończył się z temperaturą $33,2^{\circ}\text{C}$. Pozostałe pomiary osiągały t^{K} w 180 h (pomiar 1), 220 h (pomiar 4) oraz 136 h (pomiar 5) (Rys. 5.3.1.).

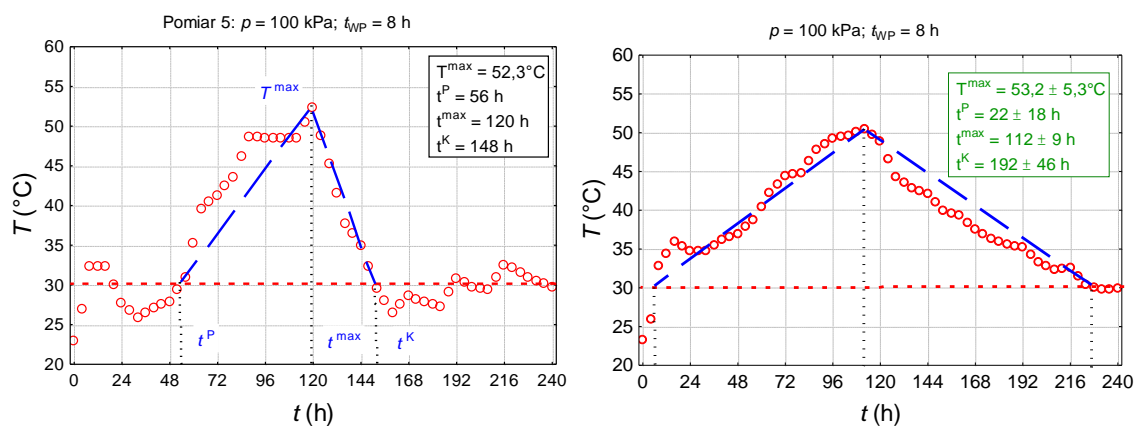


Rys. 5.3.2. Przebieg zmian temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy nadciśnieniu $p = 50 \text{ kPa}$ i wymianie powietrza $t_{\text{wp}} = 8 \text{ h}$

W przypadku wariantu ciśnienia 50 kPa wszystkie powtórzenia do 16 h procesu mają wzrostową tendencję temperatury. Średnie t^{P} dla pomiarów przeprowadzonych w tym ciśnieniu wynosi $27 \text{ h} \pm 25 \text{ h}$. Jest to efekt znaczącego spadku temperatury dla pomiarów 1 oraz 5 między

24, a 48 godziną doświadczenia. Czas osiągnięcia maksimum i fazy stabilizacji (t^{\max}) przy ciśnieniu 50 kPa wynosił $96 \text{ h} \pm 18 \text{ h}$, a $T^{\max} 51,6 \pm 4,3^\circ\text{C}$. Czas osiągnięcia temperatury $<30^\circ\text{C}$ wyniósł $197 \pm 44 \text{ h}$ (Rys. 5.3.2.). W pomiarach 1 oraz 5 zauważalny jest znaczący spadek temperatury między 12, a 48 godziną trwania procesu. Podobny przypadek stanowił pomiar 4, aczkolwiek nie był on tak wyraźny i temperatura pozostawała powyżej 30°C . Poprzez tak znaczący spadek temperatury $<30^\circ\text{C}$ w pomiarze 1 oraz 5 czas osiągnięcia temperatury $>30^\circ\text{C}$ (t^{P}), został wyznaczony na 60 h procesu dla pomiaru 1 oraz 56 h doświadczenia dla pomiaru 5. Dla pozostałych pomiarów t^{P} wystąpiły już pomiędzy 6, a 8 godziną od rozpoczęcia doświadczenia. Czas, w którym materiał kompostowany osiągnął maksimum i została zapoczątkowana faza stabilizacji temperatury, wynosił w skrajnych przypadkach: dla pomiaru 5- 120 h i $T^{\max} 46^\circ\text{C}$, pomiar 4- 64 h $T^{\max} 59^\circ\text{C}$. Następnie nastąpiła faza spadku temperatur, wychładzania się materiału poddanego badaniu, w przypadku pomiaru 2 oraz 3, podobnie jak w ciśnieniu 0 kPa czas spadku temperatury $<30^\circ\text{C}$ nie został osiągnięty i badanie zostało zakończone w 240 h z temperaturą dla pomiaru 2: $34,4^\circ\text{C}$ i dla pomiaru 3: $36,1^\circ\text{C}$. Pozostałe pomiary t^{K} osiągały odpowiednio: pomiar 1 t^{K} - 140 h; pomiar 4 t^{K} - 216 h; pomiar 5 t^{K} - 148 h (Rys. 5.3.2.).

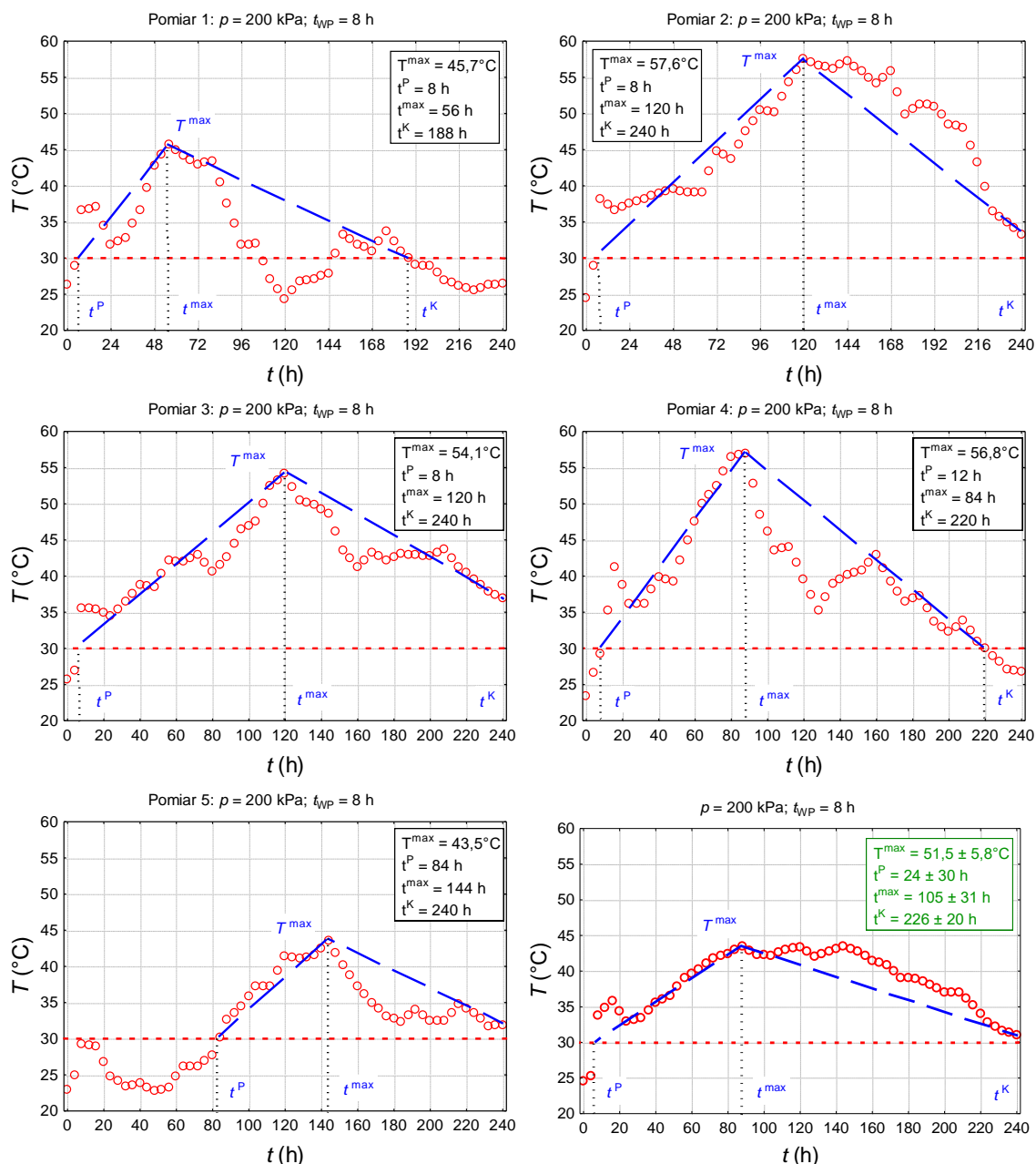




Rys. 5.3.3. Przebieg zmian temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu $p = 100 \text{ kPa}$ i wymianie powietrza $t_{wp} = 8 \text{ h}$

Podczas przeprowadzonych badań dla zadanego ciśnienia 100 kPa , odnotowano od początku trwania badania równomierny wzrost temperatury dla wszystkich powtórzeń. Czas osiągnięcia temperatury $>30^\circ\text{C}$ trwał średnio $22 \text{ h} \pm 18 \text{ h}$. Wzrost ten trwał przez 92 h , do czasu odnotowania temperatury maksymalnej i fazy stabilizacji (t^{max}) w 112 ± 9 godzinie trwania doświadczenia, a średnia T^{max} wyniosła $53,2 \pm 5,3^\circ\text{C}$. Po osiągnięciu fazy maksimum i stagnacji nastąpiła faza spadku temperatur, w której to materiał poddany doświadczeniu osiągnął temperaturę $<30^\circ\text{C}$ w czasie 192 ± 46 godzinie trwania procesu, po czym następowało dalsze wychładzanie się materiału kompostowanego (Rys. 5.3.3.). Pomiarami, w których najszybciej osiągnięto czas uzyskania temperatury $>30^\circ\text{C}$, były pomiary 2 oraz 3, w których t^P zostało osiągnięte już w 8 h trwania badania. Pozostałe pomiary osiągały t^P w czasie 28 h (pomiar 1), 12 h (pomiar 4). W trakcie badań pomiaru 5 zauważalny jest wzrost temperatury w pierwszych 24 godzinach procesu, a następnie jego spadek $<30^\circ\text{C}$, przez co t^P wyznaczono na 56 h (Rys. 5.3.3.). T^{Max} w ciśnieniu 100 kPa najszybciej została osiągnięta w pomiarze 1 i jego t^{max} wyniósł 96 h od rozpoczęcia procesu z maksimum termicznym $45,5^\circ\text{C}$. W pomiarze 2 oraz 5 maksimum termiczne zostało odnotowane w 120 h trwania badania, pomimo tego, że t^P w pomiarze 5 odnotowano najpóźniej, z temperaturami $58,8^\circ\text{C}$ i $52,3^\circ\text{C}$, odpowiednio. W przypadku pomiarów 3 i 4 temperatura maksymalna została osiągnięta w 112 godzinie procesu i T^{max} dla pomiaru 3 wyniosła $59,5^\circ\text{C}$, a dla pomiaru 4 50°C . Po osiągnięciu maksimum i fazy stabilizacji, nastąpiła faza spadku temperatury, do temperatury $<30^\circ\text{C}$. Najszybciej wychłodził się materiał kompostowany w pomiarze 1, jego t^K wyniosło 128 h (wychłodzenie nastąpiło po 30 h od uzyskania T^{max}). W pomiarach 2 oraz 3, wychładzanie przebiegało powoli i nie uzyskano temperatury $<30^\circ\text{C}$. Doświadczenie zakończono z temperaturami w pomiarze 2- $33,3^\circ\text{C}$, a w pomiarze 3- $36,9^\circ\text{C}$. Pozostałe pomiary wartości temperatury $<30^\circ\text{C}$ osiągały po: 204 godzinach procesu (pomiar 4), 148 godzinach procesu (pomiar 5). W pomiarze 1 zauważalna jest też faza

stagnacji temperatury od 216 godziny trwania procesu do czasu zakończenia badania (240 h) (Rys. 5.3.3.).



Rys. 5.3.4. Przebieg zmian temperatury w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu $p = 200$ kPa i wymianie powietrza $t_{\text{WP}} = 8$ h

Analizując próby przeprowadzone w ciśnieniu 200 kPa, jedynie dwa powtórzenia charakteryzują się powtarzalnością - jest to pomiar 2 oraz 3 (Rys.5.3.4.). Czas osiągnięcia temperatury $>30^{\circ}\text{C}$ trwał średnio $24 \text{ h} \pm 30 \text{ h}$. Wzrost temperatury trwał przez 81 h, do czasu odnotowania temperatury maksymalnej i fazy stabilizacji (t^{\max}) w $105 \text{ h} \pm 31 \text{ h}$ trwania doświadczenia. Średnia T^{\max} wyniosła $51,5 \pm 5,8^{\circ}\text{C}$. Po osiągnięciu fazy maksimum i stagnacji nastąpiła faza spadku temperatur, w której to materiał poddany doświadczeniu osiągnął

temperaturę $<30^{\circ}\text{C}$ w czasie $226 \text{ h} \pm 20 \text{ h}$ trwania procesu, po czym następowało dalsze wychładzanie się materiału kompostowanego (Rys. 5.3.4.). Pomiary 2 i 3 charakteryzują się wyraźnym wzrostem temperatury przez 116 h procesu oraz osiągając maksimum (T^{MAX}) w 120 h wynoszącym $57,6^{\circ}\text{C}$ (pomiar 2). Po tym czasie następuje faza spadku temperatury do poziomu $\sim 34^{\circ}\text{C}$ dla obydwóch powtórzeń. Pozostałe powtórzenia maksimum osiągnęły w 56 h z temperaturą $45,7^{\circ}\text{C}$ (pomiar 1), w 84 h z temperaturą $56,8^{\circ}\text{C}$ (pomiar 4) oraz w 144 h $43,5^{\circ}\text{C}$ (pomiar 5). Po osiągnięciu maksimum następowała faza wychładzania, w pomiarze 3 trwała ona najdłużej, bo 136 h. Proces został zakończony z temperaturą $\sim 27^{\circ}\text{C}$ dla pomiaru 1 oraz 4, dla powtórzeń 2; 3; 5 proces został zakończony z temperaturą w zakresie $32^{\circ}\text{C} - 37^{\circ}\text{C}$ (Rys. 5.3.4.).

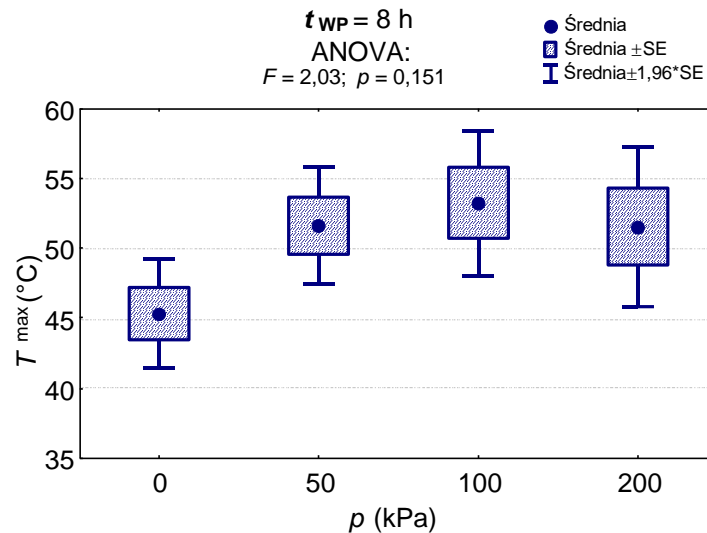
Tabela 5.3.1. Wyniki jednoczynnikowej analizy wariancji (poziom istotności p ANOVA i testu t -Studenta) parametrów technologicznych kompostowania w warunkach hiperbarycznych przy częstotliwości przewietrzania co 8 h

p	t_{WP}	T^{max}	t^{max}	t^{K}	Δt^{30}
0	8	0,151	0,020	0,638	0,837
50					
100					
200					

$$\Delta t^{30} = t^{\text{K}} - t^{\text{P}} \text{ (h)}$$

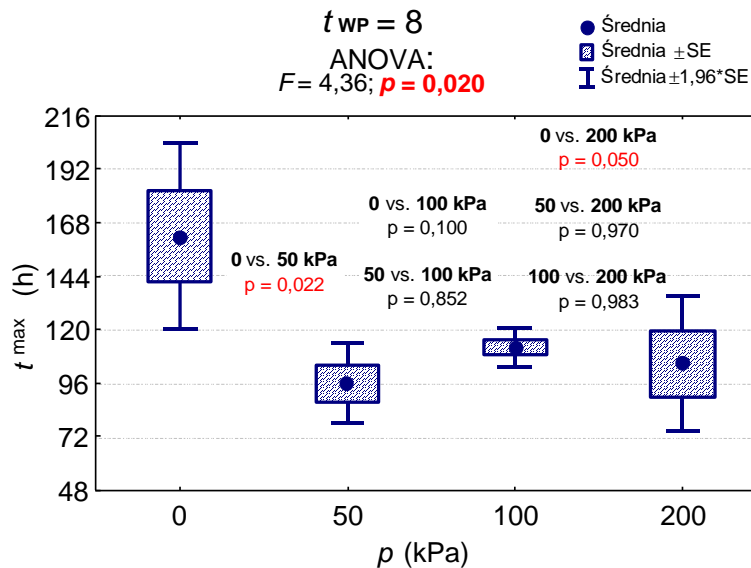
Jednoczynnikowa analiza wariancji wykazała, iż w większości przypadków nie zaobserwowano istotnych statystycznie różnic dla wymiany powietrza co 8 h. Jedyne poziomy istotności t^{max} dla każdego ciśnienia był istotnie wyższy $p < 0,05$.

W wynikach testów istotności maksymalnej temperatury w bioreaktorze T^{max} ($^{\circ}\text{C}$) przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{\text{WP}} = 8 \text{ h}$, nie zaobserwowano istotnych statystycznie różnic (Rys. 5.3.5.).



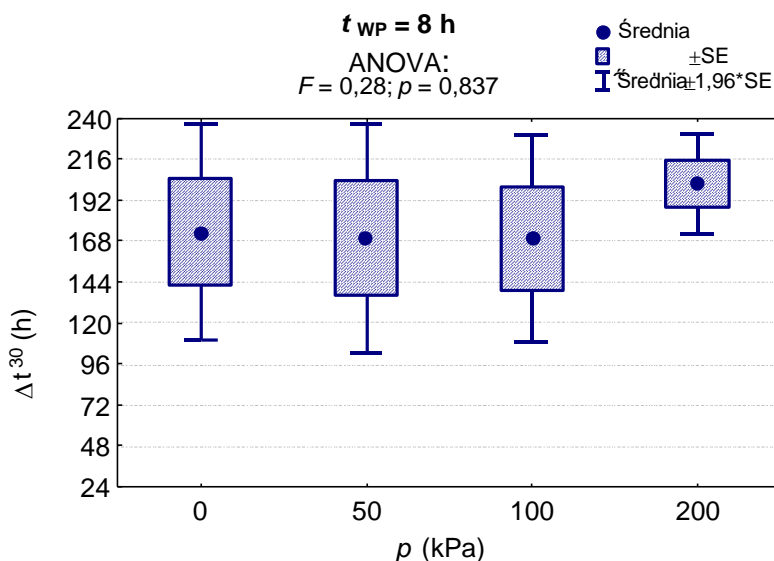
Rys. 5.3.5. Średnia temperatura maksymalna osiągnięta w reaktorze (T^{\max}) (oraz rozrzut wyników wyrażony jako błąd standardowy – SE) w procesach kompostowania różniących się ciśnieniem (p) przy częstotliwości przewietrzania reaktora co 8 h

Zaobserwowano, że czas osiągnięcia w bioreaktorze temperatury maksymalnej t^{\max} (h) przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 8 \text{ h}$ przy ciśnieniach $p = 50 \text{ kPa}$ oraz 200 kPa był istotnie krótszy niż przy pozostałych ciśnieniach: $p = 0 \text{ kPa}$ oraz $p = 100 \text{ kPa}$ ($p < 0,05$) (Rys.5.3.6.).



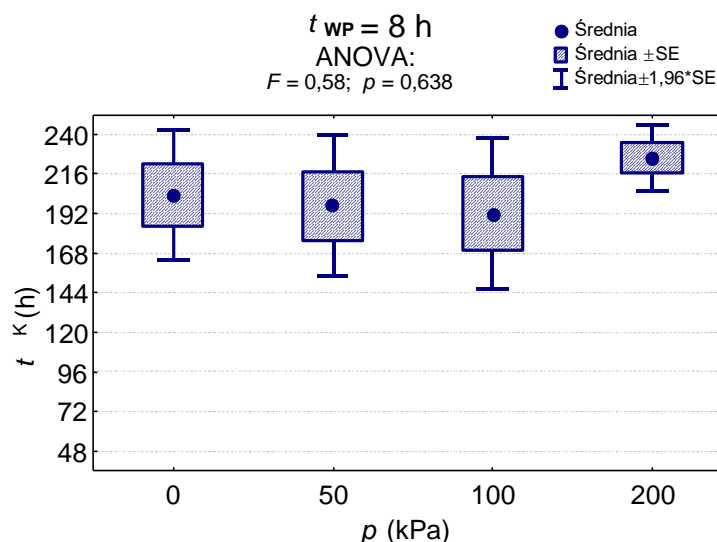
Rys. 5.3.6. Średni czas osiągnięcia temperatury maksymalnej w reaktorze (t^{\max}) (oraz rozrzut wyników wyrażony jako błąd standardowy – SE) w procesach kompostowania różniących się ciśnieniem (p) oraz wyniki testów istotności przy częstotliwości przewietrzania reaktora co 8 h

W wynikach okresu utrzymywania się w bioreaktorze temperatury powyżej 30°C Δt^{30} (h) przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 8$ h istotnych statystycznie różnic nie zaobserwowano (Rys. 5.3.7.).



Rys. 5.3.7. Średni okres utrzymywania się w reaktorze temperatury powyżej 30°C (Δt^{30}) (oraz rozrzut wyników wyrażony jako błąd standardowy – SE) w czasie trwania procesów kompostowania różniących się ciśnieniem (p) oraz wyniki testów istotności przy częstotliwości przewietrzania reaktora co 8 h

Przy wymianie powietrza co 8 godzin istotnych statystycznie różnic w t^K nie zaobserwowano ($p > 0,05$) (Rys. 5.3.8.).

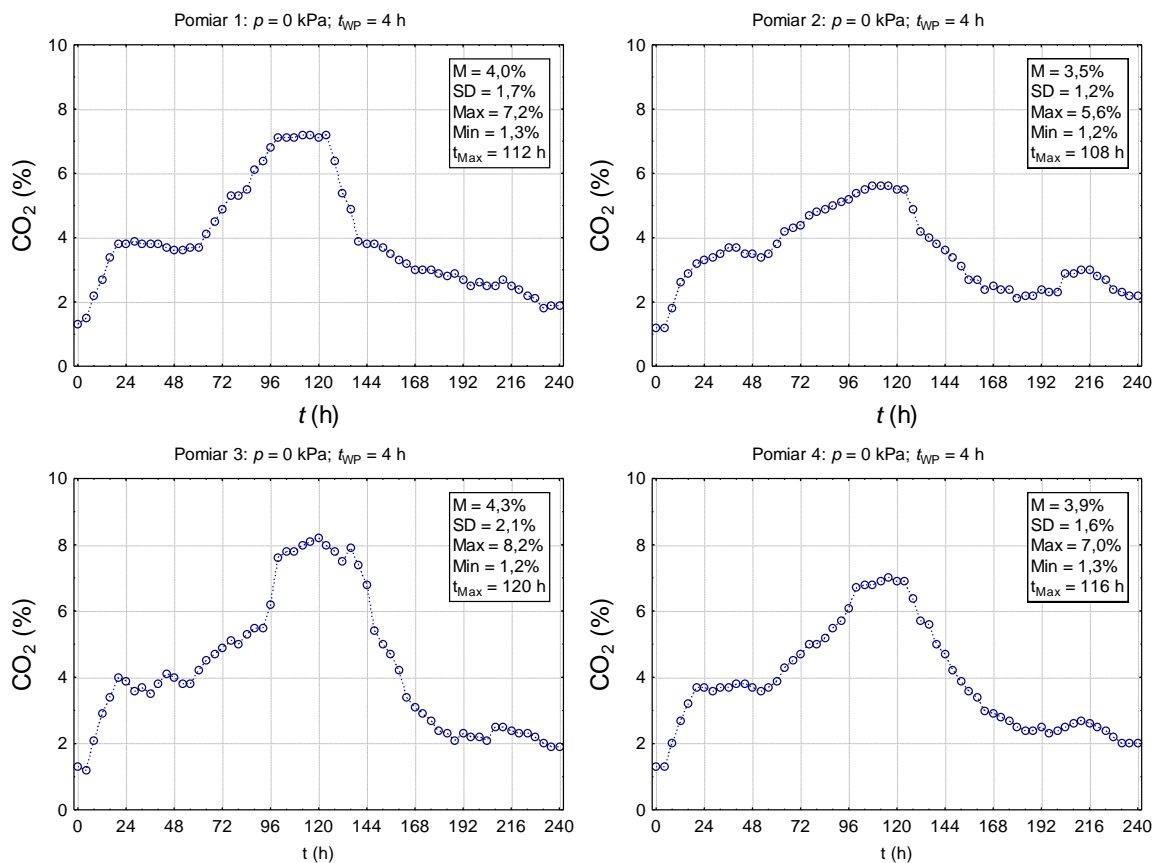


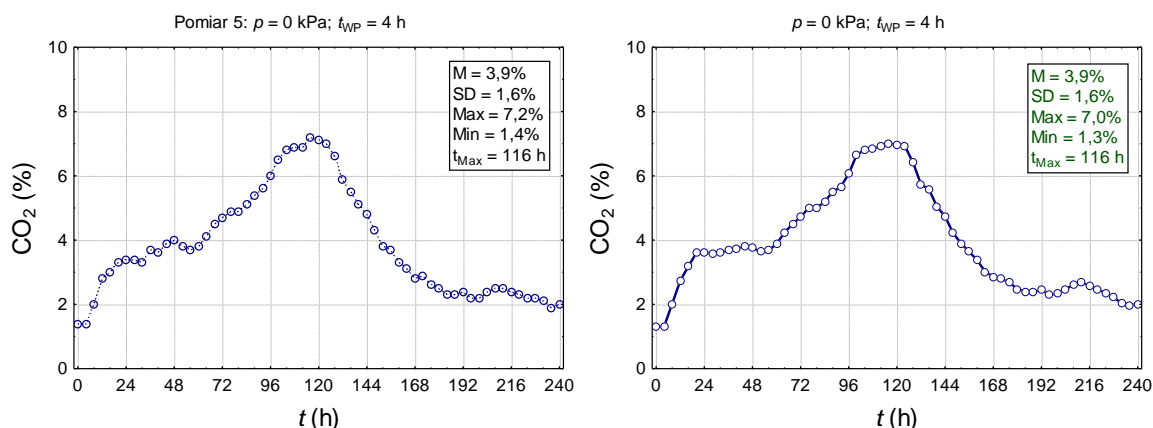
Rys. 5.3.8. Średni czas trwania procesu kompostowania (t^K), tzn. utrzymywania się w reaktorze temperatury powyżej 30°C (oraz rozrzut wyników wyrażony jako błąd standardowy – SE) dla procesów kompostowania różniących się ciśnieniem (p) oraz wyniki testów istotności przy częstotliwości przewietrzania reaktora co 8 h

5.4. Zmiany stężenia CO₂ w gazie procesowym podczas wymiany powietrza co 4h w trakcie kompostowania w warunkach hiperbarycznych

Ustalono, iż aby zachodził proces tlenowego rozkładu materii organicznej, zawartość CO₂ nie może przekroczyć stężenie 14%. W przypadku przekroczenia tej wartości możliwe byłoby wystąpienie niedoboru tlenu i spowolnienie procesu.

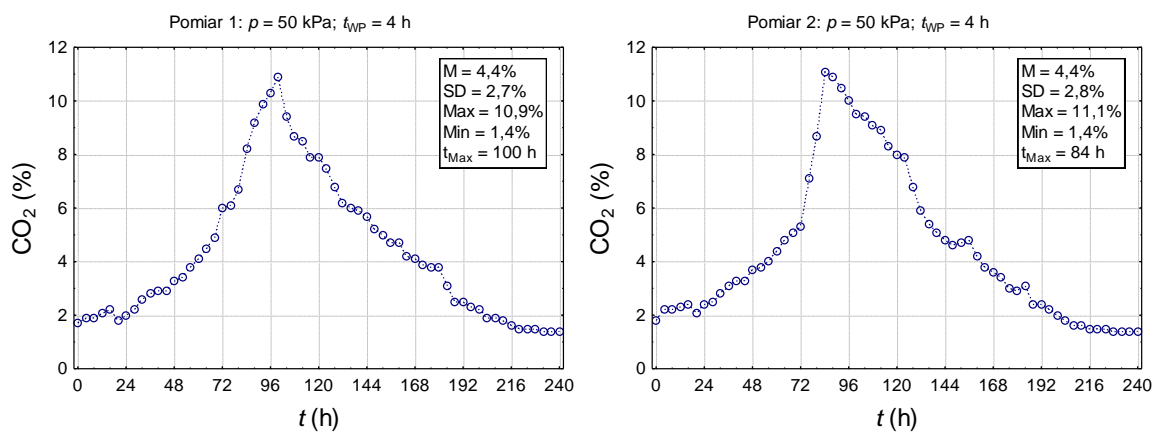
Stwierdzono (podobnie jak w przypadku temperatur) występowanie charakterystycznego przebiegu zmian stężenia CO₂, który można podzielić na 3 fazy: fazę wzrostu stężenia, fazę osiągnięcia maksimum z okresem stabilizacji oraz fazę spadku, przy czym w wariancie 200 kPa wyróżnić można czwartą fazę- stagnacji zawartości CO₂ na ustalonym, minimalnym (2%) poziomie. Przebieg zmian stężenie CO₂ miał podobny charakter zarówno w próbie kontrolnej jak i przy podwyższonych ciśnieniach.

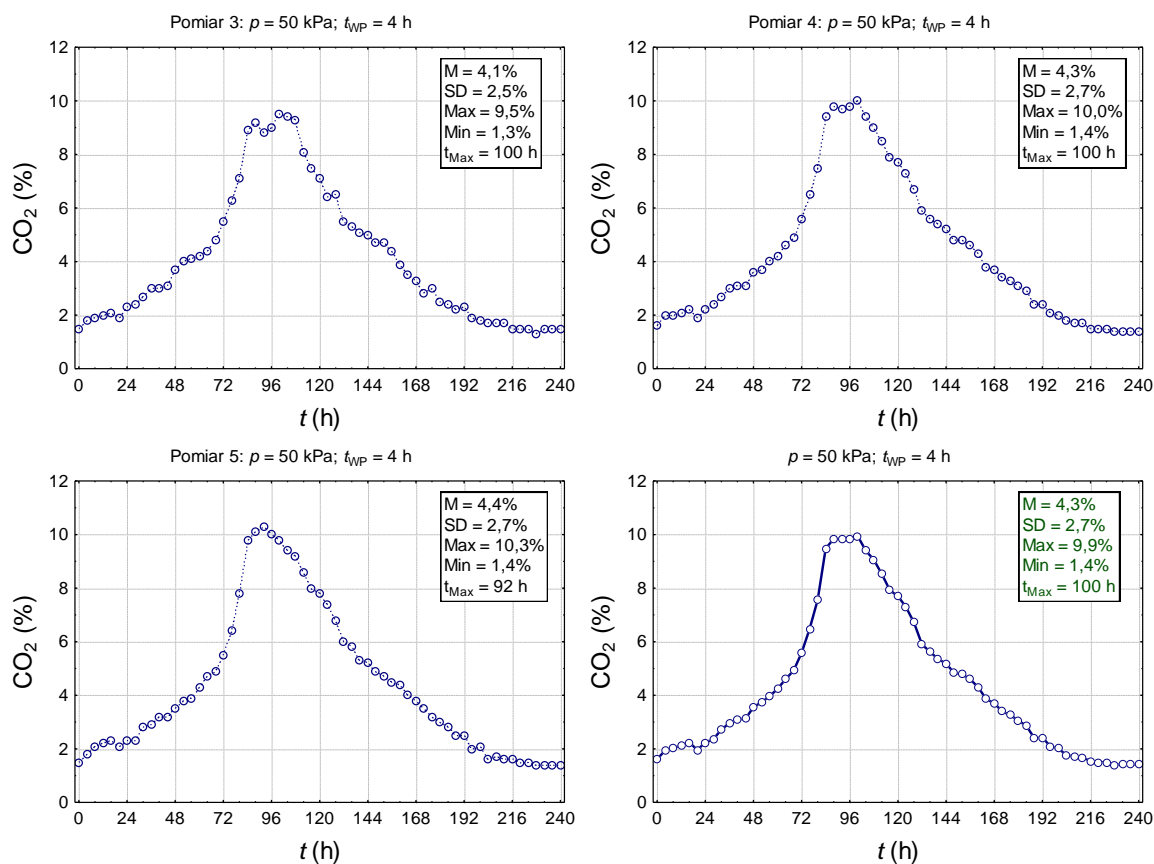




Rys. 5.4.1. Stężenie CO₂ w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym ($p = 0$ kPa) i częstotliwości wymiany powietrza i nawilżania $t_{wp} = 4$ h

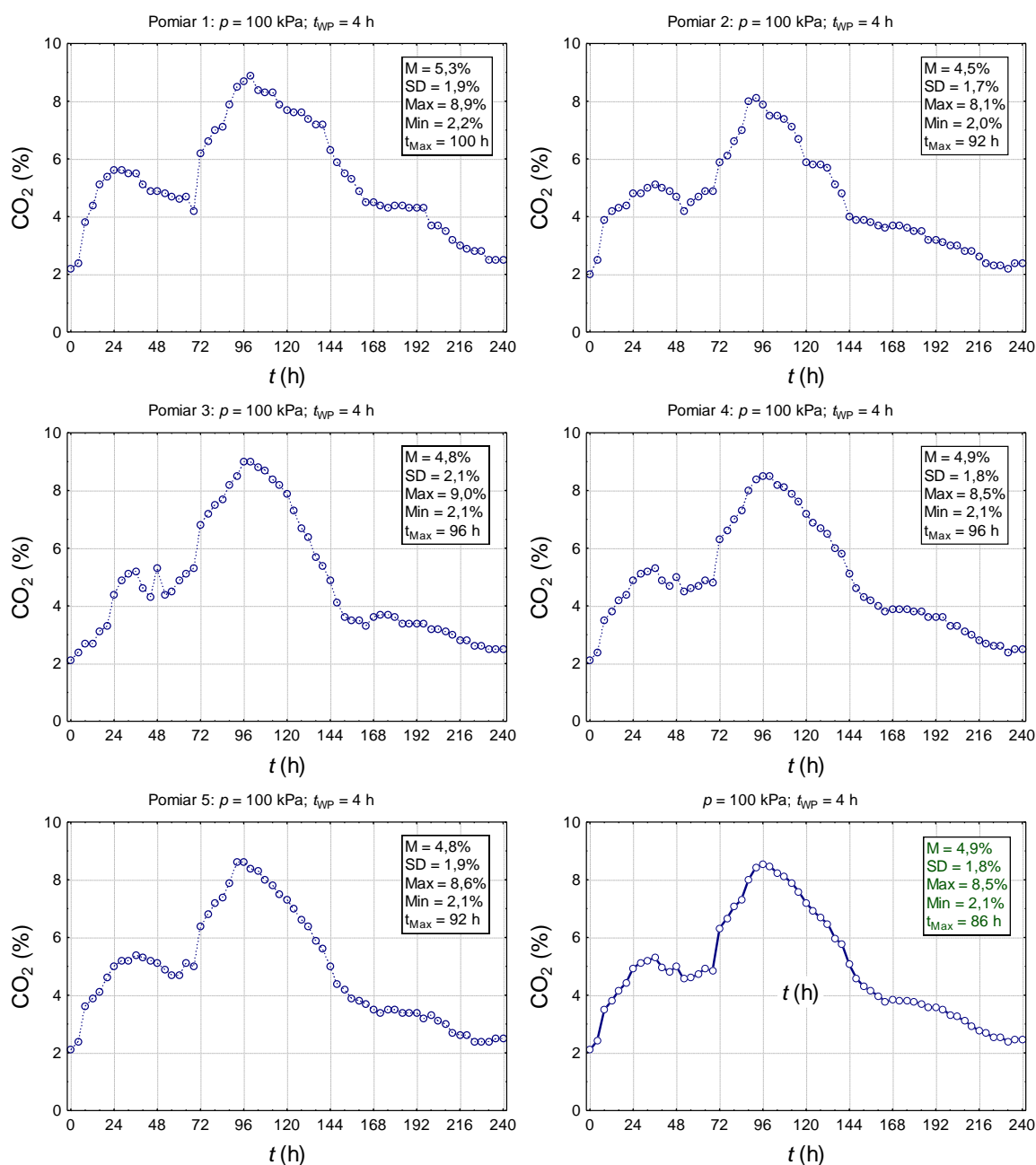
W badanym ciśnieniu 0 kPa – próba kontrolna, wszystkie zmiany stężenia CO₂ przebiegają w podobnym zakresie, co przedstawia rysunek 5.4.1. Każdy pomiar danego ciśnienia charakteryzował się tym, iż średnio w 24 godzinie trwania procesu osiągał ~ 4% stężenia CO₂. Średnio, w 116 h trwania procesu układ osiągał maksimum stężenia CO₂, które wynosiło 7%. Pewne, relatywnie niewielkie odstępstwo stanowi pomiar 2 oraz 3, w których to maksymalne stężenie CO₂ zostało osiągnięte odpowiednio w 108 i 120 godzinie trwania badania i wynosiło 5,6% dla pomiaru 2 i 8,2% dla pomiaru 3 (Rys. 5.4.1.). Pozostałe pomiary charakteryzowały się maksymalnym stężeniem na poziomie 7-7,2%. Po czasie osiągnięcia maksimum stężenia odnotowano spadek CO₂, aż do końca procesu, czyli do 240 godziny, kiedy to stężenie CO₂ przyjmowało wartość na poziomie ~ 2% w każdym pomiarze. We wszystkich pomiarach faza spadku miała intensywną postać, w ciągu 72 godzin spadek wynosił ~6%, co daje średnio 1,53% /h spadku stężenia CO₂. Warto zauważyć, że każdym pomiarze próby kontrolnej faza wzrostu trwała 100 godzin, maksimum występowało od 108 do 120 godziny, natomiast faza spadku stężenia CO₂ do wartości 2% trwała 100 godzin.





Rys. 5.4.2. Stężenie CO₂ w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym (nadcisnienie $p = 50$ kPa) i częstości wymiany powietrza i nawilżania $t_{WP} = 4$ h

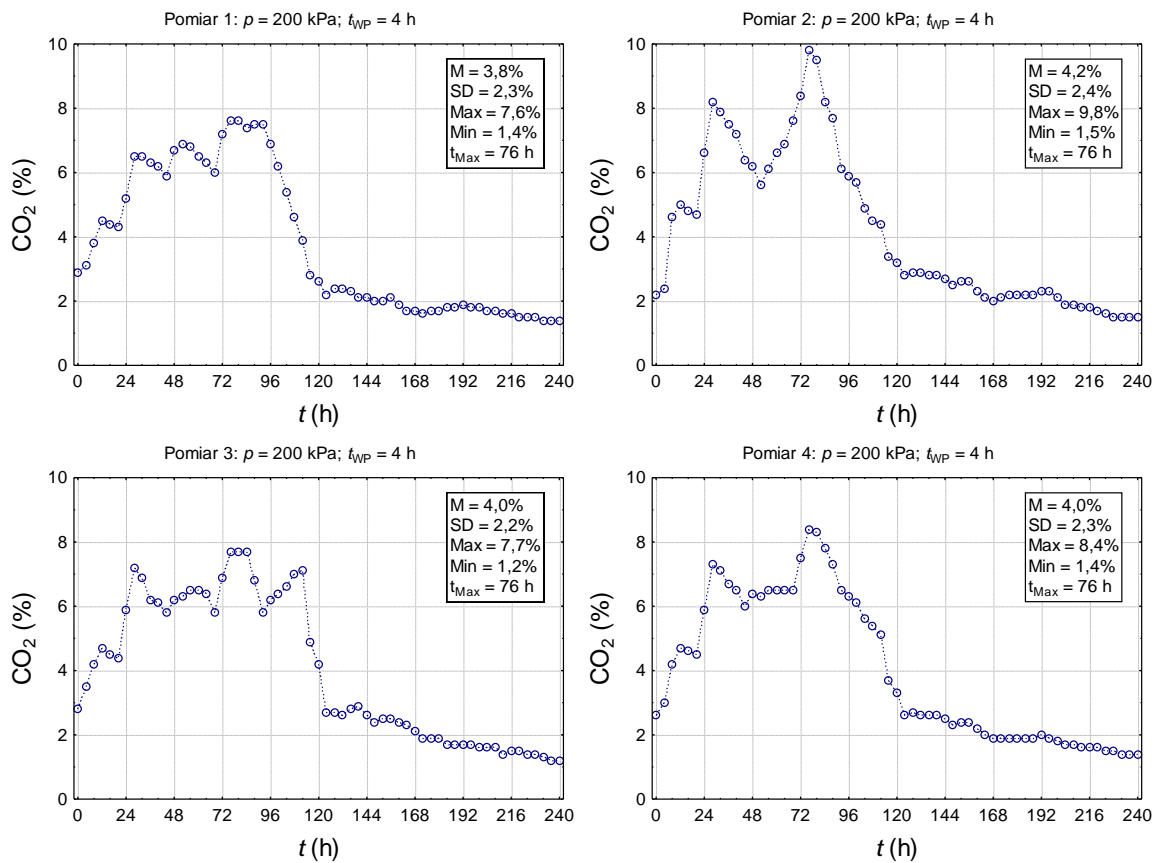
Rysunek 5.4.2. przedstawia zmiany stężenia CO₂ w gazach procesowych dla wariantu 50 kPa. Od samego początku trwania procesu zauważalna jest tendencja wzrostowa zawartości dwutlenku węgla dla wszystkich przeprowadzonych prób (faza wzrostu stężenia). W 84 godzinie trwania procesu następuje nagły wzrost CO₂ z 6% aż do 11,1% w próbie 2 (najwyższa wartość), pozostałe pomiary wskazują przyrost dwutlenku węgla do poziomu 9,5-10,9%, są to wartości maksimum osiągniętego stężenia CO₂. Średni czas do osiągnięcia fazy maksimum dla pomiarów w ciśnieniu 50 kPa wynosił 100 h, a więc około 16 godzin krócej niż w przypadku próby kontrolnej. Maksima dla tego wariantu ciśnienia w żadnym pomiarze nie przekroczyły granicy 14%, dzięki czemu nie występowały niedobory tlenu podczas procesu. Faza maksimum oraz stabilizacja zawartości CO₂ w przypadku tego wariantu ciśnienia trwała 20 godzin. Po 105 godzinie trwania procesu dla tego wariantu ciśnienia następuje równomierny spadek zawartości dwutlenku węgla w gazach procesowych w ciągu 60 godzin spadek wynosił ~5,9%, co daje średnio 1,68%/h spadku stężenia CO₂, aż do uzyskania poziomu ~2% w 204 godzinie procesu. Wykazano, iż we wszystkich pomiarach występuje krótka faza stagnacji, która trwa od 220 godziny do zakończenia procesu (240 h), w tym czasie odnotowywany był niewielki spadek stężenia CO₂ na poziomie ~0,4% (Rys. 5.4.2.).

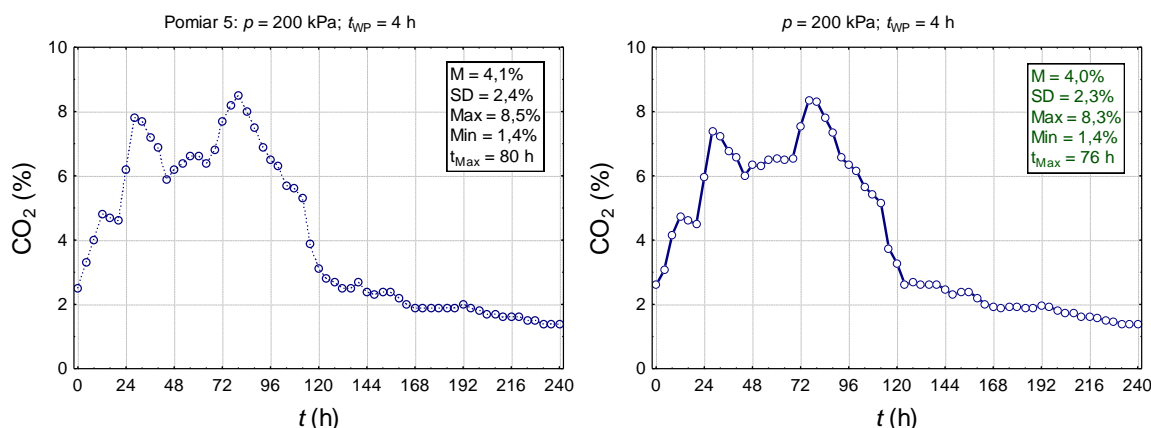


Rys. 5.4.3. Stężenie CO₂ w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym (naciśnienie $p = 100$ kPa) i częstotliwości wymiany powietrza i nawilżania $t_{WP} = 4$ h

Podczas przeprowadzonych badań dla zadanego ciśnienia 100 kPa, zauważalny był nagły przyrost zawartości CO₂ (Rys. 5.4.3.) - już w 20h trwania procesu stężenie CO₂ osiąga 5,1% dla powtórzenia 1, a dla pozostałych kształtuje się na poziomie 3,1- 4,3%. Po czym następuje stabilizacja tych zawartości CO₂ trwająca kolejne 48 h. Po 68 h trwania procesu następuje kolejny wzrost zawartości CO₂ gdzie w średnio w 86 godzinie trwania procesu osiągnięta jest maksymalna wartość powyżej 7,8% dla wszystkich powtórzeń. Następuje wówczas faza stabilizacji trwająca około 20 h. Najwyższymi stężeniami CO₂ charakteryzuje

się pomiar 3 (9%) osiągnięty w 96 h, najniższe stężenie odnotowano w pomiarze 2, było to 8,1% w 92 godzinie trwania procesu. Po osiągnięciu fazy maksimum i stabilizacji następuje intensywny spadek CO₂, który w pomiarach 1, 2, 3, 4 trwa do 168 godziny do stężenia ~ 2,4-3,4% CO₂, a następnie stabilizuje się do zawartości ~2,4%, w godzinie 224, aby w 240 godzinie osiągnąć we wszystkich badanych pomiarach stężenie w zakresie 1,9-2,2% (Rys. 5.4.3.). W ciągu 52 godzin (od 116 h do 168 h procesu) spadek wynosił ~4,4%, co daje średnio 1,54% /h spadku stężenia CO₂.





Rys. 5.4.4. Stężenie CO₂ w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym (nadcisnienie $p = 200$ kPa) i częstotliwości wymiany powietrza i nawilżania $t_{wp} = 4$ h

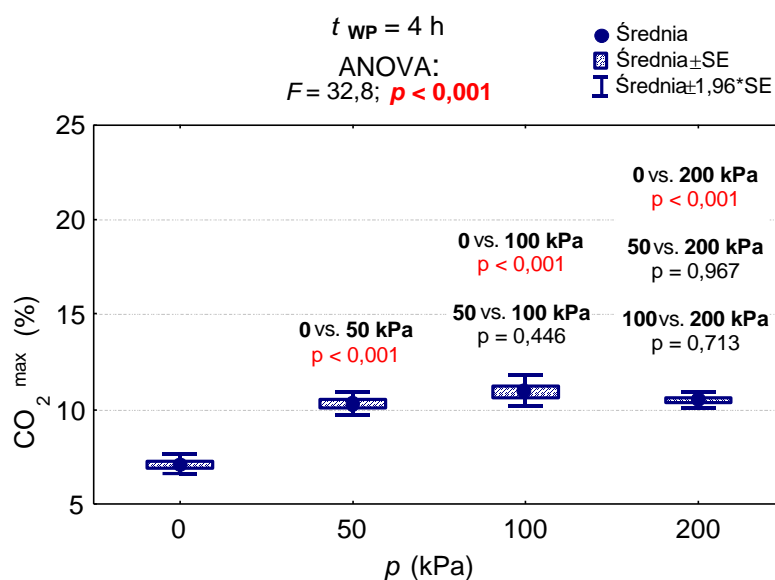
Analizując pomiary uzyskane przy ciśnieniu 200 kPa stwierdzono zauważalną tendencję wzrostową zawartości CO₂ od początku trwania procesu do 76 godziny (Rys. 5.4.4.). Podobnie jak w innych wariantach ciśnienia zawartość CO₂ osiąga ~4% już w 20 godzinie procesu dla wszystkich prób przeprowadzonych przy tym ciśnieniu. W 32 godzinie procesu wystąpiło pierwsze maksimum 8,2% dla pomiaru 2. W przypadku pozostałych pomiarów stężenia CO₂ zmieniało się w granicach 6,5- 7,8%. Między 36, a 68 godziną eksperymentu odnotowano delikatny spadek zawartości CO₂ w gazach procesowych, który wynosił od 0,6% 1,8%. W 76 godzinie zauważono ponowny wzrost zawartości CO₂, do wartości maksymalnej. Dla powtórzeń 1; 3; 4; 5 maksymalne stężenia CO₂ wynosiły od 7,7% do 8,5%. Jedynie w powtórzeniu 2, stężenie wzrosło do 9,8%, było to drugie najwyższe maksimum w całym eksperymencie. Po 90 godzinach trwania procesu, w trakcie 38 kolejnych godzin, odnotowano nagły spadek CO₂ w gazach procesowych, który wynosił ~4,9%, co daje średnio 1,3% /h spadku stężenia CO₂. Faza stagnacji utrzymywała się średnio od 120 godziny (dla wszystkich pomiarów do zakończenia trwania procesu (240 h)). Co wyróżnia wariant 200 kPa, to, że już w 32 godzinie trwania procesu zawartości CO₂ są na poziomie ~8%. W innych wariantach ciśnień ta zawartość CO₂ osiągnięta była dopiero po 90h trwania procesu.

Wykazano, iż we wszystkich badanych wariantach ciśnień stężenie CO₂ nie przekracza 14%. W pomiarach zawartości CO₂ w przedstawionych wariantach ciśnień obserwowano wysoką powtarzalność zmian zawartości dwutlenku węgla.

Dla wszystkich badanych wariantów ciśnień, przy częstotliwości wymiany powietrza w bioreaktorze, która wynosiła 4 godziny, zauważono, iż najwyższe stężenie CO₂ zostało osiągnięte od 76 godziny do 120 godziny trwania procesu. Występowanie maksymalnego stężenia w czasie zależało od zastosowanego ciśnienia: najwcześniej maksimum wystąpiło przy ciśnieniach 200 kPa – około 76 godzin po rozpoczęciu eksperymentu, co wskazuje na

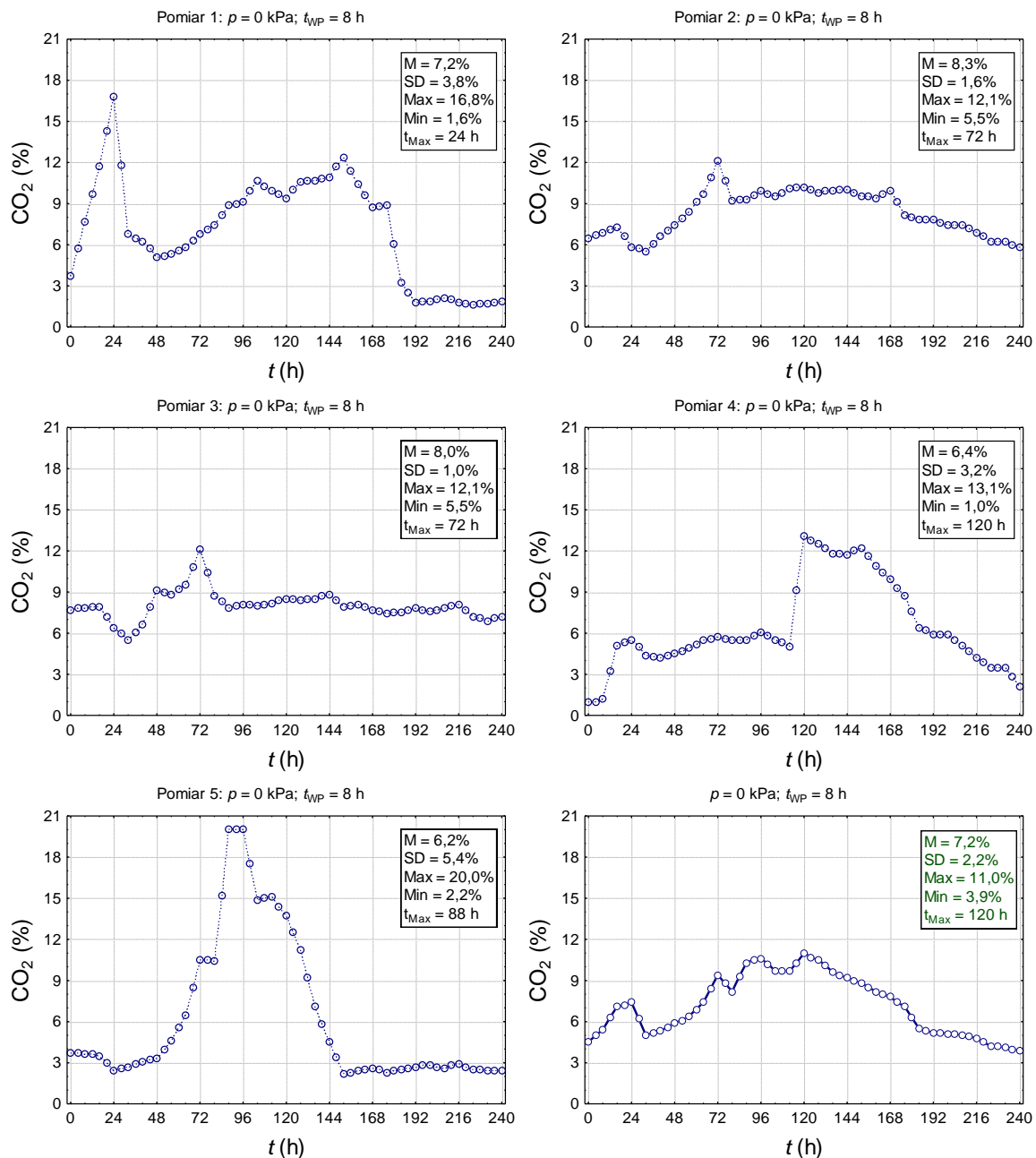
najwyższą intensywność przemian w fazie wzrostu. Najpóźniej w próbie kontrolnej 108-120 godzinie. W przypadku ciśnień 100 i 200 kPa obserwowano pojawienie się dwóch maksimów stężenia CO₂, przy czym to drugie było wyższe. Najwyższe stężenie 11,1% uzyskano w wariancie 50 kPa od 84 do 100 godziny procesu. Obserwowano we wszystkich wariantach spadek stężenia CO₂ od wartości maksymalnych do wartości około 2%, przy czym najintensywniejszy spadek stężenia CO₂ obserwowano w wariancie 200 kPa, gdzie już około 40 godzin po maksimum stężenie przyjmowało wartości na poziomie 2%.

Analiza wariancji (ANOVA) i test t-Studenta (poziom istotności) wpływu ciśnienia (p) w reaktorze na stężenie CO₂ w gazach procesowych wykazały, że maksymalne stężenie CO₂ w procesie kompostowania przy ciśnieniu $p = 0$ kPa było istotnie mniejsze niż przy ciśnieniach $p = 50$ kPa, 100 kPa i 200 kPa ($p < 0,001$). Przy ciśnieniach $p = 50$ kPa oraz $p = 100$ kPa, a także $p = 100$ kPa oraz $p = 200$ kPa, wyniki przeprowadzonych testów istotności nie wykazały istotnych różnic w stężeniu CO₂ (Rys. 5.4.5.).



Rys. 5.4.5. Maksymalne stężenie CO₂ (%) dla procesów kompostowania różniących się ciśnieniem (p) oraz wyniki testów istotności

5.5. Zmiany stężenia CO₂ w gazie procesowym podczas wymiany powietrza co 8h w trakcie kompostowania w warunkach hiperbarycznych

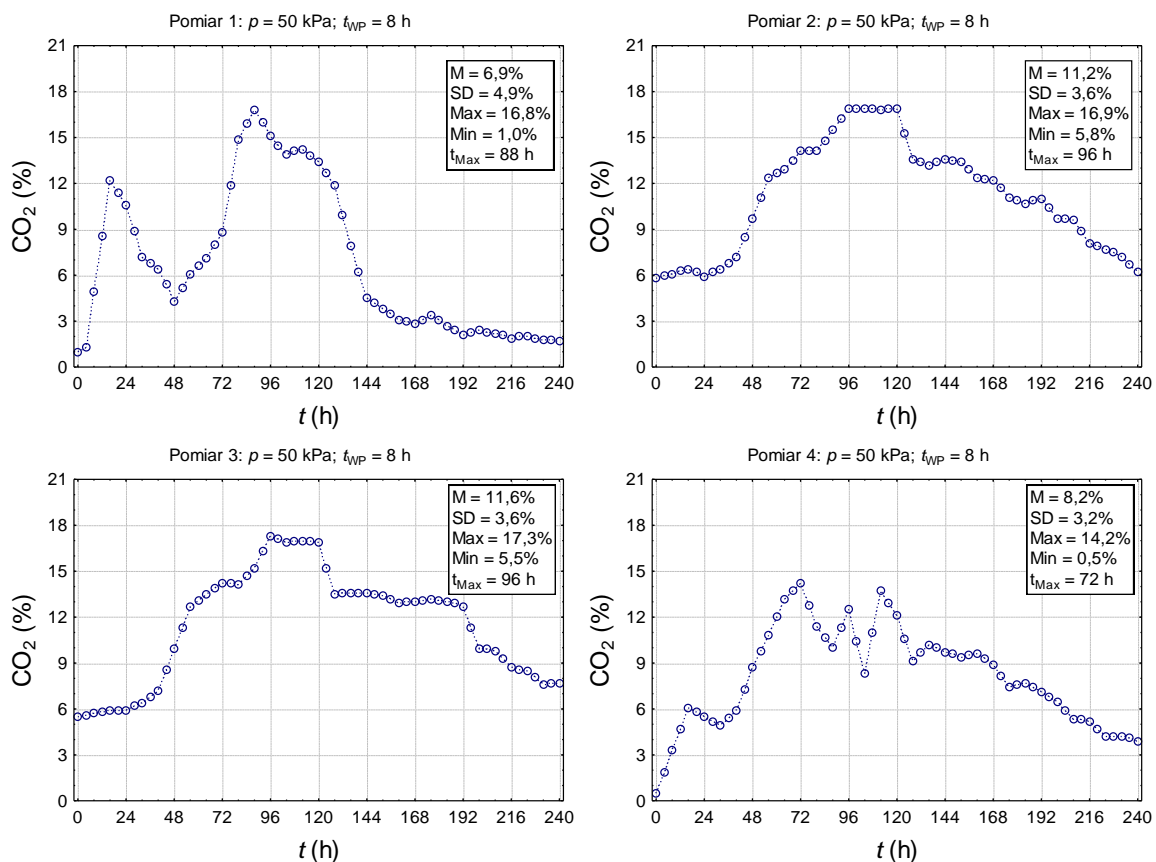


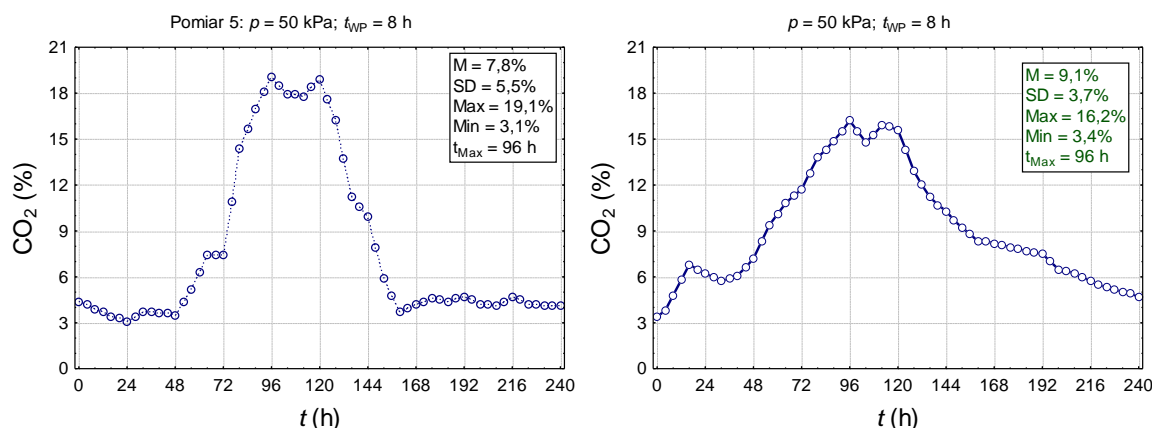
Rys. 5.5.1. Stężenie CO₂ w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym ($p = 0$ kPa) i częstotliwości wymiany powietrza i nawilżania $t_{WP} = 8$ h

W wariancie ciśnienia 0 kPa, dwa pomiary mają niestandardowy przebieg w porównaniu do próby kontrolnej z przewietrzaniem co 4h - jest to pomiar 1 oraz 5 (Rys. 5.5.1.). W przypadku pomiaru 1 zauważalny jest nagły przyrost zawartości CO₂ (między 8, a 24 godziną procesu) do 16,8%, zaś w pomiarze 5, przebieg wzrostu zawartości CO₂ jest zbliżony do pozostałych prób (2; 3; 4), aczkolwiek w 88 godzinie występuje nagły wzrost zawartości

dwutlenku węgla do poziomu 20%. Pozostałe pomiary tego wariantu ciśnienia charakteryzowały się zawartością CO₂, w tym okresie trwania eksperymentu, na poziomie 5-9%. Nie osiągnięcie zawartości CO₂ powyżej 10%, może mieć związek z niższą temperaturą procesu niż w wariantcie z przewietrzaniem co 4 h (Rys. 5.5.1.). Maksymalne stężenia CO₂ podczas eksperymentu w ciśnieniu $p = 0$ kPa odnotowano średnio w 120 godzinie procesu (a więc o około 4 h później niż w wariantcie z przewietrzaniem co 4 h) i wahało się w zależności od pomiaru od 12,1% do 20%. Najniższe stężenia odnotowano dla pomiaru 2 oraz 3 (12,1%), a najwyższe dla pomiaru 4 (20%). W pomiarze 1 odnotowano również 2 maksima zawartości CO₂, w 24 h (wynosiło ono 16,8%) oraz 152 godzinie eksperymentu, które wynosiło 12,4%. Stężenia CO₂ w pozostałych pomiarach przebiegały bez wyraźnych odstępstw. Po 120 godzinie nastąpił stopniowy spadek zawartości CO₂, średnio 0,91% CO₂/h gdzie w 240 godzinie procesu stężenie dwutlenku węgla wynosiło odpowiednio ~2% dla prób: 1; 4; 5 (Rys. 5.5.1.).

Porównując próby tego samego ciśnienia (0 kPa) w czasookresie wymiany powietrza co 4 godziny, można zauważyć, że osiągnięcie maksymalnego stężenia (t_{MAX}) nastąpił średnio w 116 godzinie eksperymentu, średnio o 4 godziny wcześniej niż w w czasookresie 8 godzinnym.

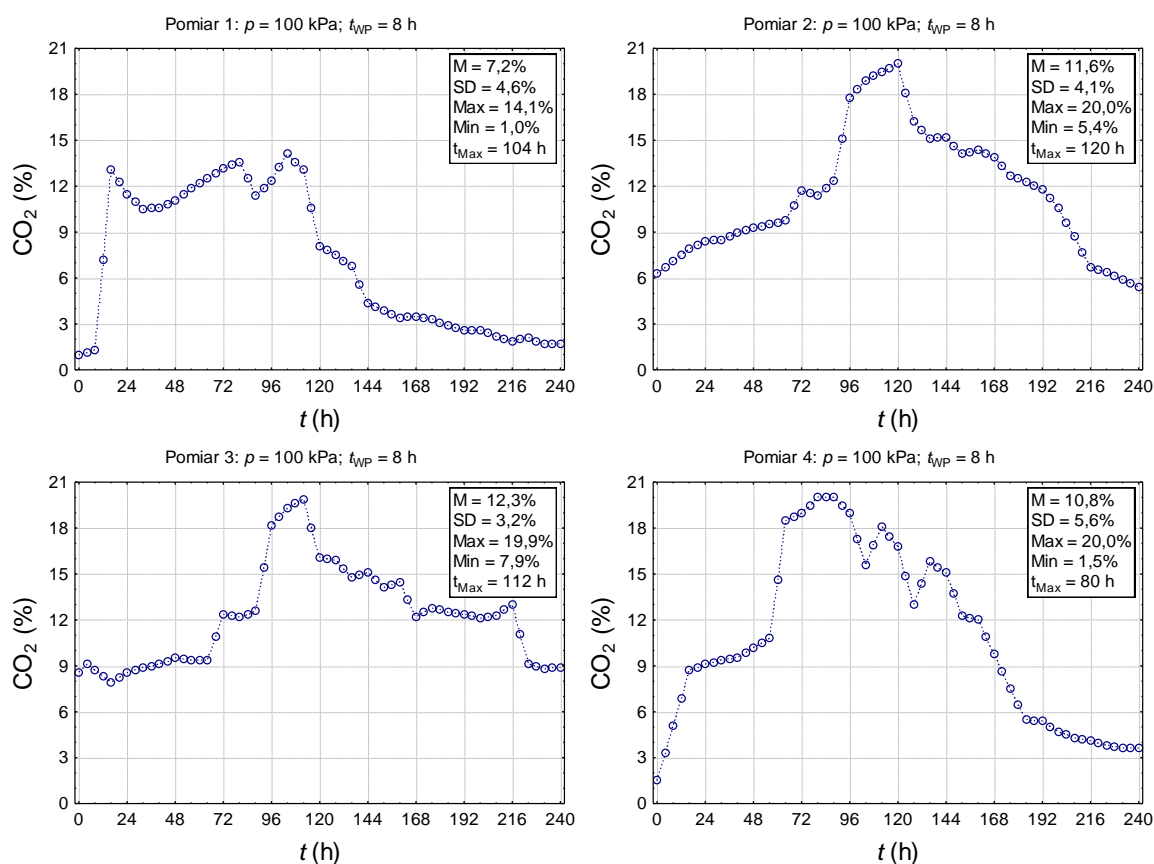


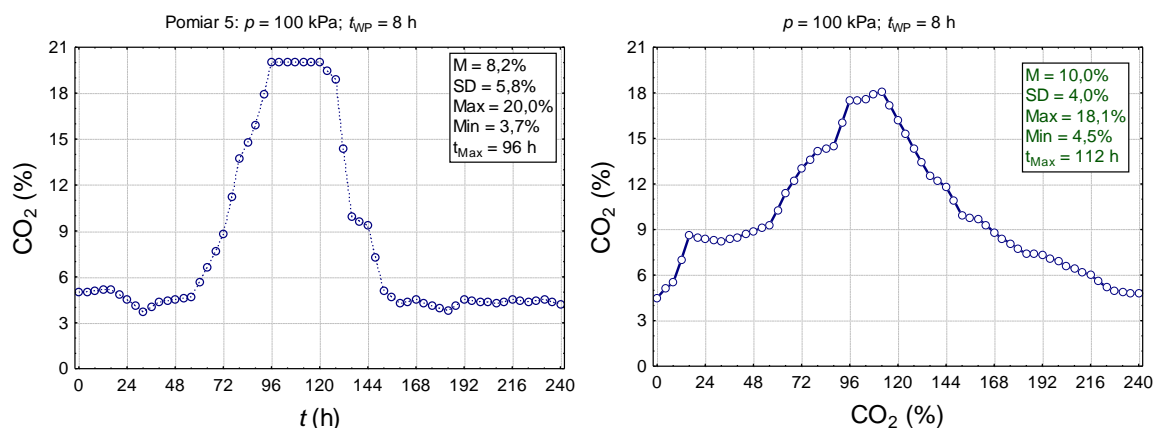


Rys. 5.5.2. Stężenie CO₂ w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym ($p = 50$ kPa) i częstotliwości wymiany powietrza i nawilżania $t_{WP} = 8$ h

W przypadku wariantu ciśnienia 50 kPa, przy częstotliwości przewietrzania co 8 h, od początku trwania procesu zauważalny jest stały wzrost CO₂ do poziomu 15-19%, po czym w 96 godzinie odnotowano maksimum dla średniej z 5 pomiarów (Rys. 5.5.2.). Średnie maksimum wynosiło 16,2%. Wartości te są wyższe niż ustalone 14%, co wskazywać może na występowanie niedoborów tlenu. W obszarze 120 godziny trwania procesu, dla wszystkich pomiarów odnotowano fazę spadku zawartości CO₂ w gazach procesowych, z średnią szybkością 1,1% CO₂/h. Faza spadku trwała do końca eksperymentu tego ciśnienia, aby w 240 godzinie procesu osiągnąć średnie stężenie ~5%. Wyjątek stanowi pomiar 1 oraz 5, w których to od 168 godziny nastąpiła faza stagnacji stężenia CO₂ na poziomie 4,5% (Rys. 5.5.2.). Natomiast w pomiarach gdzie czasookres wymiany powietrza wynosił 4 godziny, faza spadkowa stężenia CO₂ miała miejsce w okolicach 110 godziny trwania eksperymentu. Ponadto przebieg stężeń w ciśnieniu 50 kPa, w wymianie powietrza co 4 godziny miał charakter dużej powtarzalności, w wykonywanej każdej próbie. W pomiarze 1 można zauważyć nagły wzrost stężenia CO₂ do 12,2% w 16 godzinie trwania eksperymentu, a następnie jego spadek do 4,3%. Następnie wystąpił ponowny wzrost stężenia CO₂ aby w 88 godzinie stężenie tego gazu osiągnęło maksimum na poziomie 16,8%. Po osiągnięciu maksimum nastąpił gwałtowny spadek stężenia, aż do 168 godziny, gdzie nastąpiła faza stagnacji CO₂ na poziomie 1,7-2,8%. Pomiarzy 2, 3 oraz 5 charakteryzowały się bardzo zbliżonym przebiegiem zmian stężenia CO₂ podczas całego procesu. Od początku trwania eksperymentu stężenie CO₂ wynosiło min 6% (dla pomiarów 2 i 3), po czym w 48 godzinie trwania eksperymentu, zaczęło gwałtownie rosnąć w obu pomiarach. Maksimum zostało osiągnięte w 96 godzinie trwania procesu i wynosiło ono dla pomiaru 2: 16,9%, dla pomiaru 3: 17,3%, a dla pomiaru 5 19,1%. Faza stabilizacji trwała w tych pomiarach od 80 do 120 godziny eksperymentu, po czym nastąpił spadek stężenia

między 120, a 136 godziną o 3%, dla pomiarów 2 oraz 3, a w pomiarze 5 spadek ten nastąpił pomiędzy 120, a 152 godziną procesu do stężenia ~4%. Po 136 godzinie w obydwóch pomiarach (2 i 3) do końca trwania eksperymentu stężenie CO₂ stopniowo malało do poziomu 6,2% (pomiar 2) i 7,7% (pomiar 3), a w pomiarze 5 wystąpiła faza stagnacji CO₂ na poziomie ~4% (Rys. 5.5.2.). W pomiarze 4 podobnie jak w innych pomiarach w ciśnieniu 50 kPa nastąpił gwałtowny wzrost stężenia CO₂ do 6% w 16 godzinie trwania procesu. Następnie nastąpiła chwilowa stagnacja oraz spadek stężenia pomiędzy 32, a 40 godziną procesu, po której to nastąpił kolejny wzrost stężenia, aż do osiągnięcia maksimum na poziomie 14,2% w 72 godzinie trwania eksperymentu (pomiar ten najszybciej osiągnął fazę maksimum w ciśnieniu 50 kPa). Po osiągnięciu fazy maksimum pomiędzy 72, a 124 godziną trwania badania wystąpiły nagłe spadki i wzrosty stężenia CO₂. Stężenie dwutlenku węgla w tym czasie wahało się pomiędzy 8,3, a 14,2%. Po 136 godzinie nastąpił powolny spadek zawartości CO₂ w gazach procesowych i w 240 godzinie trwania procesu (koniec eksperymentu) stężenie wynosiło 3,9% (Rys. 5.5.2.).

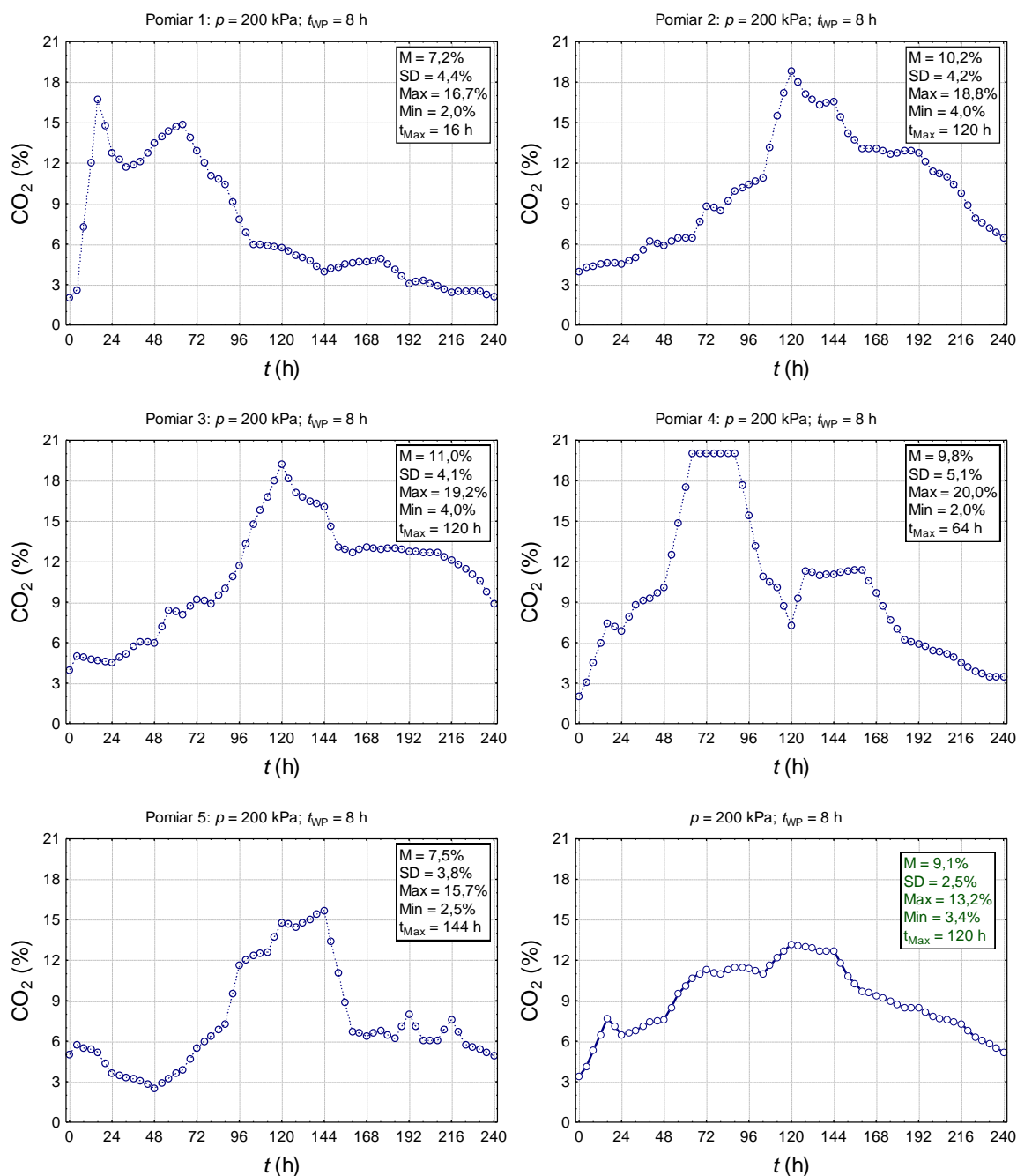




Ryc. 5.5.3. Stężenie CO₂ w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym (nadcisnienie $p = 100$ kPa) i częstotliwości wymiany powietrza i nawilżania $t_{wp} = 8$ h

W przypadku wariantu ciśnienia 100 kPa, przy przewietrzaniu co 8 h, od początku trwania procesu zauważalny jest stały wzrost CO₂ do poziomu 14-20% zawartości, po czym w 112 godzinie odnotowano maksimum dla średniej z 5 pomiarów. Średnie maksimum wynosiło 18,1% (Rys. 5.5.3.). Było wyższe od granicznej wartości 14%. Następnie średnio w obszarze 120 godziny trwania procesu (po uzyskaniu stężenia maksymalnego), dla wszystkich pomiarów odnotowano fazę spadku zawartości CO₂ w gazach procesowych. Faza spadku trwała do końca eksperymentu tego ciśnienia, stężenie CO₂ malało z prędkością w okolicach $\sim 1,16$ CO₂/h, aby w 240 godzinie procesu osiągnąć średnie stężenie poniżej 5% (wyjątkiem jest pomiar 3 gdzie stężenie w czasie zakończenia procesu wynosiło 8,9%). Podobny przebieg stężeń wystąpił również w eksperymencie 100 kPa z wymianą gazów procesowych co 4 godziny. Gdzie również można zauważyć nagły wzrost stężenia CO₂ przed 100 godziną trwania eksperymentu, po czym odnotowano również gwałtowny spadek. W pomiarze 5 wystąpiła również faza stagnacji CO₂ na poziomie 4,5% (Rys. 5.5.3.). Pomiar 1 charakteryzował się nagłym wzrostem stężenia CO₂ w pierwszych godzinach procesu - w 16 godzinie trwania badania wzrosło do 13,1%, a następnie spadło do 10,5% w 32 godzinie eksperymentu, aby ponownie wzrosnąć do 13,6% w 80 godzinie. Po czym odnotowano kolejny spadek do zawartości 11,4% w 88 godzinie i następny wzrost do 14,1%, przy czym było to stężenie maksymalne, które nastąpiło w 104 godzinie eksperymentu tego pomiaru. Po osiągnięciu maksima stężenia CO₂ odnotowano stałą fazę spadku zawartości CO₂, które w 240 godzinie trwania procesu wynosiło 1,7%. Reasumując dane z pomiaru 1, można w nim zaobserwować znaczące fluktuacje stężeń CO₂, w tym osiągnięcie 3 faz maksimum CO₂, pierwsze w 16 godzinie ze stężeniem 13,1%, drugie w 80 godzinie z 13,6% oraz trzecie najwyższe, 14,1% w 104 godzinie trwania badania oraz nagły spadek zawartości CO₂, który trwał do samego końca procesu (Rys. 5.5.3.). Pomiar 2 charakteryzował się stałą fazą wzrostu stężenia od początku trwania badania. Minimalne

stężenie CO₂ w pierwszych godzinach procesu wynosiło 7,1%. Stężenie równomiernie wzrastało do 88 godziny eksperymentu, po tym czasie odnotowano nagły wzrost badanego gazu do osiągnięcia maksimum w 120 godzinie, które wyniosło 20%. Po osiągnięciu fazy maksymalnego stężenia CO₂ nastąpiła faza spadku zawartości CO₂ w gazach procesowych pomiaru 2. Faza spadku była tak samo równomierna, jak faza wzrostu stężenia. Proces zakończono w 240 godzinie ze stężeniem CO₂ na poziomie 5,4% (Rys. 5.5.3.). Pomiar 3 charakteryzował się podobnie jak pomiar 2, wysokim stężeniem CO₂ od samego początku badania, które przez 64 godziny wahało się w zakresie 7,9- 9,4%. W 72 godzinie trwania eksperymentu stężenie wzrosło do 12,4%, a od 96 godziny oscylowało ono w fazie maksimum, tak aby w 112 godzinie badania osiągnąć maksymalną zawartość CO₂ na poziomie 19,9%. Od 120 do 216 godziny procesu nastąpiła powolna faza spadku stężenia z stężenia maksymalnego do stężenia na poziomie 13%, gdzie po 216 godzinie nastąpił gwałtowny spadek do 9,1%, a w ostatnich godzinach badania stężenie CO₂ w gazach procesowych wynosiło 8,9% (Rys. 5.5.3.). W pomiarze 4 podobnie jak w pomiarze 1 w pierwszych godzinach trwania procesu nastąpił nagły wzrost stężenia CO₂, już w 24 godzinie wynosił on 9,1%. Po 56 godzinie badania stężenie wzrosło nagle do 18,5%, a w 80 godzinie osiągnęło maksimum na poziomie 20%. Po stabilizacji stężenia maksymalnego nastąpiła faza spadku, która nie była tak równomierna jak w pozostałych pomiarach. W 104 godzinie odnotowano stężenie na poziomie 15,6%, a w 112 godzinie nastąpił wzrost stężenia do 18,1%, następnie od 120 do 128 godziny zauważalny jest spadek stężenia CO₂ do poziomu 13% i kolejny wzrost w 136 godzinie do 15,8%. Od 144 godziny badania nastąpił właściwa faza spadku zawartości CO₂, która trwała do końca badania, tak aby stężenie w ostatniej godzinie eksperymentu wyniosło 3,6%. W wynikach pomiaru 5 można zauważyć, że w początkowym okresie badania zamiast fazy wzrostu stężenia CO₂ nastąpiła stagnacja stężenia CO₂ na poziomie ~3,7- 6,6%. Dopiero od 72 godziny badania odnotowano gwałtowny wzrost stężenia, tak, że w 96 godzinie nastąpiło osiągnięcie maksimum na poziomie 20% CO₂. Faza stabilizacji stężenia maksymalnego trwała 32 godziny w tym pomiarze. Po 128 godzinie eksperymentu nastąpił gwałtowny spadek stężenia z 18,9% do 9,9%, a w 152 godzinie do 5,1%. Po 152 godzinie nastąpiła faza stagnacji stężenia CO₂ i trwała ona do końca badania, czyli do 240 godziny, ze stężeniem ~4,5% (Rys. 5.5.3.).



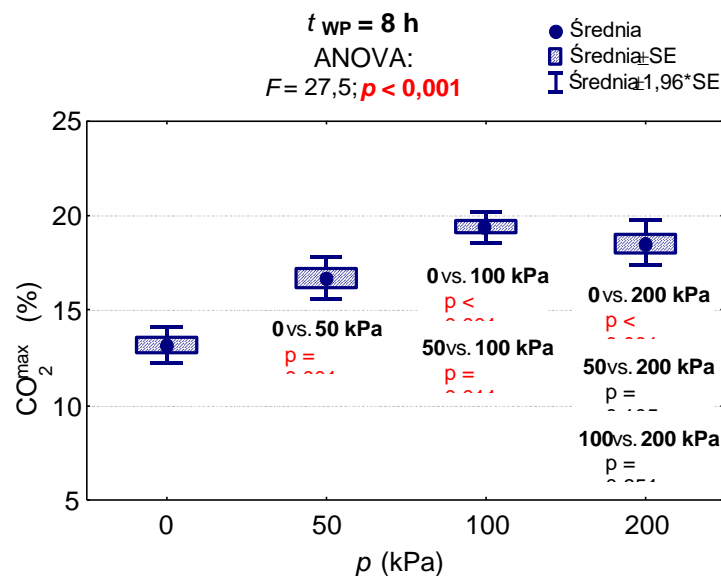
Ryc. 5.5.4. Stężenie CO₂ w bioreaktorze w czasie trwania procesu kompostowania przy ciśnieniu atmosferycznym (nadcisnienie $p = 200$ kPa) i częstotliwości wymiany powietrza i nawilżania $t_{WP} = 8$ h

W przypadku wariantu ciśnienia 200 kPa, przy częstotliwości przewietrzania co 8 h, obserwowano zauważalny stały wzrost stężenia CO₂ do poziomu 16-20%, przy czym w 120 godzinie odnotowano maksimum dla średniej z 5 pomiarów. Średnie maksimum wynosiło 13,2%. Następnie średnio w okolicach 120 godziny trwania procesu (po uzyskaniu stężenia maksymalnego), dla wszystkich pomiarów odnotowano fazę spadku zawartości CO₂ w gazach procesowych. Faza spadku trwała do końca eksperymentu tego ciśnienia (200 kPa), aby w 240 godzinie procesu osiągnąć średnie stężenie poniżej 6% (wyjątkiem jest pomiar 3, w którym

stężenie CO₂ w czasie zakończenia procesu wynosiło 8,9%) (Rys. 5.5.4.). W eksperymencie z tym samym ciśnieniem ale częstotliwością wymiany powietrza co 4 godziny, stężenie maksymalne zostało osiągnięte o około 40 godzin szybciej, bo już w okolicach 80 godziny trwania procesu. Spadek stężenia był porównywalny w obydwóch eksperymentach, po osiągnięciu t_{MAX}, wynosił on dla t_{wp}= 4 h, 1,3% CO₂/h, a dla t_{wp}= 8 h, 1,29% CO₂/h. Pomiar 1 charakteryzował się nagłym wzrostem stężenia CO₂ w pierwszych godzinach procesu. W 16 godzinie trwania badania wzrosło ono do 16,7% i było to też maksymalne stężenie CO₂ w tym pomiarze. Następnie spadło do 11,7% w 32 godzinie eksperymentu, aby ponownie wzrosnąć do 14,9% w 64 godzinie badania. Po czym odnotowano kolejny spadek trwający do samego końca eksperymentu tego ciśnienia, które w 240 godzinie wynosiło 2,1% (Rys. 5.5.4.). Podsumowując dane z pomiaru 1, można w nim zaobserwować osiągnięcie 2 faz maksimum CO₂ w przybliżonym stężeniu, pierwsze w 16 godzinie ze stężeniem 16,7%, drugie w 64 godzinie z 14,9%. Pomiar 2 charakteryzował się stałą fazą wzrostu stężenia od początku trwania badania. Stężenie CO₂ równomiernie wzrastało od 4,4% do 10,9% do 104 godziny eksperymentu. Po tym czasie odnotowano nagły wzrost badanego gazu do osiągnięcia maksimum w 120 godzinie, które wyniosło 18,8%. Po osiągnięciu fazy maksymalnego stężenia CO₂ nastąpiła faza spadku zawartości CO₂ w gazach procesowych pomiaru 2. Faza spadku była tak samo równomierna, jak faza wzrostu stężenia. Proces zakończono w 240 godzinie ze stężeniem CO₂ na poziomie 6,5% (Rys. 5.5.4.). Pomiar 3 charakteryzował się podobnie jak pomiar 2, wysokim stężeniem CO₂ od samego początku badania, które przez 96 godziny i wahało się w zakresie 4,9-11,7%. Po tym czasie nastąpił gwałtowny wzrost stężenia, tak, że w 120 h osiągnęło ono wartość maksymalną ze stężeniem 19,2%. Od 128 do 152 godziny procesu nastąpił gwałtowny spadek stężenia z stężenia maksymalnego do stężenia 13,1%, gdzie po 160 godzinie nastąpiła stagnacja stężenia trwająca przez 56 godzin. Po fazie stagnacji odnotowano spadek stężenia w 216 godzinie procesu do poziomu 12,1%, a także dalszy spadek CO₂ do końca procesu. Ostatnia próbka gazów procesowych pomiaru 3 miała stężenie CO₂ na poziomie 8,9% (Rys. 5.5.4.). W pomiarze 4 w pierwszych godzinach trwania procesu nastąpił nagły wzrost stężenia CO₂. W 24 godzinie wynosił ono 9,1%. Po 64 godzinie badania stężenie wzrosło nagle do 20% i było to stężenie maksymalne. Stabilizacja stężenia maksymalnego CO₂ w pomiarze 4 trwała przez 24 godziny. Po stabilizacji stężenia maksymalnego nastąpiła faza spadku, która była równie gwałtowna jak faza wzrostu stężenia. W ten sposób w ciągu 32 godzin stężenie osiągnęło 7,3%. W 128 godzinie odnotowano delikatny wzrost stężenia do poziomu 11,3%, które to stężenie utrzymywało się przez kolejne 32 godziny. W 168 godzinie eksperymentu odnotowano kolejny spadek stężenia, który utrzymywał się do 240 godziny, czyli

do zakończenia eksperymentu, stężenie końcowe w pomiarze 4 wynosiło 3,5% (Rys. 5.5.4.). W wynikach pomiaru 5 można zauważyć, że w początkowym okresie badania nastąpił szybki wzrost stężenia CO₂ do poziomu ~5,5%. Następnie przez 40 godzin odnotowano spadek zawartości do poziomu ~2,5-3,2%. Po tym spadku nastąpiła właściwa faza wzrostu stężenia CO₂, która trwała bez zakłóceń do 144 godziny eksperymentu, w której to odnotowano stężenie maksymalne na poziomie 15,7%. Po osiągnięciu fazy maksimum nastąpił gwałtowny spadek zawartości CO₂ do stężenia 6,2% w 184 godzinie badania. W 192 godzinie i 216 godzinie procesu nastąpił wzrost stężenia CO₂ do poziomu ~8%, po czym zawartość dwutlenku węgla unormowała się na poziomie ~5% w końcowym etapie badania (Rys. 5.5.4.).

Analiza wariancji (ANOVA) i test t-Studenta (poziom istotności) wpływu ciśnienia (p) w reaktorze na stężenie CO₂ w gazach procesowych wykazały, że maksymalne stężenie CO₂ w procesie kompostowania przy wymianie powietrza co 8 godzin istotnie statystycznie różnice w CO₂ zaobserwowano pomiędzy $p = 0$ kPa, a nadciśnieniami $p = 50$ kPa, $p = 100$ kPa oraz 200 kPa ($p < 0,001$). Ponadto przy $t_{wp} = 8$ h stężenie CO₂ przy $p = 100$ kPa było wyższe niż przy $p = 200$ kPa



Rys. 5.5.5. Maksymalne stężenie CO₂ dla procesów kompostowania różniących się ciśnieniem (p) oraz wyników testów istotności

5.6. Kinetyka produkcji CO₂

5.6.1. Analiza porównawcza modeli opisujących kinetykę produkcji CO₂ w trakcie kompostowania

W celu doboru modelu opisującego kinetykę produkcji CO₂ w trakcie kompostowania, który dobrze wyjaśnia przebieg produkcji CO₂ w funkcji czasu oszacowano wartości współczynników determinacji (R^2) dla modeli 0- i I-rzędu (Tabela 6.6.1.1).

Tab. 5.6.1.1. Wartości współczynników determinacji R^2 modeli 0- i I-rzędu opisujących produkcją CO₂ w funkcji czasu w trakcie kompostowania w zależności od zastosowanego ciśnienia oraz częstotliwości przewietrzania reaktora

l.p.	0 kPa		50 kPa		100 kPa		200 kPa	
	I- rzędu	0- rzędu	I- rzędu	0- rzędu	I- rzędu	0- rzędu	I- rzędu	0- rzędu
4h (1)	0,9965	0,9933	0,9966	0,9933	0,9966	0,9933	0,9966	0,9933
4h (2)	0,9979	0,9933	0,9979	0,9933	0,9979	0,9933	0,9979	0,9933
4h (3)	0,9949	0,9911	0,9925	0,9911	0,9925	0,9911	0,9925	0,9911
4h (4)	0,9954	0,9931	0,9878	0,9836	0,9973	0,9954	0,9974	0,9724
4h (5)	0,9963	0,9926	0,9876	0,9834	0,9972	0,9937	0,9973	0,9699
8h (1)	0,9961	0,9771	0,9923	0,9588	0,9957	0,951	0,9994	0,9527
8h (2)	0,9968	0,9986	0,996	0,9967	0,9971	0,9971	0,9744	0,9906
8h (3)	0,9947	0,9988	0,9948	0,9964	0,9867	0,9975	0,9773	0,9878
8h (4)	0,9834	0,9829	0,9803	0,9954	0,9926	0,9836	0,9955	0,9872
8h (5)	0,9802	0,9634	0,9829	0,9744	0,9814	0,9772	0,9844	0,9873

Źródło: opracowanie własne

Analiza porównawcza wartości współczynników R^2 testowanych modeli wykazała, iż w większości przypadków, dokładniejszym dopasowaniem współczynnika determinacji wykazało się modelowanie I- rzędu.

Kolejnym krokiem ewaluacji modeli 0 i I-rzędu było wykonanie obliczeń z wykorzystaniem kryterium informacyjnego Akaike do porównania modelowania 0-rzędu z modelowaniem I-rzędu. Wyznaczono wartości współczynników AIC (Tabela 5.6.1.2).

Tab. 5.6.1.2 Wartości współczynników AIC modeli 0- i I-rzędu opisujących produkcją CO₂ w funkcji czasu w trakcie kompostowania w zależności od zastosowanego ciśnienia oraz częstotliwości przewietrzania reaktora

l.p.	0 kPa		50 kPa		100 kPa		200 kPa	
	I- rzędu	0- rzędu	I- rzędu	0- rzędu	I- rzędu	0- rzędu	I- rzędu	0- rzędu
4h (1)	429,5	547,2	1220,6	794,2	514,4	706	514,4	715,3
4h (2)	374,2	561,3	461,3	708	461,3	515,9	461,3	694,2
4h (3)	452,2	656,1	562,2	766,1	562,2	652,4	562,2	718,1
4h (4)	432,4	688,4	587,3	788,6	476,9	627,6	448,5	645,6
4h (5)	424,1	670,7	589,6	776,7	477,3	601,7	449,9	613,6
8h (1)	188,4	260,9	225,3	293,8	226,8	363,5	164,3	363,2
8h (2)	318,9	311,3	359,2	377,5	376,7	401,6	358,6	381,9
8h (3)	315,1	296,1	360,8	375,8	372,7	401,1	370,3	391,6
8h (4)	311,2	258,3	338,9	350,5	377,5	407,3	371,5	398,6
8h (5)	222	318	256,1	296,4	274,9	355,8	296,6	350,8

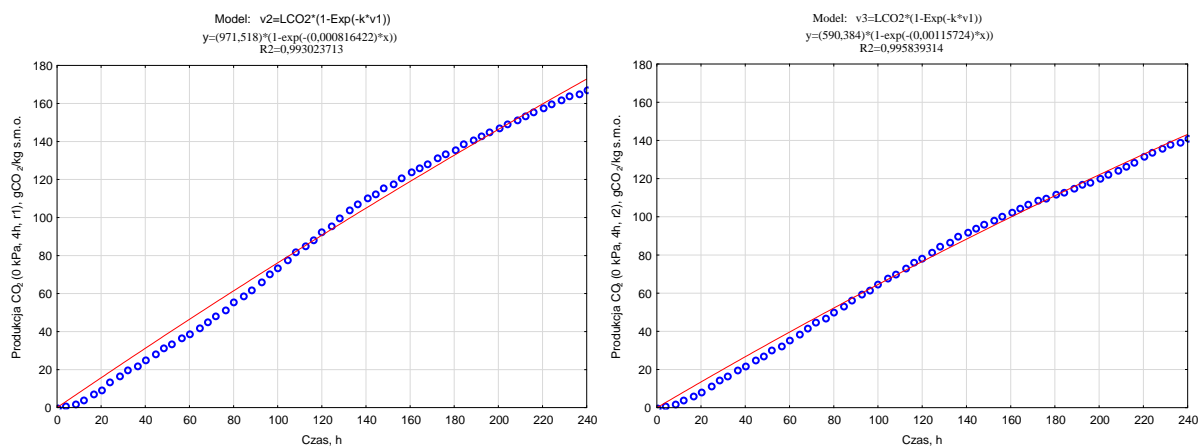
Źródło: opracowanie własne

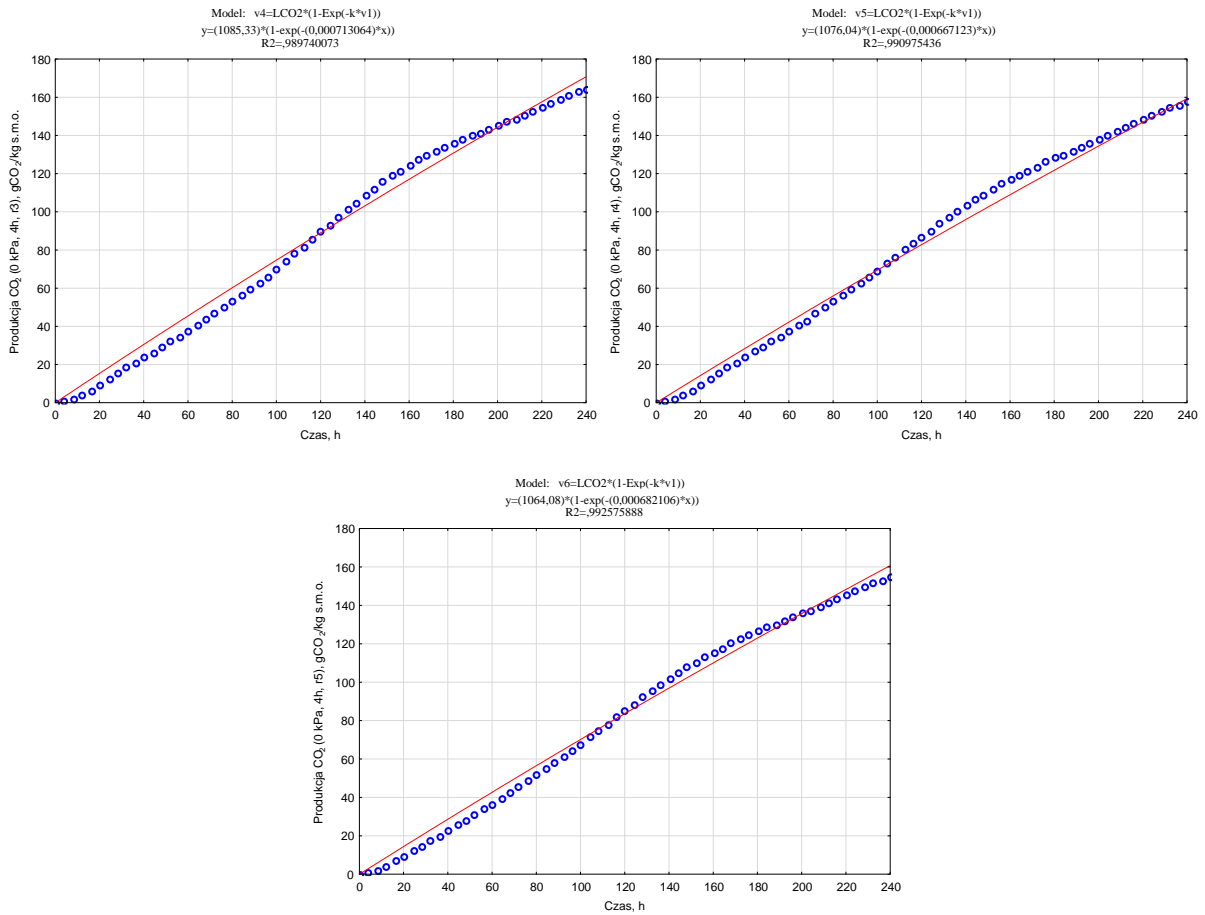
Obliczenia kryterium informacyjnego Akaike, wykazało, że modelowanie I-rzędu we wszystkich badanych przypadkach częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4h$ było lepiej dopasowane niż w modelowaniu liniowym (niższe wartości współczynnika AIC). Podobnie też było w wariantach częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 8h$, aczkolwiek w przypadku wariantu ciśnienia 0 kPa (w 3 powtórzeniach na 5), model liniowy był nieznacznie lepiej dopasowany. Mimo to, do dalszych analiz kinetyki produkcji CO_2 wybrano model I-rzędu.

5.6.2. Analiza wpływu ciśnienia i częstotliwości przewietrzania na kinetykę produkcji CO_2

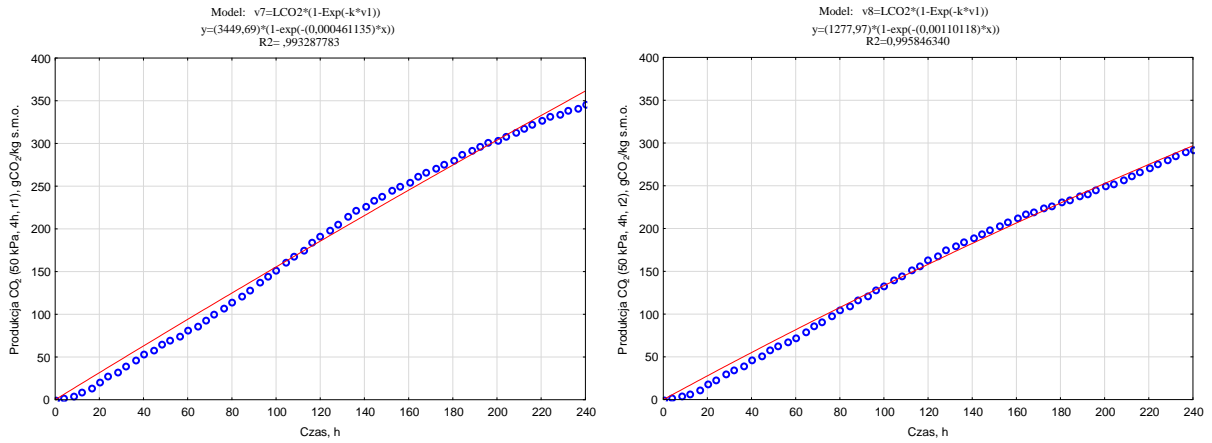
Dla wszystkich 4 wariantów ciśnień, 2 wariantów częstotliwości przewietrzania oraz każdego z 5 wykonanych powtórzeń badań wykonano analizę kinetyki produkcji CO_2 przy użyciu modelowania I-rzędu.

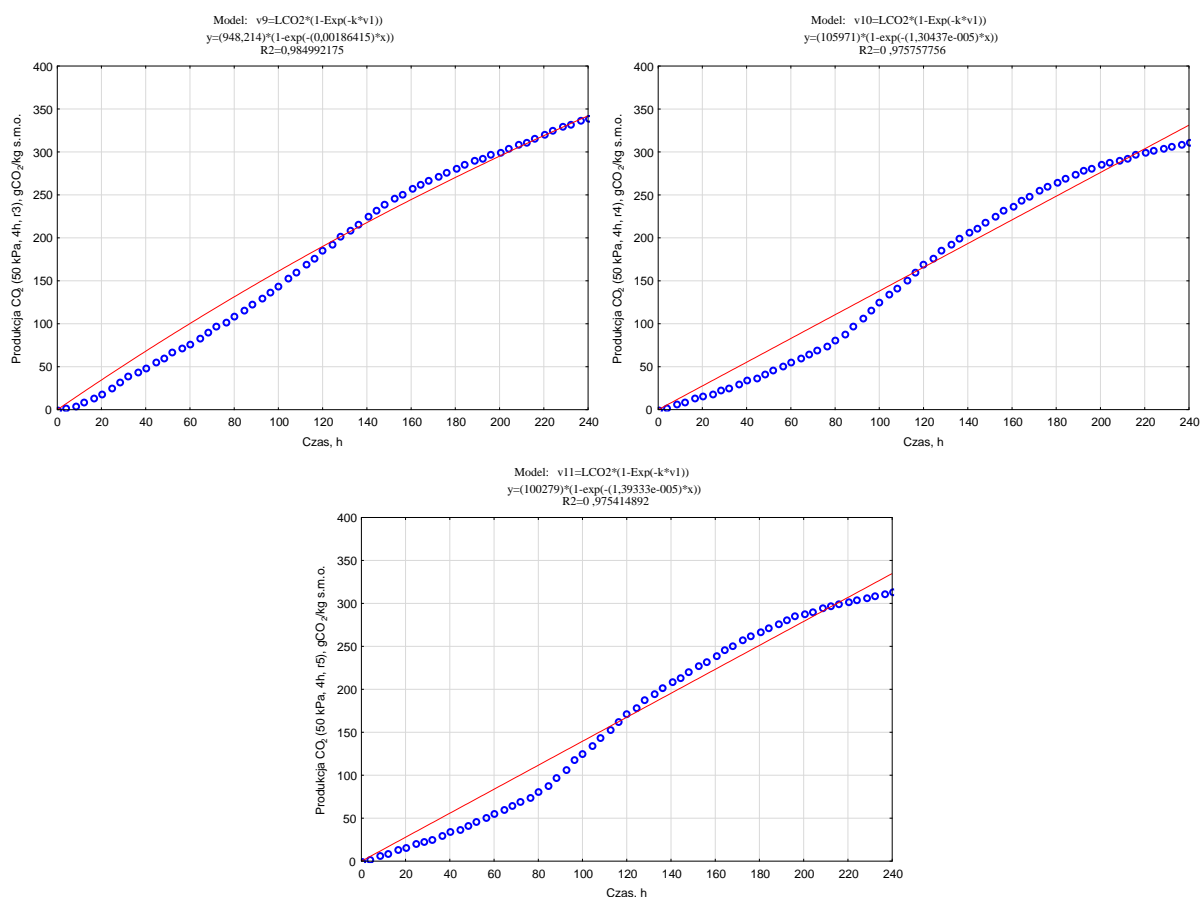
Maksymalna produkcja CO_2 (LCO_2) dla ciśnienia 0 kPa i częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4 h$ dla 240 godzinowego procesu wahała się od 143,14 do 172,79 gCO_2/kg s.m., a średnio produkcja osiągnęła łącznie 161,43 gCO_2/kg s.m. (Rys. 5.6.2.1.). Stała szybkości produkcji CO_2 (k) mieściła się w zakresie od 0,00067 do 0,001157 h^{-1} , a wartość średnia wyniosła 0,000808 h^{-1} . Na podstawie średniej wartości k wyznaczono czas $t_{0,5}$ po którym możliwe jest wytworzenie 50% LCO_2 . Średni czas ($t_{0,5}$) wytworzenia 50% LCO_2 wyniósł 36 dni. Dodatkowo wyliczono szybkość produkcji CO_2 (r), której średnia wartość wyniosła 0,74 gCO_2/kg s.m. h.





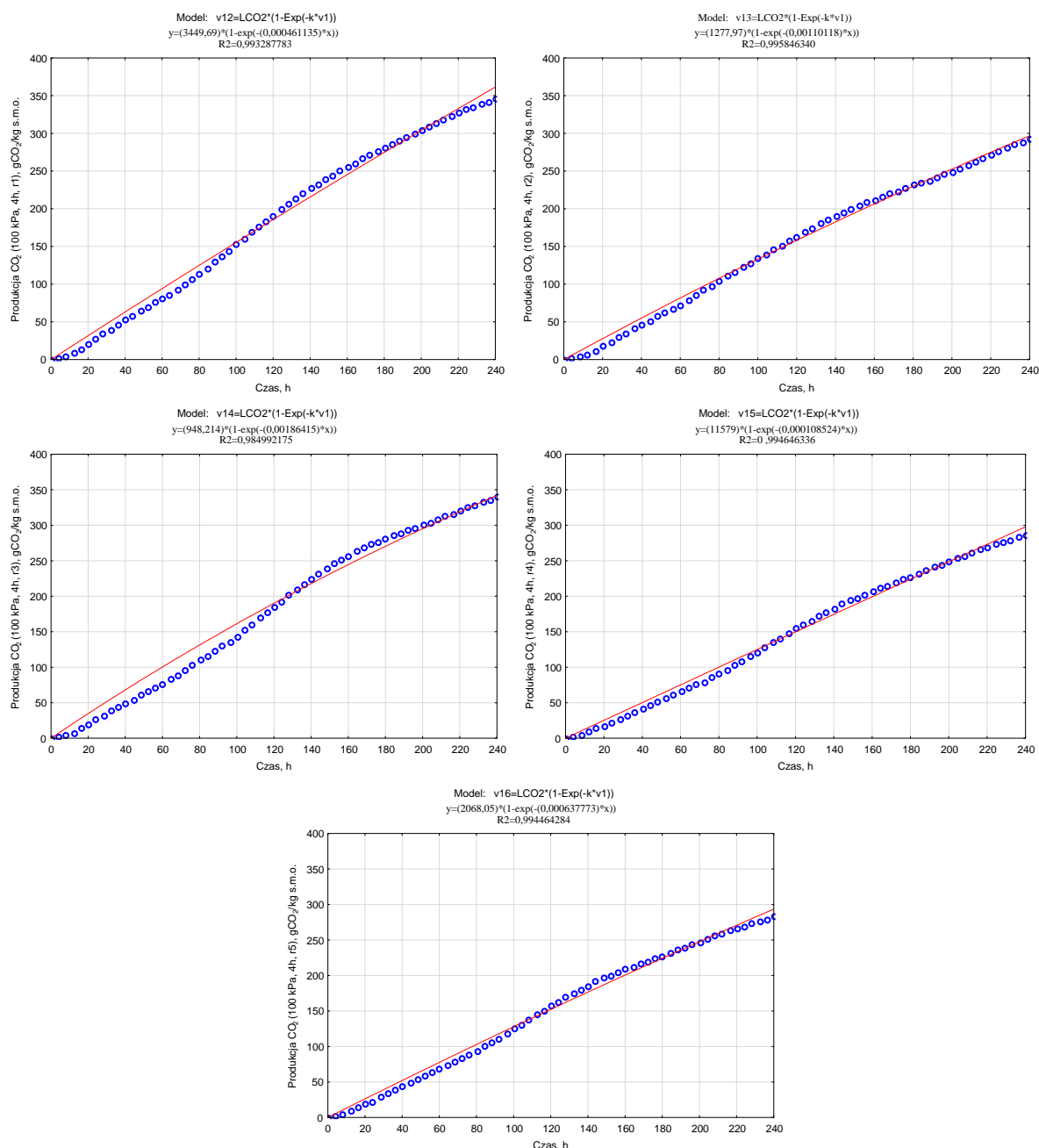
Rys. 5.6.2.1. Kinetyka produkcji CO₂ w trakcie kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h dla ciśnienia 0 kPa





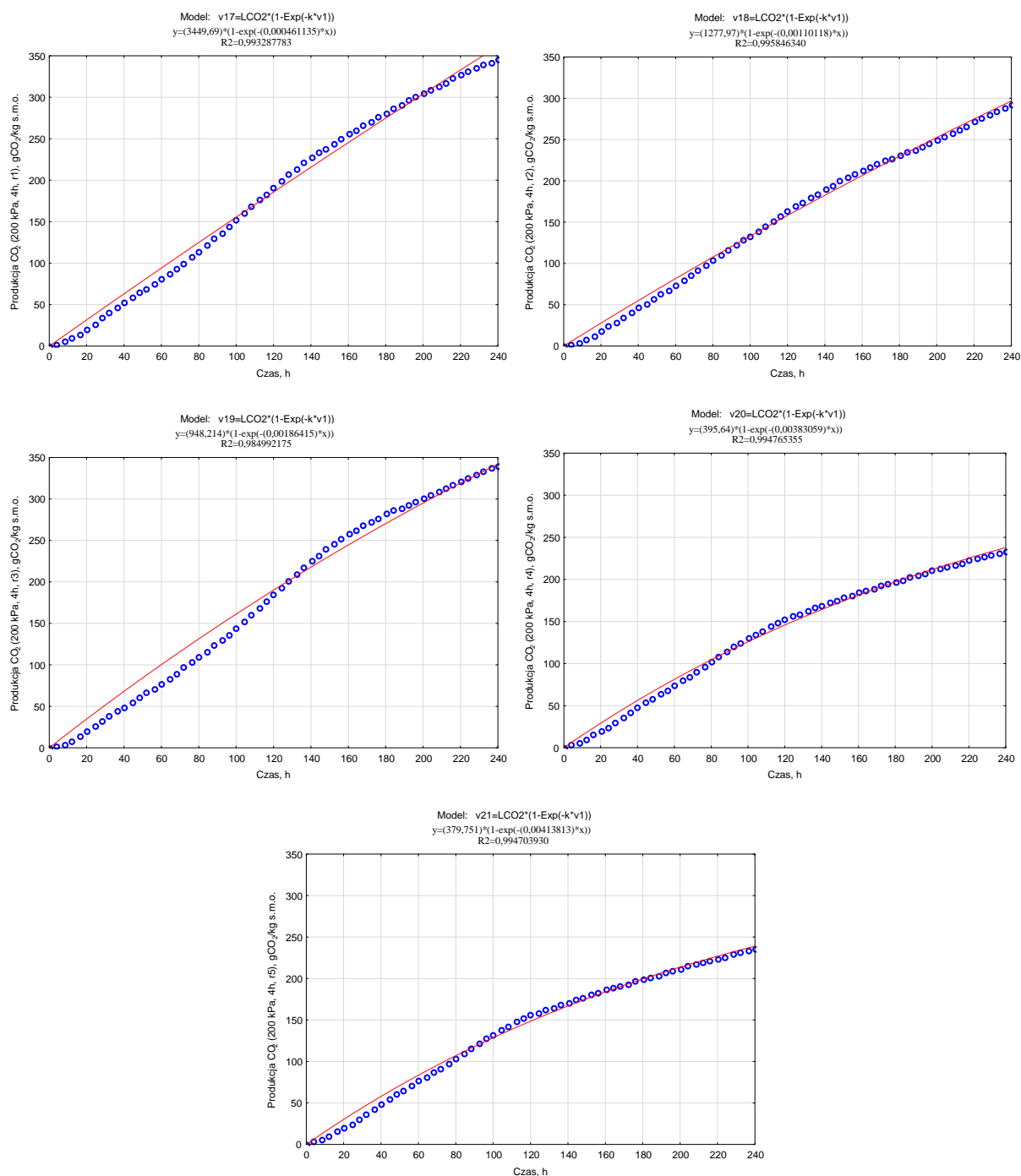
Rys. 5.6.2.2. Kinetyka produkcji CO₂ w trakcie kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4$ h dla ciśnienia 50 kPa

Analiza produkcji CO₂ dla ciśnienia 50 kPa i częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4$ h wykazała, iż LCO₂ mieściło się w zakresie wyższych wartości od 296,8 do 361,41 gCO₂/kg s.m. niż w wariancie przy ciśnieniu normalnym, natomiast średnia wartość tego parametru osiągnęła 333,25 gCO₂/kg s.m (Rys. 5.6.2.2.). W przypadku stałej szybkości produkcji CO₂ wartości mieściły się w zakresie od 0,000013 do 0,01864 h⁻¹ i były niższe niż w wariancie z ciśnieniem normalnym (0 kPa). Średnia wartość $t_{0,5}$ wynosząca 42 dni oraz szybkość produkcji CO₂ r 1,51 gCO₂/kg s.m.h były wyższe niż przy ciśnieniu normalnym.



Rys. 5.6.2.3. Kinetyka produkcji CO₂ w trakcie kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h dla ciśnienia 100 kPa

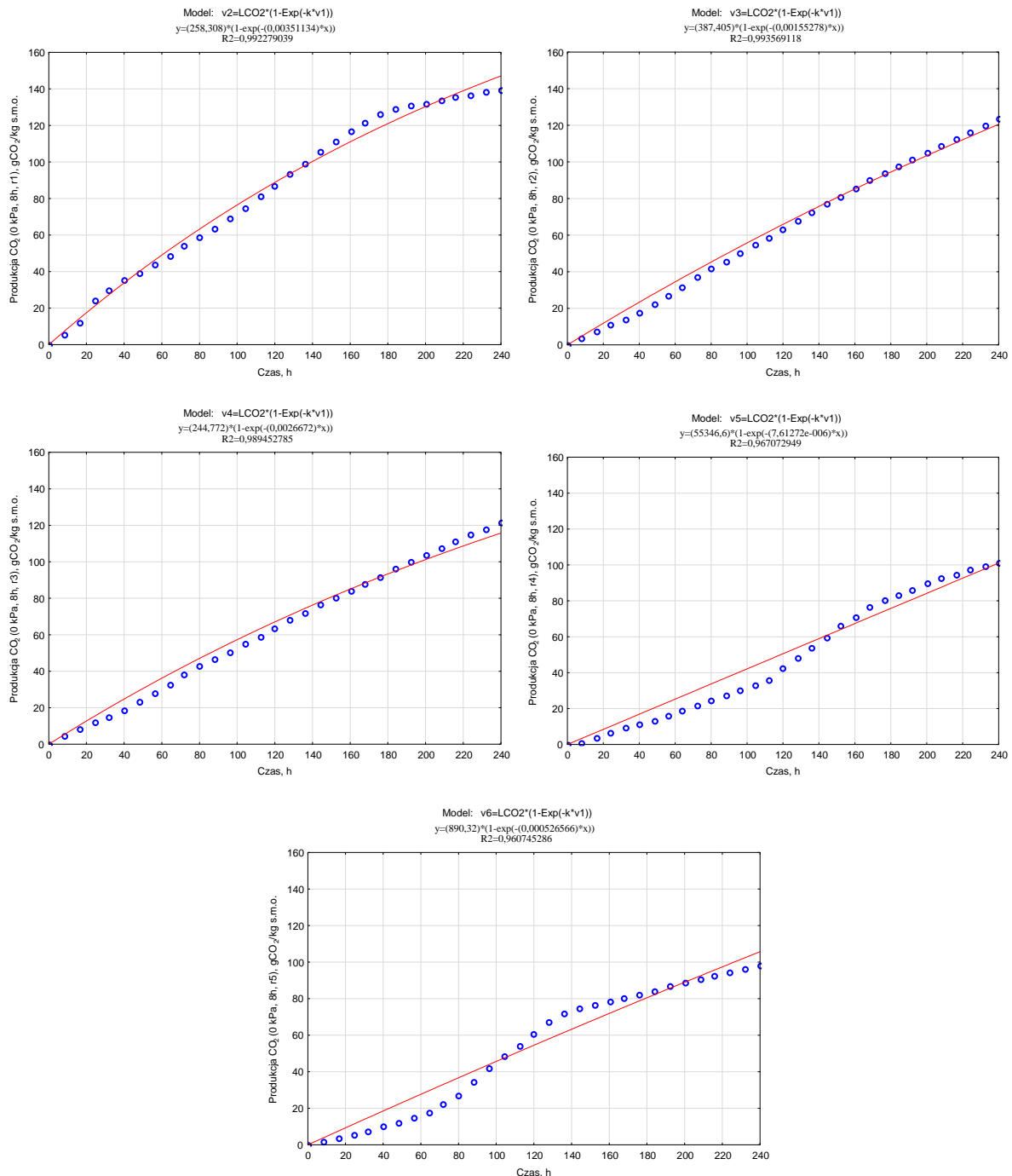
Produkcja CO₂ dla ciśnienia 100 kPa i częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h dla 240 godzinowego procesu wahała się od 293,51 do 361,41 gCO₂/kg s.m., a średnio produkcja osiągnęła łącznie 318,29 gCO₂/kg s.m. (Rys. 5.6.2.3.) Stała szybkości produkcji CO₂ mieściła się w zakresie 0,00011- 0,00017 h⁻¹ i były wyższe w stosunku do wariantu ciśnienia 0 kPa. Średnia $t_{0,5}$ była zbliżona jak do ciśnienia 0 kPa i wyniosła 35 dni, zaś szybkość produkcji CO₂ wyniosła 1,47 gCO₂/kg s.m.·h i była wyższa niż w ciśnieniu kontrolnym (0 kPa).



Rys. 5.6.2.4. Kinetyka produkcji CO₂ w trakcie kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h dla ciśnienia 200 kPa

LCO₂ dla ciśnienia 200 kPa i częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h dla 240 godzinowego procesu wahała się od 237,86 do 361,41gCO₂/kg s.m., a średnio produkcja osiągnęła łącznie 295,44 gCO₂/kg s.m. (Rys. 5.6.2.4.). W przypadku stałej szybkości produkcji CO₂, wartości wyniosły od 0,00461 do 0,00414 h⁻¹ i były wyższe niż w ciśnieniu 0 kPa $t_{wp} = 4$ h. Średnia wartość $t_{0,5}$ wyniosła tylko 12 dni, a szybkość produkcji CO₂ osiągnęła poziom

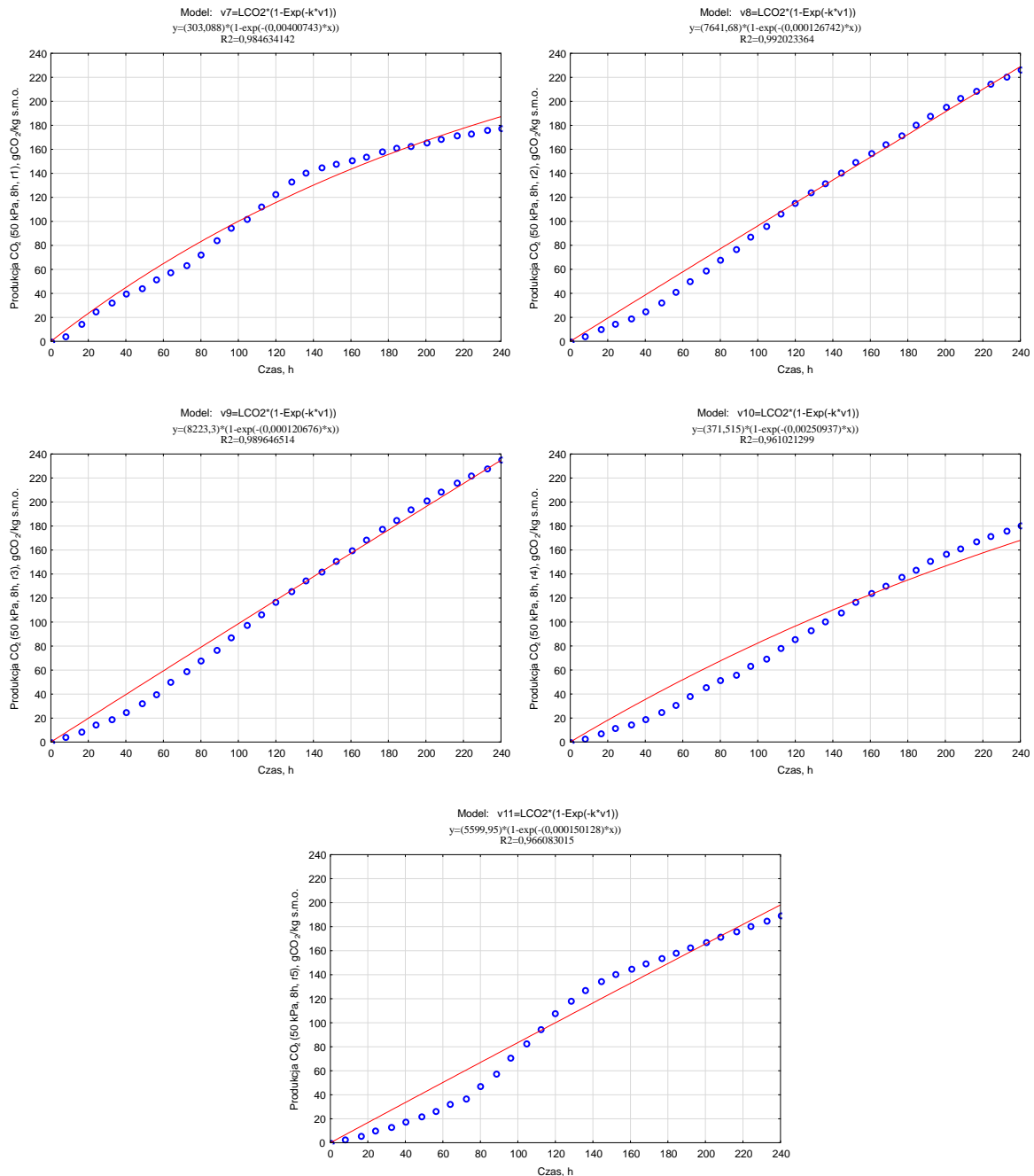
1,57 gCO₂/kg s.m.h. W przypadku t_{0.5} czas produkcji 50% CO₂ był szybszy niż w ciśnieniu 0 kPa, a szybkość produkcji CO₂ była wyższe niż przy ciśnieniu normalnym.



Rys. 5.6.2.5. Kinetyka produkcji CO₂ w trakcie kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza t_{wp} = 8 h dla ciśnienia 0 kPa

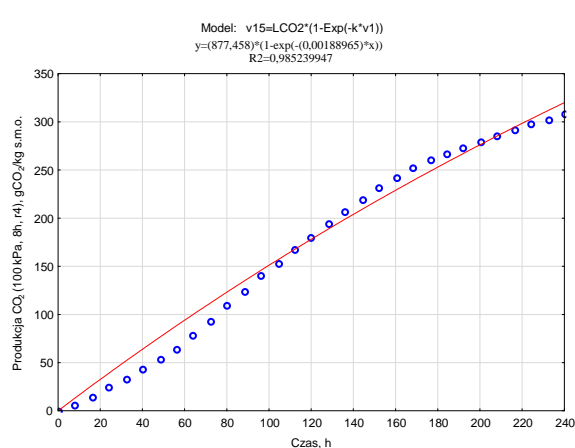
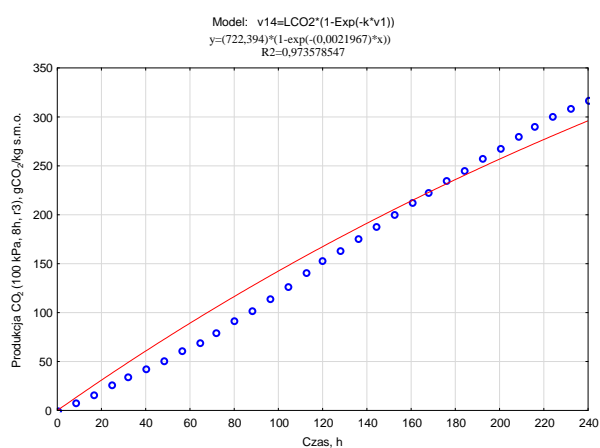
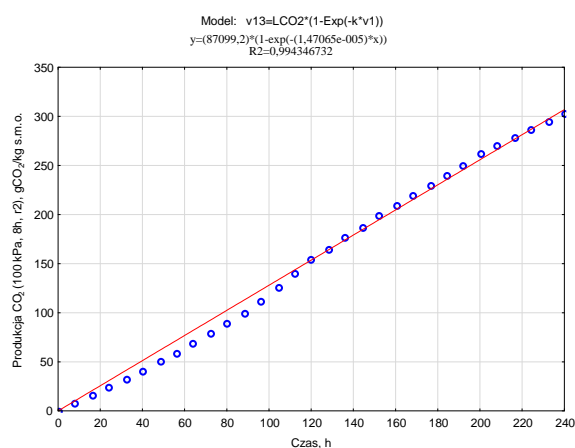
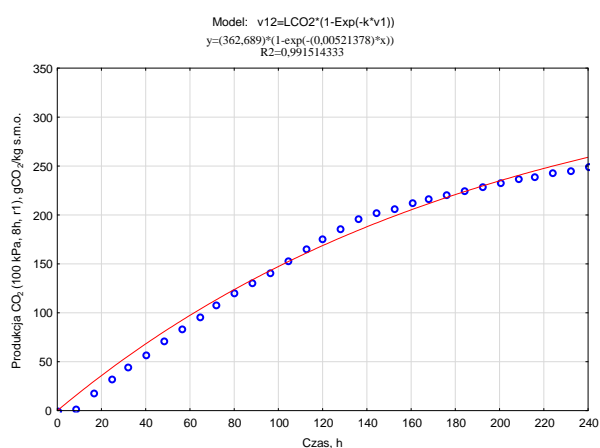
Produkcja CO₂ dla ciśnienia 0 kPa i częstotliwości wymiany powietrza t_{WP} = 8 h dla 240 godzinowego procesu wahała się od 50,54 do 147,1 gCO₂/kg s.m., a średnio produkcja osiągnęła łącznie 87,25 gCO₂/kg s.m. i była niższa niż w wariancie 0 kPa dla t_{WP} = 4 h. Stała

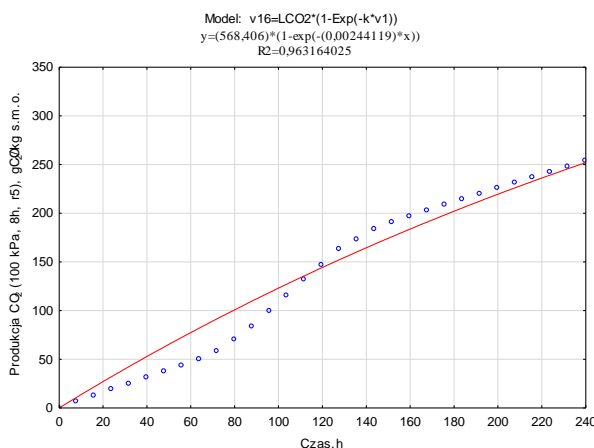
szybkości produkcji CO₂ (k) mieściła się w zakresie od 0,000008 do 0,003511 h⁻¹, a wartość średnia wyniosła 0,001653 h⁻¹ i była wyższa od średniej wartości k dla tego samego wariantu ciśnienia w częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h. Wartość $t_{0,5}$ wyniosła 17 dni, ta wartość była z kolei niższa o połowę niż w wariantcie $t_{wp} = 4$ h. Dodatkowo wyliczono szybkość produkcji CO₂ (r), której średnia wartość wyniosła 0,61 gCO₂/kg s.m.h, wartość r była niższa od wartości dla wariantu 0 kPa przy $t_{wp} = 4$ h.



Rys. 5.6.2.6. Kinetyka produkcji CO₂ w trakcie kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 8$ h dla ciśnienia 50 kPa

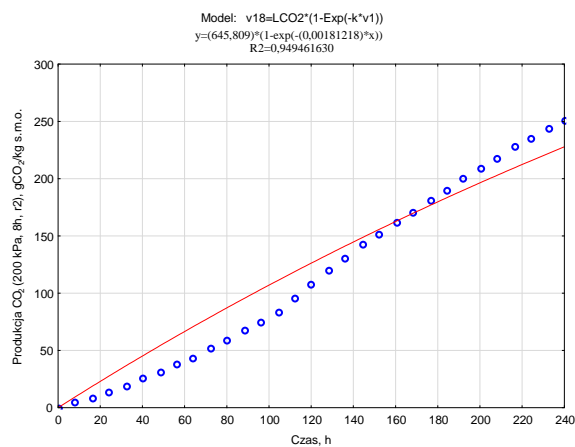
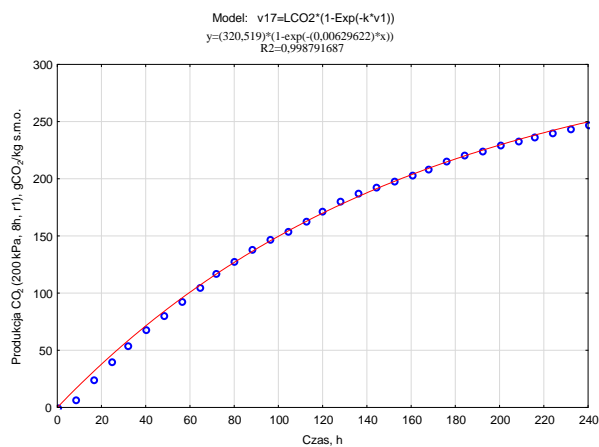
Maksymalna produkcja CO₂ dla ciśnienia 50 kPa i częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 8$ h dla 240 godzinowego procesu wahała się od 96,6 do 198,18 gCO₂/kg s.m., a średnio produkcja osiągnęła łącznie 143,12 gCO₂/kg s.m. i była wyższa niż dla wariantu ciśnienia kontrolnego przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 8$ h. Stała szybkości produkcji CO₂ (k) wyniosła od 0,000121 do 0,004007 h⁻¹, a wartość średnia wyniosła 0,001383 h⁻¹ i była niższa od średniej wartości k dla tego samego wariantu ciśnienia w częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 8$ h. Stała szybkości produkcji k w $t_{WP} = 8$ h, była wyższa niż w $t_{WP} = 4$ h. Czas wytworzenia 50% LCO₂ ($t_{0,5}$) wyniósł 21 dni, ta wartość była wyższa niż dla wariantu 0 kPa przy $t_{WP} = 8$ h z kolei była niższa niż w przypadku tego samego ciśnienia ale w częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4$ h. Dodatkowo wyliczono szybkość produkcji CO₂ (r), której średnia wartość wyniosła 0,99 gCO₂/kg s.m.h, wartość r była wyższa od wartości dla wariantu 0 kPa przy $t_{WP} = 8$ h, a także niższa od wartości r w tym samym ciśnieniu ale przy $t_{WP} = 4$ h.

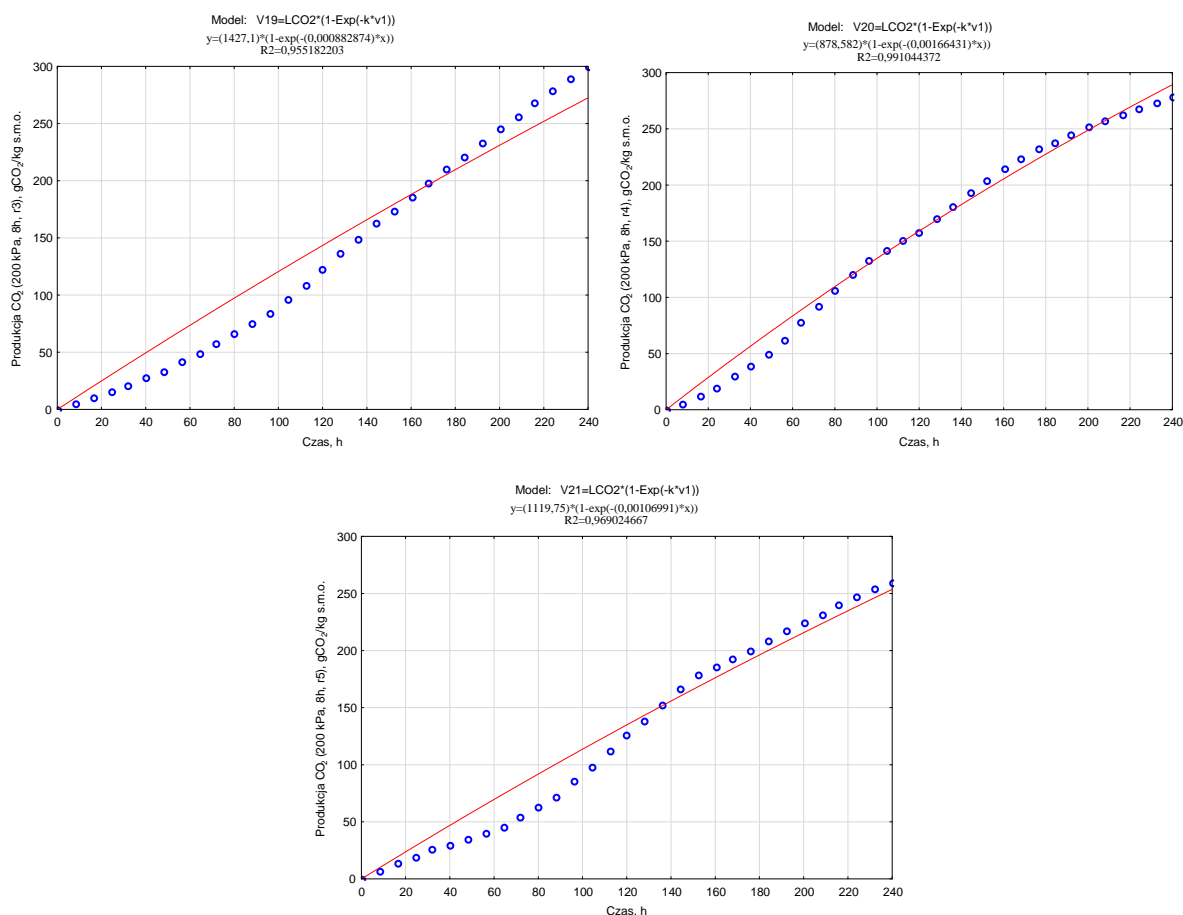




Rys. 5.6.2.7. Kinetyka produkcji CO₂ w trakcie kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 8$ h dla ciśnienia 100 kPa

Produkcja CO₂ dla ciśnienia 100 kPa i częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 8$ h dla 240 godzinowego procesu wahała się od 153,57 do 258,91 gCO₂/kg s.m., a średnio produkcja osiągnęła łącznie 201,99 gCO₂/kg s.m i była niższa niż dla wariantu $t_{wp} = 4$ h tego samego ciśnienia. Wartość stałej szybkości produkcji CO₂ (k) wyniosła od 0,000015 do 0,00521 h⁻¹, a wartość średnia wyniosła 0,002351 h⁻¹ i była niższa od średniej wartości k dla wariantu ciśnienia normalnego przy tej samej częstotliwości wymiany powietrza (8 h), ale była wyższa od k dla tego samego wariantu ciśnienia w częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h. Czas $t_{0,5}$ wyniósł 12 dni, ta wartość była niższa niż dla wariantu 0 kPa przy $t_{wp} = 8$ h, a także dla tego samego ciśnienia ale w częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h. Średnia szybkość produkcji CO₂ (r), wyniosła 1,56 gCO₂/kg s.m.h, wartość r była wyższa od wartości dla wariantu 0 kPa przy $t_{wp} = 8$ h, oraz tego samego ciśnienia (100 kPa) przy $t_{wp} = 4$ h.

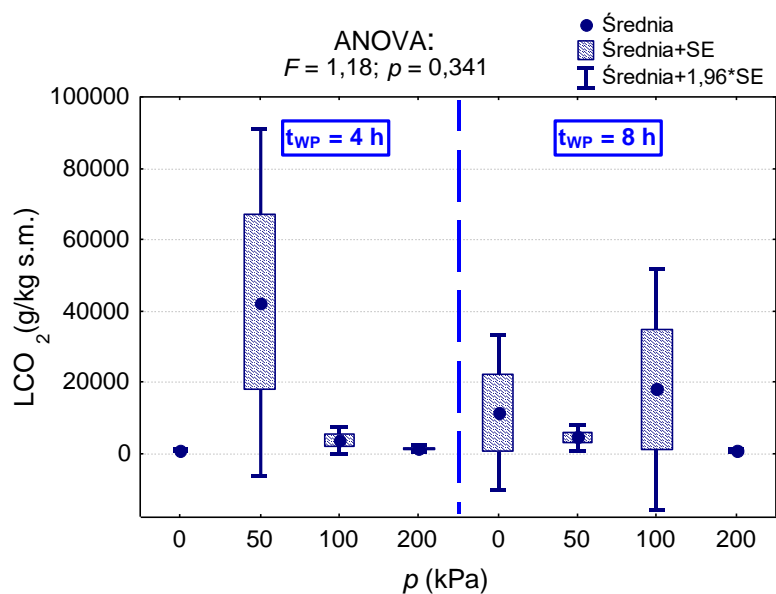




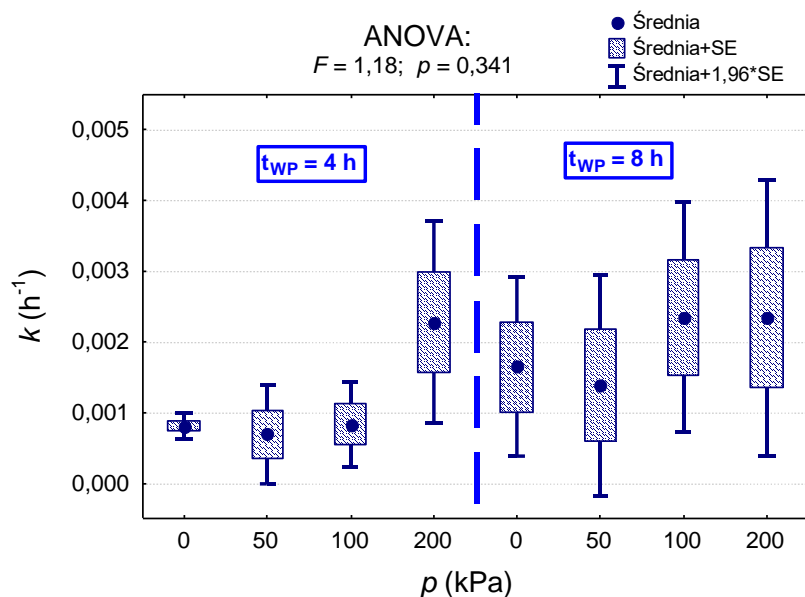
Rys. 5.6.2.8. Kinytyka produkcji CO₂ w trakcie kompostowania przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 8$ h dla ciśnienia 200 kPa

Produkcja CO₂ dla ciśnienia 200 kPa i częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 8$ h dla 240 godzinowego procesu wahała się od 126,22 do 253,58 gCO₂/kg s.m., a średnio produkcja osiągnęła łącznie 186,42 gCO₂/kg s.m. (Rys. 5.6.2.8.) i była wyższa od produkcji CO₂ w ciśnieniu 0 kPa przy $t_{wp} = 8$ h. Produkcja CO₂ dla ciśnienia 200 kPa i częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 8$ h była niższa od tego samego wariantu ciśnienia przy $t_{wp} = 4$ h (Rys. 6.7.2.4.) Stała szybkości produkcji CO₂ (k) wyniosła od 0,000883 do 0,0063 h⁻¹, a wartość średnia wyniosła 0,002345 h⁻¹ i była wyższa od średniej wartości k dla ciśnienia normalnego przy tej samej częstotliwości wymiany powietrza ($t_{wp} = 8$ h), ale niższa od tego samego wariantu ciśnienia w częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp} = 4$ h. Czas $t_{0,5}$ wyniósł 12 dni, ta wartość była niższa niż w wariacie ciśnienia 0 kPa, $t_{wp} = 8$ h, także była niższa od tego samego wariantu ciśnienia przy $t_{wp} = 4$ h. Średnia szybkość produkcji CO₂ (r), która wartość wyniosła 1,42 gCO₂/kg s.m.h, wartość r była wyższa od wartości dla wariantu 0 kPa przy tej samej częstotliwości wymiany powietrza, z kolei r dla 200 kPa, $t_{wp} = 8$ h było niższe niż w tym samym wariacie ciśnienia ale dla $t_{wp} = 4$ h.

Wykonano również analizę wariancji parametru LCO_2 oraz współczynnika k testem ANOVA (Rys. 5.6.2.9, Rys. 5.6.2.10).



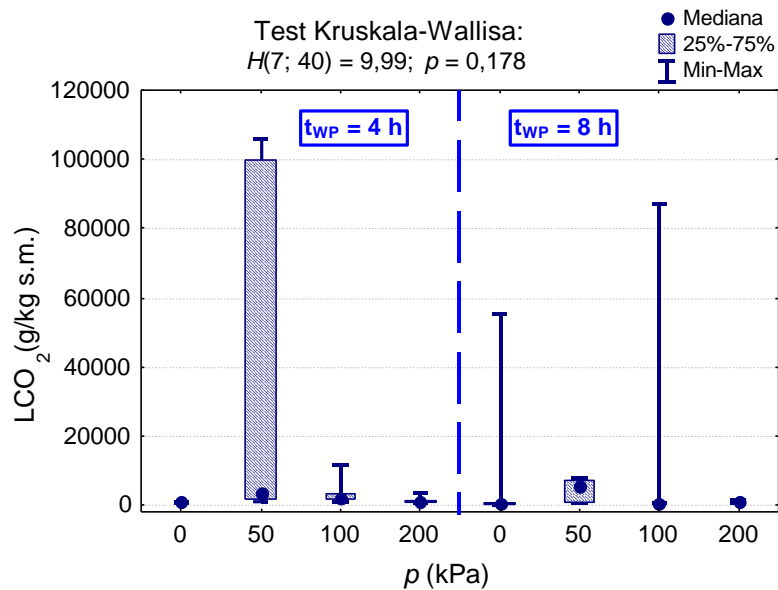
Rys. 5.6.2.9. Maksymalna produkcja LCO_2 przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP} oraz wyniki testu istotności (analiza wariancji)



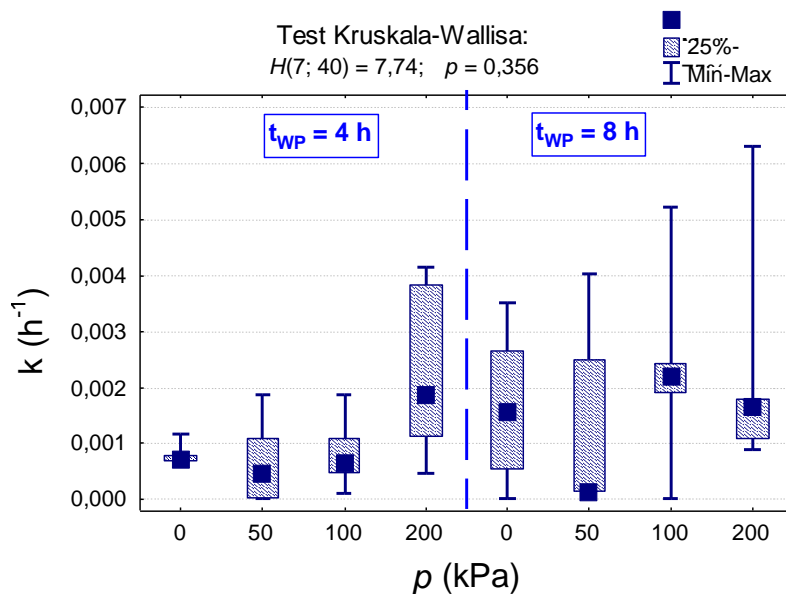
Rys. 5.6.2.10. Współczynnik k przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP} oraz wyniki testu istotności (analiza wariancji)

Analiza wariancji nie wykazała istotnie statystycznych różnic między doświadczeniami, dodatkowo rozkład maksymalnej produkcji CO_2 były silnie asymetryczne, w dwóch wariantach częstotliwości wymiany powietrza (4h oraz 8h). Ciśnienia 50 kPa w $t_{WP}= 4$ h oraz 0 kPa i 100 kPa w $t_{WP}= 8$ h, wykazała ujemną dolną granicę przedziału ufności (Rys. 5.6.2.9), co wskazuje,

że parametryczną analizę wariancji należy zastąpić nieparametrycznym odpowiednikiem analizy wariancji- testem Kruskala- Wallisa, co przedstawiają rysunki: 5.6.2.11 oraz 5.6.2.12.



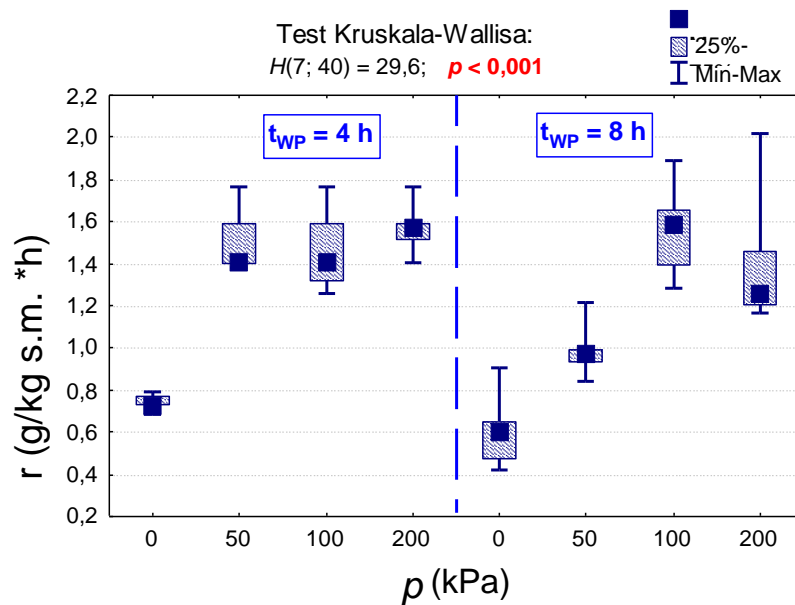
Rys. 5.6.2.11. Maksymalna produkcja LCO_2 przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP} oraz wyniki testu istotności (test Kruskala-Wallisa)



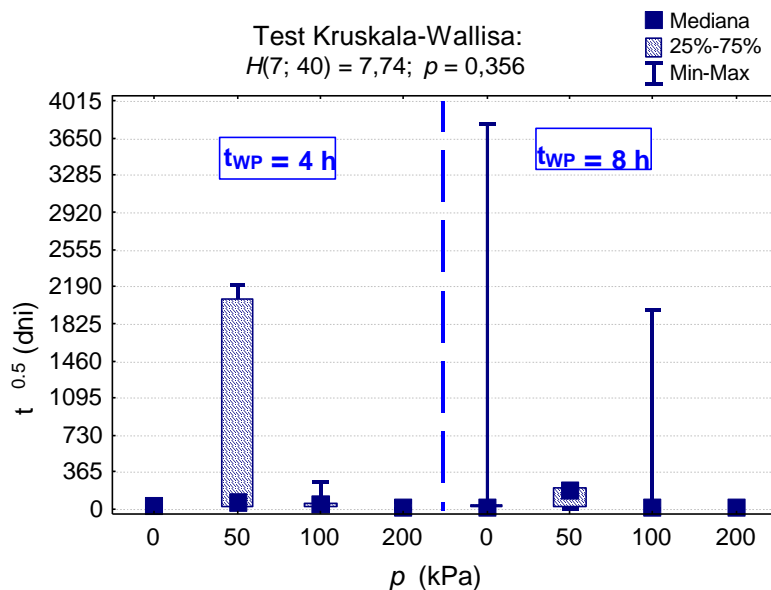
Rys. 5.6.2.12. Współczynnik k przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{WP} oraz wyniki testu istotności (test Kruskala-Wallisa)

Pomimo zastosowania testu Kruskala- Wallisa nie zauważono istotnych różnic statystycznych w kinetyce produkcji CO_2 oraz współczynnika k w modelowaniu pierwszego rzędu.

Test Kruskala- Wallisa wykonano również dla r oraz $t_{0,5}$, co przedstawiają rysunki: 5.6.2.13 oraz 5.6.2.14.



Rys. 5.6.2.13. Szybkość produkcji CO_2 (r) przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{wp} oraz wyniki testu istotności (test Kruskala-Wallisa)



Rys. 5.6.2.14. Współczynnik $t_{0,5}$ przy czterech ciśnieniach p i dwóch częstościach wymiany powietrza t_{wp} oraz wyniki testu istotności (test Kruskala-Wallisa)

Test Kruskala- Wallisa wykonany dla szybkości produkcji CO_2 (Rys. 5.6.2.13) wykazał statystyczne różnice tylko i wyłącznie dla ciśnienia kontrolnego przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}=4\text{ h}$ w stosunku do pozostałych wariantów ciśnień tej częstotliwości ($t_{wp}=4\text{ h}$). W przypadku częstotliwości $t_{wp}=8\text{ h}$, statystyczne różnice odnotowano w przypadku ciśnienia

kontrolnego (0 kPa), w stosunku do ciśnień 100 oraz 200 kPa. Porównując dwie częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}= 4$ h oraz $t_{wp}= 8$ h, statystycznych różnic nie odnotowano (Rys. 5.6.2.13).

W teście Kruskala- Wallisa dla współczynnika $t_{0,5}$ dla czterech ciśnień i dwóch częstościach wymiany powietrza (Rys. 5.6.2.14) statystycznych różnic nie odnotowano.

6. Dyskusja wyników

Aktywność mikroorganizmów podczas badania AT_4 zmniejszyła się we wszystkich badanych wariantach ciśnienia oraz przewietrzania bioreaktorów. Wartość początkowa wynosiła średnio 109,73 mg O_2/g s.m. Najwyższym spadkiem aktywności oddechowej mikroorganizmów charakteryzowały się warianty ciśnienia 50 kPa oraz 200 kPa przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}= 8$ h. Aktywność oddechowa mikroorganizmów spadła tam do wartości 38,6 mg O_2/g s.m.. Przy częstotliwości $t_{wp}= 4$ h wartość AT_4 spadła do 53,9 mg O_2/g s.m. w przypadku 50 kPa i była to najniższa wartość w tej częstotliwości przewietrzania bioreaktorów. Spadkami aktywności oddechowej wykazały się również badania prowadzone przez Lasaridi i in. (2018), w których to badaniach miał miejsce spadek z wartości początkowej 55 mg O_2/g s.m. do nawet 22 mg O_2/g s.m., co jak podaje również Lasaridi i in. (2000) wartość to odpowiada ustabilizowanym kompostom. Jak wskazuje Sidelko i in. (2014) oraz Lornage i in. (2007) takie spadki są spowodowane ubytkiem zawartości organicznej, która podczas prowadzenia procesu w skutek mineralizacji maleje. Według Dziennika Ustaw 2019 poz. 701, proces biologicznego przetwarzania odpadów w warunkach tlenowych należy prowadzić zgodnie z wymaganiami co najmniej 2 tygodni aż do czasu osiągnięcia wartości AT_4 poniżej 10 mg O_2/g s.m. (przy prowadzeniu kompostowania dwuetapowego), przy czym przepis ten dotyczy odpadów komunalnych. W przypadku odpadów pochodzenia rolniczego takiej konieczności nie ma. Zaznaczyć także należy, iż kompostowanie do uzyskania AT_4 poniżej 10 mg O_2/g s.m. wymaga dłuższego czasu zatrzymania niż 2 tygodnie. Stąd też, w opisywanych badaniach, uzyskanie $AT_4 < 10$ mg O_2/g s.m. nie stanowiło funkcji celu.

W trakcie badań nad wilgotnością produktu kompostowanego w warunkach hiperbarycznych przy częstotliwości przewietrzania masy kompostowanej $t_{wp}= 4$ h, odnotowano wzrost wilgotności od 3,3% do 6%. W przypadku częstotliwości przewietrzania $t_{wp}= 8$ h, spadek wilgotności materiału w stosunku do wartości początkowej odnotowano w wariantcie ciśnienia 50 kPa, w pozostałych wariantach nastąpił wzrost od 0,3% (0 kPa) do 2,8% (100 kPa). Stwierdza się, że przy częstotliwości przewietrzania $t_{wp}= 8$ h uzyskano niższy przyrost wilgotności materiału. W przypadku spadku wilgotności materiału zaleca się podlewanie pryzm z materiałem kompostowanym, jednak przystępniejszą formą jest dodanie w odpowiednich proporcjach materiałów zatrzymujących wodę co spowoduje zatrzymanie wody w materiale (Caceres i in., 2015). Również Ruggieri i in. (2008) zalecają nawadnianie pryzm w przypadku systemów napowietrzonych. Jednak w badaniach zastosowano system

zamknięty kompostowania, bez odprowadzania odcieków, dzięki czemu wilgotność została zachowana na odpowiednim poziomie.

Po analizie wyników zauważono, że najlepszą efektywnością spadku zawartości materii organicznej charakteryzowała się częstotliwość przewietrzania bioreaktorów $t_{wp}= 8$ h. Sprawność usunięcia materii organicznej była wyższa o 1,6% od badań przy częstotliwości przewietrza $t_{wp}= 4$ h. Wpływ na taki wynik mogły mieć niedobory tlenu, które występowały w $t_{wp}= 8$ h, przez które zachodziły procesy beztlenowe. Jak przedstawia w swoich badaniach Ball i in. (2017) starty przy prażeniu powiązane są z aktywnością tlenową mikroorganizmów. W niedojrzałych próbkach kompostu wykazano 23 g/kg LOI, a w dojrzałych próbach kompostu było to 18 g/kg LOI dla porównania przedstawiono również materiał wejściowy który zawierał 76 g/kg LOI. W przypadku badań strat przy prażeniu po kompostowaniu w warunkach hiperbarycznych średnia strat przy częstotliwości $t_{wp}= 4$ h, wyniosła 85,26%, przy częstotliwości $t_{wp}= 8$ h wyniosła 83,64%, a starty przy prażeniu materiału przed kompostowaniem wyniosły 88,97%. Barrena i in. (2014) stabilność kompostu definiują jako stopień rozkładu materiałów biodegradowalnych. Gdy kompost jest niestabilny, a co za tym idzie niedojrzały, tak jak w przypadku badań Ball i in. (2017), gdzie odnotowano znaczną różnicę w zawartości w g/kg LOI, zawiera on znaczne ilości materiału biodegradowalnego, który umożliwia rozwój wysoce aktywnych drobnoustrojów. Jednakże badania nie były nakierowane na pełną stabilizację materii organicznej, co wymagałoby znacznie dłuższego czasu zatrzymania. Celem było wykazanie wpływu stosowania podwyższonego ciśnienia oraz intensywności przewietrzania na przemiany rozkładu materii organicznej w inicjalnej fazie procesu. Badania w zakresie wpływu ciśnienia i warunków tlenowych na stabilizację i dojrzewanie kompostu powinny być kontynuowane.

Najwyższym ubytkiem masy odpadów charakteryzował się wariant z ciśnieniem 200 kPa przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}= 8$ h (25,5% w stosunku do masy początkowej substratu przeznaczonego do procesu), podobnie było przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}= 4$ h (też najwyższym ubytkiem charakteryzował się wariant 200 kPa). Najmniejszy ubytek masy wystąpił w $t_{wp}= 4$ h, 100 kPa i wyniósł on 19,6% w stosunku do masy początkowej substratu. Ogólne zmniejszenie objętości, a za czym idzie ubytek masy wynika nie tylko z rozkładu materii organicznej na inne lotne związki (CO_2 , H_2O , NH_3), ale także z fragmentacji i zagęszczenia materiału w trakcie całego procesu (Guo i in. 2012). Ubytek masy ma związek z wilgotnością materiału po procesie kompostowania, ponieważ skroplona para, która była wydzielona podczas procesu badawczego została na dnie bioreaktora.

Bhat i in. (2017) podają, że odczyn pH jest bardzo ważny w ocenie dojrzałości i jakości kompostu. We wszystkich badanych wariantach ciśnień oraz wariantach napowietrzania ($t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h) odnotowano wzrost odczynu pH z poziomu 5,9. Najwyższym wzrostem charakteryzowało się ciśnienie kontrolne (0 kPa) w wariantcie $t_{wp}=8$ h. Wzrosło ono do 7 pH, w pozostałych wariantach ciśnień odczyn pH odnotowano na poziomie 6,8. W prowadzonych badaniach przez Beck-Friss i in. (2001) również zauważono wzrost odczynu pH z kwaśnego (4,5-5,5) na zasadowy (8-9) wraz ze zmianą warunków mezofilnych na termofilne, co jest zgodne z optymalną wartością odczynu podaną przez Steven i Clark (1979). Hogg i in. (2002) stwierdzili, że kompost w zakresie 6-8,5 pH jest idealny do aplikacji glebowej.

W wynikach testu istotności zawartości pierwiastków zauważono wzrost zawartości N w prawie wszystkich badanych wariantach ciśnień dwóch częstotliwościach przewietrzania bioreaktora w stosunku do próby kontrolnej, co jest typowym zjawiskiem związanym z usuwaniem węgla, wodoru i tlenu w wyniku rozkładu materii organicznej. Jedynie w ciśnieniu kontrolnym 0 kPa w $t_{wp}=8$ h, nie zauważono różnic w stosunku do substratu. Jak podaje Cáceres i in (2006) oraz Nolan i in (2011), nityfikacja sprzyja naturalnemu zakwaszeniu materiału kompostowego w wyniku uwolnienia H^+ . Wzrost zawartości azotu jest związany ze spadkiem zawartości węgla organicznego w produkcie kompostowania. Analogicznie do wzrostu N, spada zawartość C w mieszance kompostowanej. Zgodnie z oczekiwaniami stosunek C/N spadł, co w swoich badaniach przedstawia również Villaseñor i in. (2011).

Również w trakcie prowadzonego doświadczenia wzrosła zawartość potasu oraz fosforu w stosunku do zawartości w próbie kontrolnej, we wszystkich wariantach ciśnienia i częstotliwości wymiany powietrza. Pramanik i in. (2007), uważa, że wzrost fosforu wynika z powstawania kwasu podczas rozkładu odpadów organicznych i jest odpowiedzialny za rozpuszczanie nierozpuszczalnego fosforu. Podobne zależności wykazały badania prowadzone przez Kaosol i in. (2012), gdzie też odnotowano wzrost tych dwóch pierwiastków po procesie kompostowania.

W przeprowadzonych doświadczeniach kompostowania w warunkach hiperbarycznych w większości cykli odnotowano gwałtowny wzrost temperatury w ciągu 24 godzin od inicjacji procesu do 40°C co wskazuje na osiągnięcie drugiej fazy kompostowania (faza termofilna). Według Jolanun i Towparyoon (2010), taki gwałtowny wzrost temperatury jest wynikiem metabolicznej aktywności drobnoustrojów, gdyż ciepło jest uwalniane przez oddychanie mikroorganizmów. Dodanie zielonych odpadów lub innego materiału z bardziej oporną pulą C może pomóc w osiągnięciu i utrzymaniu temperatur w zakresie termofilnym przez dłuższy czas, a także poprawić degradację i stabilizację surowca (Liu i Price, 2011).

Po osiągnięciu fazy termofilnej nastąpił gwałtowny spadek temperatury, a w następstwie powrót do warunków zbliżonych do otoczenia pod koniec okresu kompostowania, co jest wskaźnikiem, że aktywność mikroorganizmów termofilnych uległa spowolnieniu (Nolan i in., 2011). Innym wytłumaczeniem może być to, iż mikroorganizmy termofilne się nie wykształciły, nastąpiła kumulacja ciepła w reaktorze, co spowodowało inhibicję mikroorganizmów mezofilowych. Zagadnienie to powinno być badane w przyszłości z wykorzystaniem metod stosowanych w mikrobiologii lub biologii molekularnej. Dowodem na to, może być fakt wystąpienia szczytu temperatury w bardzo krótkim czasie. Jusoh i in. (2013) przeprowadzili doświadczenia nad kompostowaniem z dodatkiem mikroorganizmów (EM). W wynikach ukazują, że kompostowanie z dodatkiem EM w pierwszym dniu prowadzenia badań wzrasta o 13°C, osiągnięcie temperatur szczytowych występuje w 10 dni prowadzenia badań (z dodatkiem EM), a próby bez EM dopiero w 11 dniu. Jak podaje w swoich badaniach Ekinci i in. (2004), na osiągnięcie temperatur ma wpływ ilość dostępnego tlenu dla mikroorganizmów poprzez między innymi wymuszone napowietrzanie (w metodzie statycznej). Aby zmiany temperatury podczas procesu przebiegały według idealnego wzoru dla procesu kompostowania, należy zapewnić odpowiednie zarządzanie napowietrzaniem (Guo i in. 2012). Także Haug (1993) nadmienia, że wentylacja pomaga usunąć ciepło uwalniane metabolicznie i pozwala na przepływ tlenu przez kompost, co potwierdzają wyniki badań dwóch częstotliwości $t_{wp}= 4$ h oraz $t_{wp}= 8$ h.

Analiza zmian temperatur odpadów po rolniczych w warunkach hiperbarycznych wykazała, że pomiary temperatur w przedstawionych wariantach ciśnień, przy częstotliwości przewietrzania co 4 h, przebiegają w bardzo zbliżonym zakresie, dzięki czemu charakteryzują się one dużą powtarzalnością wyników. We wszystkich próbach odnotowano wzrost temperatury od pierwszych godzin trwania procesu badawczego. Wariant 50 kPa, wyróżnia to, że już w 38 h trwania procesu zostało osiągnięte minimum termiczne (t^P) potrzebne do przeprowadzenia procesu. W innych wariantach ciśnień t^P , osiągnięta była dopiero pomiędzy 80, a 104 h trwania procesu. Dla wszystkich badanych wariantów ciśnień, przy częstotliwości wymiany powietrza w bioreaktorze co 4 h, można zauważyć, że najwyższa temperatura została osiągnięta od 80 h do 116 h trwania procesu (40- 56°C). Zadane ciśnienie miało wpływ na szybkość wzrostu temperatury w poszczególnych wariantach. Najszybszy wzrost temperatury oraz najwyższą temperaturę odnotowano dla wariantu 200 kPa. Powyższe spostrzeżenia potwierdzają hipotezę 1.

Niestety w wariacie wymiany powietrza co 8 h nie zauważono wysokiej powtarzalności wyników dla poszczególnych wariantów ciśnienia, wpływ na taki przebieg temperatur mogło mieć występowanie niedoborów tlenu i zachwianie procesów stabilizacji materii organicznej. Faza spadku temperatur w przypadku wariantu wymiany powietrza co 8 h nie była tak wyrazista jak w wariacie wymiany powietrza co 4 h. W przypadku wymiany powietrza w bioreaktorach co 8 h, trudno jest wskazać średni czas, w którym osiągnana była faza maksimum temperatury (T^{\max}). Wszystkie warianty badanych ciśnień, przy częstotliwości przewietrzania reaktora co 8 h, uzyskują w całym procesie temperatury w zakresie 22,8°C do 59,5°C. Podobnie jak w przebiegu temperatur w wariacie (co 4 h) można wyróżnić 3 fazy: fazę wzrostu temperatury, fazę osiągnięcia maksimum z okresem stabilizacji oraz fazę spadku- wychładzania. Jedynie w niektórych powtórzeniach można wyróżnić czwartą fazę, fazę stagnacji temperatury, która występowała w wariacie ciśnienia 0 kPa- pomiar 1, 50 kPa- pomiar 1, oraz wariant 100 kPa- pomiar 1. Największą stabilnością przebiegu temperatury w wariacie wymiany powietrza co 8 h charakteryzują się warianty ciśnień 100 oraz 200 kPa. Średnie temperatury podczas całego doświadczenia charakteryzowały się płynnością przebiegu, bez gwałtownych spadków oraz wzrostów. Powyższa analiza spadku częstotliwości wymiany powietrza w bioreaktorze spowodowała obniżenie temperatury procesu co potwierdza hipotezę 3.

Ustanowienie odstępów czasowych przewietrzania umożliwia zarządzanie i optymalizację dowolnego procesu kompostowania oraz niedopuszczania do warunków deficytu tlenowego (Petric i in., 2012), który występował przy częstotliwości $t_{wp}= 8h$, a w związku z czym wahań temperatur i braku wysokiej powtarzalności wyników dla danego wariantu ciśnienia.

Podczas analizy stężenia CO_2 w gazach procesowych w trakcie kompostowania odpadów po rolniczych w warunkach hiperbarycznych, wykazano, że podczas doświadczenia z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}= 4 h$, we wszystkich badanych wariantach ciśnień stężenie CO_2 nie przekracza 14%. W pomiarach zawartości CO_2 w przedstawionych wariantach ciśnień obserwowano wysoką powtarzalność zmian zawartości dwutlenku węgla. Dla wszystkich badanych wariantów ciśnień, przy częstotliwości wymiany powietrza w bioreaktorze, która wynosiła 4 godziny, zauważono, iż najwyższe stężenie CO_2 zostało osiągnięte od 76 godziny do 120 godziny trwania procesu. Występowanie maksymalnego stężenia w czasie zależało od zastosowanego ciśnienia: najwcześniej maksimum wystąpiło przy ciśnieniach 200 kPa – około 76 godzin po rozpoczęciu eksperymentu, co wskazuje na najwyższą intensywność przemian w fazie wzrostu. Najpóźniej w próbie kontrolnej 108-120 godzinie. W przypadku ciśnień 100 i 200 kPa obserwowano pojawienie się dwóch maksimów

stężenia CO₂, przy czym to drugie było wyższe. Najwyższe stężenie 11,1% uzyskano w wariancie 50 kPa od 84 do 100 godziny procesu. Obserwowano we wszystkich wariantach spadek stężenia CO₂ od wartości maksymalnych do wartości około 2%, przy czym najintensywniejszy spadek stężenia CO₂ obserwowano w wariancie 200 kPa, gdzie już około 40 godzin po maksimum stężenie przyjmowało wartości na poziomie 2%.

W trakcie doświadczenia z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}= 8$ h, we wszystkich badanych wariantach wystąpiły warunki beztlenowe. W pomiarach zawartości CO₂ w przedstawionych wariantach ciśnień przy częstotliwości $t_{wp}= 8$ h zaobserwowano w przeciwieństwie do częstotliwości $t_{wp}= 4$ h niską powtarzalność zmian zawartości dwutlenku węgla. W większości badanych wariantów ciśnień, zauważono, iż najwyższe stężenie CO₂ zostało osiągnięte od 72 godziny do 120 godziny trwania procesu (podobnie jak przy doświadczeniu z częstotliwością wymiany powietrza $t_{wp}= 4$ h). Występowanie maksymalnego stężenia w czasie nie zależało od zastosowanego ciśnienia (tak jak w przypadku doświadczenia z częstotliwością wymiany powietrza $t_{wp}= 4$ h). Praktycznie we wszystkich wariantach i każdym pomiarze odnotowano stężenie CO₂, maksymalne czyli 20%. W ten sposób osiągnano warunki beztlenowe, które zaburzały właściwe przeprowadzenie procesu kompostowania w warunkach hiperbarycznych.

W badaniach Poulsen (2011) przedstawił zawartości CO₂ w przyzmach otwartych o wymiarach 1,8 m wysokości 4,4 m szerokości, przyzmy nie były napowietrzane. Opisał, że największą ilość CO₂ została wyprodukowana przy podstawie przyzm. Zawartość CO₂ osiągała najwyższe wartości 300-740 g/m³h, w drugiej połowie prowadzenia procesu (od 5 do 11 dnia). W pierwszych dniach trwania procesu zawartość nie przekraczała 200 g/m³h CO₂. Było to spowodowane odległością i niemożliwością cyrkulacji CO₂ w przyzmy, obracanie przyzm, według Poulsena miało to znaczący wpływ na koncentrację rozkładu CO₂ powodując zwiększenie stężenia O₂ u nasady przyzmy. Po 2-3 dniach od przewróceniu badanych przyzm i ponownym pomiarze rozkładu stężeń gazów powracały one do wysokich wartości. Ahn i in. (2011) również przeprowadzili badania kompostowania, podczas których to badali emisję CO₂, wykazali, że już w ciągu pierwszych dni przyzmy statyczne osiągnęły wartości szczytowe stężenia CO₂. Wykazali, że 70% całkowitej emisji CO₂ nastąpiło w przeciągu 23 dni od rozpoczęcia procesu. Również Ahn i in. (2011) zauważyli, że przez większość pierwszych 23 dni procesu stężenie O₂ wynosiło poniżej 5% co skutkowało utrzymaniem warunków beztlenowych, co prowadziło do wytwarzania się CH₄. Dlatego w badaniach nad kompostowaniem w warunkach hiperbarycznych zastosowano dolne napowietrzanie bioreaktorów i dwie częstotliwości przewietrzania $t_{wp}= 4$ h oraz $t_{wp}= 8$ h. W wynikach

kompostowania w warunkach hiperbarycznych przy częstotliwości $t_{wp} = 8$ h częściej można zauważyć niedobory tlenu- warunki beztlenowe, co jest zauważalne w kinetyce produkcji CO_2 kompostowania w warunkach hiperbarycznych. Przy częstotliwości przewietrzania $t_{wp} = 8$ h produkcja cO_2 dla 240 godzinowego procesu nie przekroczyła średnio $201,99 \text{ gCO}_2/\text{kg s.m}$ dla ciśnienia 100 kPa , co świadczyć może o niedoborach O_2 . W przypadku częstotliwości $t_{wp} = 4$ h, kinetyka produkcji CO_2 osiągnęła minimalnie $295,44 \text{ gCO}_2/\text{kg s.m}$ przy ciśnieniu 200 kPa , a maksymalnie $333,25 \text{ gCO}_2/\text{kg s.m}$. dla ciśnienia 50 kPa , co świadczyć może o wyższej intensywności rozkładu materii organicznej, a co za tym idzie zużyciu tlenu.

7. Podsumowanie

Zgodnie z założoną koncepcją, przyjętymi hipotezami oraz celami szczegółowymi pracy przeprowadzono badania nad kompostowaniem odpadów porolniczych w warunkach hiperbarycznych. Aby zweryfikować hipotezy przeprowadzono 8 doświadczeń, 4 doświadczenia z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=4$ h, oraz 4 doświadczenia z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=8$ h. Każde doświadczenie różniło się od siebie czterema wariantami ciśnień: wariant 1: 0 kPa (kontrolna), wariant 2: 50 kPa, wariant 3: 100 kPa, wariant 4: 200 kPa. We wszystkich doświadczeniach i wariantach przeprowadzono badania na tym samym materiale wejściowym, który charakteryzował się początkową wilgotnością 60% oraz masą 2000g. W czasie kompostowania odpadów porolniczych określono również wszystkie parametry uzyskanego produktu.

Wykonane doświadczenie z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=4$ h wykazało, że najwyższą efektywnością w zmianie stopnia stabilizacji AT_4 charakteryzował się wariant z ciśnieniem 50 kPa (50,9%). W porównaniu podczas doświadczenia z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=8$ h charakteryzowały się warianty z ciśnieniem 50 kPa oraz 200 kPa (było to 67,5% oraz 67,6%).

Pomimo występujących deficytów tlenowych w doświadczeniu z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=8$ h, warianty ciśnień tego doświadczenia charakteryzowały się większą efektywnością zmian stopnia stabilizacji AT_4 w stosunku do materiału wejściowego (hipoteza 4). Można zarekomendować do dalszych badań ciśnienia 50 kPa oraz 200 kPa z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=8$ h.

W większości doświadczeń z różnym czasem wymiany powietrza ($t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h), wilgotność wzrastała. Największym przyrostem wilgotności względnej charakteryzował się wariant ciśnienia 0 kPa w doświadczeniu z czasem wymiany powietrza $t_{wp}=4$ h (6%). Spadek odnotowano jedynie w doświadczeniu $t_{wp}=8$ h w wariantcie 50 kPa (1,2%). Zgodnie z równaniem uproszczonej reakcji biodegradacji (Hanze i in.1995), woda jest produktem rozkładu materii organicznej.

Brak ujęcia odcieków dla wody procesowej powodowało wzrost wilgotności produktu kompostowania odpadów porolniczych w warunkach hiperbarycznych. Stwierdza się, że gdyby ujęto odcieki, wilgotność produktu zmniejszyłaby się wprost proporcjonalnie do zwiększenia się wilgotności kompostu, co nie byłoby pożądanym efektem, ponieważ należałoby zastosować zraszanie kompostu, aby utrzymać odpowiednią wilgotność dla utrzymania procesu w warunkach idealnych. Kontynuację badań szczegółowych należałoby przeprowadzić dla

wszystkich wariantów ciśnień z czasem wymiany powietrza $t_{wp}=4$ h, warianty zadanych ciśnień, gdyż w tym doświadczeniu wykazały się największym przyrostem wilgotności kompostu, co jest związane ze zwiększeniem efektywności procesu (hipoteza 4).

Podczas badań strat przy prażeniu suchej masy (LOI) stwierdzono, że wyższą efektywnością procesu charakteryzowały się próbki wariantów ciśnień 100 kPa oraz 200 kPa w doświadczeniu z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=4$ h oraz próbki wariantów ciśnień 50 kPa, 100 kPa oraz 200 kPa podczas doświadczenia $t_{wp}=8$ h. Analiza tych wyników pozwala potwierdzić, że kompostowanie w warunkach hiperbarycznych zwiększa efektywność procesu (hipoteza 4).

W trakcie analizy ubytku masy produktu, zauważono, że przy obu częstotliwościach wymiany powietrza ($t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h) i przy wariancie o najwyższym zadanim ciśnieniu (200 kPa), charakteryzowały się największymi procentowymi ubytkami masy ($t_{wp}=4$ h- 23,7% oraz $t_{wp}=8$ h- 25,5%). Pozwala to stwierdzić, że warunki hiperbaryczne podczas kompostowania zwiększają efektywność procesu (hipoteza 4).

We wszystkich doświadczeniach z różnym czasem wymiany powietrza ($t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h), stwierdza się wzrost wartości odczynu pH. Odnotowano zmianę odczynu z wartości obojętnej, w kierunku wartości kwasowych (6,8- 7).

Stwierdza się, że warianty ciśnień (0 kPa, 50 kPa, 100 kPa, 200 kPa) oraz częstotliwość wymiany powietrza ($t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h) nie mają wpływu na wartość odczynu pH.

Analiza zawartości składu elementarnego w produkcie po kompostowaniu nie wykazała istotnych różnic pomiędzy wariantami ciśnień oraz częstotliwości wymiany powietrza. Podobnie jak przy wartościach odczynu pH, można stwierdzić, że warianty ciśnień (0 kPa, 50 kPa, 100 kPa, 200 kPa) oraz częstotliwość wymiany powietrza ($t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h) nie mają wpływu na odczyn produktu.

Po analizie wyników stwierdza się, że wzrost ciśnienia powoduje osiągnięcie wyższej temperatury procesu ze względu na wzrost energii wewnętrznej układu bioreaktora (hipoteza 1). Również wzrost ciśnienia podczas prowadzenia procesu kompostowania spowoduje skrócenie czasu osiągnięcia maksymalnej temperatury procesu kompostowania ze względu na wzrost kinetyki procesu rozkładu materii organicznej (hipoteza 2). Analiza wyników wskazuje także, że przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}=8$ h osiągnano niższą temperaturę procesu kompostowania (hipoteza 3).

Rekomenduje się przeprowadzenie dalszych badań dla wariantów ciśnień 50 kPa, 100 kPa przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}=4$ h, charakteryzowały się one dużą stabilnością temperaturową.

Największą produkcję CO₂ dla częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4$ h w całym cyklu procesu kompostowania, osiągnięto w wariacie ciśnienia 50 kPa i wyniosła ona średnio 333,25 gCO₂/kg s.m., przy średnim współczynniku $k = 0,00691$ h⁻¹. Wytworzenie 50% LCO₂ najszybciej osiągnięto w wariacie ciśnienia 200 kPa (5h), w związku z tym szybkość produkcji CO₂ w ciągu 1 godziny w tym zadanym ciśnieniu była najwyższa. Najwyższą kinetykę produkcji CO₂ dla częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 8$ h osiągnięto w wariacie ciśnienia 100 kPa i wyniosła ona średnio 201,99 gCO₂/kg s.m., przy średnim współczynniku $k = 0,00235$.

Stwierdza się, że warunki beztlenowe miały bezkompromisowy wpływ na przebieg temperatur, w związku z czym kontynuację badań kompostowania w warunkach hiperbarycznych należy przeprowadzać z taką częstotliwością wymiany powietrza, aby nie dopuszczać do warunków beztlenowych.

Koniecznym działaniem jest kontynuacja badań w skali laboratoryjnej oraz inicjacja badań w skali technicznej. W przypadku badań laboratoryjnych należałoby zwrócić szczególną uwagę na zainstalowanie odcieków do odprowadzania wody procesowej. Należałoby również wydłużyć czas przetrzymania kompostowanej materii organicznej z 10 dni na dłuższy okres czasu, proponując się minimum 90 dniowy okres przetrzymania, w ten sposób faza dojrzewania kompostu mogła być zakończona. W dalszej kolejności, po przedłużeniu czasu przetrzymania materiału kompostowanego należałoby poddać analizie zawartość składu elementarnego oraz aktywności tlenowej mikroorganizmów. Kolejnym działaniem kontynuacji badań w skali laboratoryjnej powinno być zawężenie wariantów ciśnień, należałoby przeanalizować ciśnienia w skali od 100 kPa do 200 kPa, przy uwzględnieniu odstępów wymiany powietrza, tak aby nie dopuszczać do wytwarzania się warunków beztlenowych. Badania w tej rozprawie doktorskiej wskazały, że dzięki częstotliwości wymiany powietrza $t_{WP} = 4$ h uniknięto niekorzystnych warunków beztlenowych i w tej częstotliwości uzyskano największą powtarzalność wyników przy zadanych wariantach ciśnień. Wobec uzyskania pozytywnych wyników należy badania te kontynuować, szczególnie, przy częstotliwościach przewietrzania < 8 h oraz w zakresie pełnego procesu kompostowania.

8. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Wzrost ciśnienia podczas kompostowania odpadów porolniczych powoduje osiągnięcie wyższej temperatury procesu do średnio 55,7°C przy zadanym ciśnieniu 200 kPa ($t_{wp}=4$ h) ze względu na wzrost energii wewnętrznej układu bioreaktora.
2. Wzrost ciśnienia podczas prowadzenia procesu kompostowania spowoduje skrócenie czasu osiągnięcia temperatury maksymalnej procesu do 80 godzin, w wariancie ciśnienia 200 kPa ($t_{wp}=4$ h) ze względu na wzrost szybkości procesu rozkładu materii organicznej.
3. Zmniejszenie częstotliwości wymiany powietrza z $t_{wp}=4$ h do $t_{wp}=8$ h w skali dobowej osiągnano niższą temperaturę procesu kompostowania i obniżono szybkość rozkładu materii organicznej ze względu na występowanie deficytów tlenowych.
4. Analiza wyników badań pozwala potwierdzić, że kompostowanie w warunkach hiperbarycznych powoduje
 - a) najwyższe ubytki masy produktu przy wariancie ciśnienia 200 kPa ($t_{wp}=4$ h - 23,7% oraz $t_{wp}=8$ h - 25,5%).
 - b) najwyższą efektywność usunięcia materii organicznej dla wariantów ciśnień 100 kPa oraz 200 kPa ($t_{wp}=4$ h) oraz dla wariantów ciśnień 50 kPa, 100 kPa oraz 200 kPa ($t_{wp}=8$ h).

Pozwala to stwierdzić, że warunki hiperbaryczne podczas kompostowania zwiększają efektywność procesu.

5. Zaleca się kontynuację badań w skali laboratoryjnej zawężając warianty ciśnień od 100 kPa do 200 kPa, przy uwzględnieniu odstępów wymiany powietrza, które nie spowodowałyby wytwarzania się warunków beztlenowych.

Bibliografia

1. Ahn H. K., Mulbry W., White J. W., Kondrad S. L., *Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure* Bioresource Technology, 2011, Vol.102(3), pp.2904-2909
2. Atchley S. H., Clark, J. B., *Variability of Temperature, pH, and Moisture in an Aerobic Composting Process*, Applied and Environmental Microbiology, 1979, Vol. 38(6), p.1040
3. Ball A. S., Esmail S., Aburto-Medina A., Kadali Krishna K., Shaiban Amer A. J., Stewart R. J., *Biostabilization of municipal solid waste fractions from an Advanced Waste Treatment plant* Journal of King Saud University- Science, 2017, Vol.29(2), pp.145-150
4. Barrena R., Font X., Gabarrell X., Sánchez A., *Home composting versus industrial composting: influence of composting system on compost quality with focus on compost stability*, Waste Manage., 2014, 34, pp. 1109-1116
5. Beck-Friis B., Smårs S., Jönsson H., Kirchmann H., *Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes*, Journal of Agricultural Engineering Research, 78 (4) (2001), pp. 423-430
6. Beck-Friis B., Smårs S., Jönsson H., Eklind Y., Kirchmann H., *Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics*, Compost Science and Utilization, 11 (1) (2003), pp. 41-50
7. Bhat S. A., Singh J., Pal Vig A., *Instrumental characterization of organic wastes for evaluation of vermicompost maturity*, Journal of Analytical Science and Technology, 2017, 8(2)
8. Bidlingmaier W., Denecke M., *Grundlagen der Kompostierung*, Mullhandbuch, Kennziffer 5305, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1998: 1- 27
9. Bilitewski B., Hardtle G., Marek K.: *Podręcznik gospodarki odpadami. Teoria i praktyka*. 2006 Warszawa, ISBN: 83-919449-8-0
10. Bożym M., Drózdź N., Siemiątkowski G., *The content of macrorutrients and available froms in compost produced from green waste*, Scientific Works of Institute of Ceramics and Building Materials, 2014, 18: 150–161
11. Cáceres R., Coromina N., Malińska K., Marfà O., *Evolution of process control parameters during extended co-composting of green waste and solid fraction of cattle slurry to obtain growing media*, Bioresource Technology, 179,2015, pp. 398-406
12. Cáceres R. , Flotats X., Marfà O., *Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies*, Waste Manage., 26, 2006, pp. 1081-1091

13. Chen, Y., Inbar, Y., Chefetz, B., Hadar, Y., *Composting and recycling of organic Wastes*, Modern Agriculture and the Environment. Springer Netherlands, Dordrecht, 1997, pp. 341-362. doi:10.1007/978-94-011-5418-5_28
14. Choi M. H., Park Y. H., *The influence of yeast on thermophilic composting of food waste*, Letters in Applied Microbiology, 26 (1998), pp. 175-178
15. Christensen T. H., Kjeldsen P., *Basic biochemical Processes Environmental Impact*, Academic Press, 1989
16. Cronje, A., Turner, C., Williams, A., Barker, A., Guy, S., *Composting under controlled conditions*, Environ. Technol., 2003, 24, 1221-1234
17. Dach J., Wolna- Maruwka A., Zbytek Z., *Wpływ dodatku efektywnych mikroorganizmów (EM) na przebieg kompostowania i wielkość emisji gazowych*, Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering 2009, Vol. 54(3)
18. Dach J., Niżewski P., Jędrus A., Boniecki P., *Badania wpływu aeracji na dynamikę procesu kompostowania osadów ściekowych w bioreaktorze*, Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering 2007, Vol. 52(1)
19. Day M., Krzymien M., Shaw K., Zaremba L., Wilson W. R., Botden C., Thomas B, *An investigation of the chemical and physical changes occurring during commercial composting*, Compost Science and Utilization, 6 (2) (1998), p. 44
20. Drozd J., Licznar M. Patorczyk- Pytlik B., Rabikowska B., Jamroz B., *Zmiany zawartości węgla i azotu w procesie dojrzewania kompostów z odpadów miejskich*, „Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych” 1996, z. 437, s. 123–130
21. Dziennika Ustaw 2019 poz. 701
22. Ekinci K., Keener H. M., Akbolat D., *Effect of thermocouple location on the optimum composting rate*, Biosyst. Eng., 89, 2004, pp. 345-353
23. Glanz R., *Teoretyczne podstawy kompostowania*, Scientific Works of Institute of Ceramics and Building Materials, 2012, 10: 81- 88
24. Główny Urząd Statystyczny, *Infrastruktura komunalna w 2018*, Warszawa 2019
25. Golueke C. G., *Biological reclamation of solid wastes*, Rodale Press, Inc., Emmaus, Pa. 1997
26. Guo R., Li G., Jiang T., Schuchardt F., Chen T., Zhao Y., Shen Y., *Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost*, Bioresource Technology, 112, 2012, pp. 171-178

27. Gray K. R., Sherman K., Biddlestone A. J. *A review of composting I*, Proc. Biochem. 1971, 6(6): 32-36
28. Gray K. R., Sherman K., Biddlestone A. J. *A review of composting II. The practical process*, Proc. Biochem. 1971, 6(10): 22-28
29. Hanze M., Harremoes P. Cour L., Jansen J. Arvin E., *Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes*, Springer- Verlag, Berlin, 1995
30. Huang G. F., Wong J. W. C., Wu Q. T., Nagar B.B. 2004. *Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust*, Waste Management 24/2004 805-813
31. Haug R. T. *Compost engineering. Principles and Practice*, Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor 1980
32. Haug R.T., *The Practical Handbook of Compost Engineering*, Lewis Publishers, 1993.
33. Hogg D, Eaviono E, Caimi V, Amlinger F, Devliegher W, Brinton W, Antler S. *Comparison of composts standards within the programme (WARP)*, Oxon. 2002.
34. Jędrzak A., *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, Warszawa, 2007, ISBN: 978-83-01-15166-9
35. Jolanun B. , Towparyoon S., *Novel bulking agent from clay residue for food waste composting*, Bioresour. Technol., 101, 2010, pp. 4484-4490
36. Jusoh M. L. C., Manaf L. A., Latiff P. A., *Composting of rice straw with effective microorganisms (EM) and its influence on compost quality*, J Environ Health Sci Engineer 10, 17, 2013, <https://doi.org/10.1186/1735-2746-10-17>
37. Kaosol T., Kiepukeedee S., Towatana P., *Influence of nitrogen containing wastes addition on natural aerobic composting of rice straw*. American Journal of Agricultural and Biological Sciences 7 (2), 2012, 121–28. ISSN 1557-4989.
38. Katalog odpadów z dnia 9 grudnia 2014 roku
39. Klimiuk E., Łebkowska M.: *Biotechnologia w ochronie środowiska*. 2008 Warszawa, ISBN: 978-83-01-14067-0
40. Kempa E. S., *Gospodarka odpadami stałymi*, Arkady 1983
41. Krysztoforski M., *Sporządzanie kompostów i biopreparatów, naturalne metody podtrzymywania żyzności gleby i ochrony roślin*, Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie, Oddział w Radomiu, Radom 2011
42. Kulikowska D., Bilicka K., *Analysis of organic matter and nitrogen compounds transformations during sawage sludge composting*, Environmental Engineering technical Transactions, 3(11)/2009

43. Kunicki- Goldfinger W. J. H. *Życie bakterii*, Wydawnictwo Naukowe PWN, 1998, Warszawa
44. Kuter, G. A., Hoitink, H. A. J., Rossman, L. A., *Effects of Aeration and Temperature on Composting of Municipal Sludge in a Full-Scale Vessel System*, Journal (Water Pollution Control Federation), 1 April 1985, Vol.57(4), pp.309-315
45. Lasaridi K. E., Manios T., Stamatiadis S., Chroni C., Kyriacou A., *The Evaluation of Hazards to Man and the Environment during the Composting of Sewage Sludge*, Sustainability, 2018, 10, 2618
46. Lasaridi K. E., Stentiford E. I., Evans T., *Windrow composting of wastewater sewage sludge: Process performance and product stability assessment*, Water Sci. Technol.2000,42, 217–226
47. Liang C., Das K. C., McClendon R. W., *The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend*, Bioresource Technol. 86, 2003, 131- 137
48. Liu K., Price G. W., *Evaluation of three composting systems for the management of spent coffee grounds*, Bioresour. Technol., 102, 2011, pp. 7966-7974
49. Lornage R., Redon E., Lagier T., Hebe I., Carre J., *Performance of a low cost MBT prior to landfilling: Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting*, Waste Management 2007, 27, 1755-1764
50. Ministerstwo Środowiska Departament Gospodarki Odpadami, *Wytyczne dotyczące wymagań dla procesów kompostowania, fermentacji i mechaniczno- biologicznego przetwarzania odpadów (według stanu prawnego na dzień 15 grudnia 2008)*, Warszawa, 2008
- 51.. Manczarski P.: *Kompostowanie odpadów komunalnych*. Referat na Forum Technologii Ochrony Środowiska, 2007 POLEKO, UP
52. Malińska K., *Zmiany właściwości fizycznych materiałów podczas kompostowania w warunkach laboratoryjnych*, Inżynieria i Ochrona Środowiska 2013, 4(16), 523-536
53. Mason, I. G., *Mathematical modelling of the composting process: A review*, Waste Management, 2006, 26, 3-21
54. Matcalf and Eddy Inc. *Treatment and Reuse, fourth ed. McGraw-Hill*, Wastewater Engineering, 2003, 1546-1554
55. McCartney D., Tingley J., *Development of a rapid moisture content method for compost materials*, Compost Sci. and Util. 6, 1998, 73-91
56. Mustin M. *Le compost, gestion de la matière organique*, Edition Francois Dubuse-Paris, 1987, p. 954

57. Nolan T., Troy S. N., Healy M. G., Kwapinski W., Leahy J. J., Lawlor P. G., *Characterization of compost produced from separated pig manure and variety of bulking agents at low initial C/N ratios*, *Bioresour. Technol.*, 102, 2011, pp. 7131-7138
58. Nolepa A., *Teoretyczne podstawy mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów*, Pr. Inst. Ceram. i Mater. Bud., 2000, R. 7, nr 1, 41-58
59. Osada T., Kuroda K., Yonaga M., *Determination of nitrous oxide, methane, and ammonia emissions from a swine waste composting process*, *J. Mater. Cycles Waste Manag.*, 2000, 2, 51-56
60. Ozimek A., Kopeć M., *Ocena aktywności biologicznej biomasy na różnych etapach procesu kompostowania przy użyciu systemu pomiarowego OXITOP CONTROL*, *Acta Agrophysica*, 2012, 19(2), 379-390
61. Parkinson R., Gibbs P., Burchett S., Misselbrook T., *Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure*. *Bioresour. Technol.*, 2004, 91, 171-178
62. Petric I., Helic A., Avdihodzic E., *Evolution of process parameters and determination of kinetics for co-composting of organic fraction of municipal solid waste with poultry manure*, *Bioresour. Technol.*, 117, 2012, pp. 107-116
63. Pilarski K., Pilarska A., *Parametry procesu kompostowania*, *Technika Rolnicza, Ogrodnicza i Leśna* 1/2009
64. Pinasseau A., Zerger B., Roth J., Canova M., Roudier S., *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment*, Industrial Emissions Directive 2010/75/EU Integrated Pollution Prevention and control, European Union, 2018, ISBN 978-92-79-94038-5
65. Poulsen T., *Oxygen and Carbon Dioxide Distribution And Movement in Passively Aerated Compost Piles*, *Compost Science & Utilization*, 2011, Vol.19(1), pp.25-32
66. Pramanik P., Ghosh G. K., Ghosal P. K., Banik P., *Changes in organic –C, N, P and K and enzyme activities in vermicompost of biodegradable organic wastes under limiting and microbial inoculants*, *Bioresour Technol.*, 2007;98:2485–94
67. Przywarska R., *Nowe technologie biologicznego unieszkodliwiania odpadów. Kompostowanie odpadów- dobry interes czy uciążliwa konieczność?*, konferencja w Osieczanach k. Krakowa 19- 21.09.2001
68. Richard T. L., *Municipal solid waste composting. Physical and biological processing*, *Biomass & Bioenergy*, 1992, 3, (3-4): 195- 211

69. Rosik- Dulewska Cz., *Podstawy gospodarki odpadami*, Warszawa, 2012, ISBN: 978-83-01-16353-2
71. Ruggieri L., Gea T., Mompeó M., Sayara T., Sánchez A., *Performance of different systems for the Composting of the source-selected organic fraction of municipal solid waste*, Biosyst. Eng., 101, 2008, pp. 78-86
72. Ustawa o odpadach z dnia 14 grudnia 2012 roku
73. Sądej W., Namiotko A., *Oddziaływanie kompostów z odpadów komunalnych i zieleni miejskiej na zawartość i plon białka w roślinach*, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 2009, z. 537, 305–316
74. Sidelko R., Siebielska I., Szymański K., Skubała A., Kołacz N., *Ocena stabilności kompostu w czasie rzeczywistym*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2014, 2(17), 221-230
75. Siebielska I., Janowska B., *Porównanie zawartości wybranych metali ciężkich w próbkach kompostu*, Ochrona Środowiska 2011 Tom 13
76. Siuta J., Wasiak G., *Kompostowanie odpadów i użytkowanie kompostów: monografia*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2000
77. Sołowiej P., Neugebauer M., Piechocki J., *Wpływ dodatków i napowietrzania na dynamikę procesu kompostowania*, Inżynieria Rolnicza 5(123)/2010.
78. Sołowiej P., Neugebauer M., Piechocki J., *Wpływ napowietrzania złoża na przebieg pierwszej fazy procesu kompostowania*, Inżynieria Rolnicza 3(121)/2010
79. Sommer S. G., Moller H. B., *Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content*. J. Agric. Sci., 200, 134, 327-335
80. Stegenta S., Kałdun B., Białowiec A., *Dobór modelu i wyznaczenie parametrów kinetycznych aktywności oddechowej odpadów w trakcie procesu tlenowej biostabilizacji frakcji podsitowej odpadów komunalnych*, Rocznik Ochrona Środowiska 2016, 18, 800- 814
81. Su J. J., Liu B. Y., Chang Y. C., *Emission of greenhouse gas from livestock waste and wastewater treatment in Taiwan*, Agric. Ecosyst. Environ., 2003, 95, 253-263
82. Thome- Kozmiensky K. J., *Biologische Abfallbehandlung*, EF- Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin 1995
83. Tiquia S. M., Tam N. F. Y., Hodgkiss I. J., *Microbial activities during composting of spent pig- manure sawdust litter at different moisture contents*, Bioresource Technol. 55, 1996, 201-206
84. Wasiak G., Mamełka D., Jaroszyńska J., *Kompostowanie odpadów roślinnych z terenów zieleni miejskiej Warszawy*, [w:] Materiały I Konferencji Naukowo-Technicznej

„Kompostowanie i użytkowanie kompostu”, Puławy–Warszawa, 16–18.06.1999, Wydawnictwo Ekoinżynieria, Warszawa 1999, s. 61–69

85. Wasiak G., Mamełka D., *Kompostowanie frakcji organicznej wyselekcjonowanej z odpadów komunalnych w Warszawie*, [w:] Materiały I Konferencji Naukowo-Technicznej „Kompostowanie i użytkowanie kompostu”, Puławy–Warszawa, 16–18.06.1999, Wydawnictwo Ekoinżynieria, Warszawa 1999, s. 55–60

86. Villaseñor J., Rodríguez L., Fernández F.J., *Composting domestic sewage sludge with natural zeolites in a rotary drum reactor*, *Bioresour. Technol.*, 102, 2011, pp. 1447-1454

Kompostowanie odpadów porolniczych w warunkach hiperbarycznych

Streszczenie

Zwiększające się zagęszczenie ludności na świecie ma znaczący wpływ na produkcję odpadów, również odpadów porolniczych. Wpływ na ludzką świadomość ma postępujący efekt cieplarniany oraz problem zagospodarowania odpadów pochodzących z różnych dziedzin życia. Unia Europejska stawia na recykling odpadów, obróbkę biologiczną oraz ich powtórne zagospodarowanie. Dużym problemem jest, długi proces rozkładu odpadów biodegradowalnych, aby produkt sprostał wymaganiom rozporządzeń krajowych oraz dyrektyw Unii Europejskiej. Przeprowadzono liczne badania nad wpływem dodatków i dodatkowego napowietrzania, badania z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów (EM), ale nie uzyskano satysfakcjonujących wyników, które przyspieszały by proces tlenowego rozkładu materii organicznej. W niniejszej pracy analizie poddano proces kompostowania w warunkach hiperbarycznych. Ustalono 8 doświadczeń, 4 doświadczenia z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=4$ h oraz 4 doświadczenia z wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=8$ h. Każde doświadczenie różniło się od siebie czterema wariantami ciśnień: wariant 1: 0 kPa (kontrola), wariant 2: 50 kPa, wariant 3: 100 kPa, wariant 4: 200 kPa. We wszystkich doświadczeniach i wariantach przeprowadzono badania na tym samym materiale wejściowym, który charakteryzował się początkową wilgotnością 60% oraz masą 2000g. W czasie kompostowania odpadów porolniczych określono również wszystkie parametry uzyskanego produktu (wilgotność masy materiału badanego, pH, straty przy prażeniu (LOI), stosunek C:N, zawartość składników pokarmowych (P, K), aktywność oddechowa mikroorganizmów (AT_4)). Analiza wyników badań wykazała szybsze osiągnięcie temperatur niż temperatury występujące w tradycyjnym procesie oraz lepsze parametry produktu kompostowania w warunkach hiperbarycznych w stosunku do próby kontrolnej (0 kPa) w każdym doświadczeniu wymianą powietrza o częstotliwości $t_{wp}=4$ h oraz $t_{wp}=8$ h. Najkorzystniejszymi wynikami charakteryzowały się badania wariantów ciśnień 50 kPa oraz 100 kPa przy częstotliwości wymiany powietrza $t_{wp}=4$ h.

Composting of agricultural waste under hyperbaric conditions

Abstract

Increasing global population growth has a significant impact on waste production, including agricultural waste. Human awareness is affected by the growing greenhouse effect and the problem of waste utilization from different areas of life. The European Union focuses on waste recycling, biological treatment and reuse. A significant problem is the long process of biodegradable waste decomposition, so that the product meets the requirements of national regulations and directives of the European Union. Numerous studies have been conducted on the influence of additives and additional aeration, studies with the addition of Effective Microorganisms (EM), but no satisfactory results have been obtained that would accelerate the process of aerobic decomposition of organic matter. In this study, the composting process under hyperbaric conditions was analysed. In this study, the composting process under hyperbaric conditions was analysed. 8 experiments, 4 experiments with air exchange with frequency $t_{wp}=4$ h and 4 experiments with air exchange with frequency $t_{wp}=8$ h were established. Each experiment was different from each other by four pressure variants: variant 1: 0 kPa (control), variant 2: 50 kPa, variant 3: 100 kPa, variant 4: 200 kPa. In all experiments and variants, tests were carried out on the same input material, which was characterized by an initial moisture content of 60% and a mass of 2000g. During the composting of agricultural waste, all parameters of the obtained product (moisture content of the tested material, pH, loss on ignition (LOI), C:N ratio, nutrient content (P, K), respiratory activity of microorganisms (AT4) were also evaluated. The analysis of the test results showed a faster temperature achievement than the temperatures occurring in the standard process and better parameters of the composting product under hyperbaric conditions compared to the control sample (0 kPa) in each experiment with air exchange at a frequency of $t_{wp}=4$ h and $t_{wp}=8$ h. The most effective results were observed in the tests of pressure variants 50 kPa and 100 kPa at the air exchange frequency $t_{wp}=4$ h.