

POLITECHNIKA KOSZALIŃSKA
Wydział Inżynierii Lądowej, Środowiska i Geodezji
Katedra Gospodarki Odpadami

PRACA DOKTORSKA

mgr inż. Anna Skubała



Temat: Ocena stabilności kompostu w czasie rzeczywistym.

Promotor:

prof. nadzw. dr hab. inż. Robert Sidelko

Koszalin 2018

Spis treści

ZESTAWIENIE STOSOWANYCH SYMBOLI	4
SŁOWO WSTĘPNE	9
1. CZĘŚĆ TEORETYCZNA - STUDIUM.....	10
1.1. Proces kompostowania	10
1.2. Parametry procesu kompostowania.....	12
1.2.1. Mikroorganizmy	12
1.2.2. Temperatura	13
1.2.3. Wilgotność	14
1.2.4. Zawartość tlenu	16
1.2.5. Odczyn	16
1.2.6. Iloraz C:N	17
1.2.7. Porowatość	17
1.3. Ocena stanu organicznego kompostu	19
1.4. Parametr AT4	23
1.5. Kinetyka procesu kompostowania	24
1.6. Modele matematyczne opisujące proces kompostowania	28
1.7. Podsumowanie części studialnej, teza pracy	32
2. CEL I ZAKRES PRACY	33
3. METODY BADAŃ.....	36
3.1. Póby kompostowe – etap I i III	36
3.2. Badanie procesu kompostowania osadów ściekowych w warunkach przemysłowych	38
3.3. Badanie procesu kompostowania frakcji organicznej w warunkach przemysłowych	40
3.4. Metodyka badawcza	41
3.5. Model badawczy	48
4. WYNIKI BADAŃ	51
4.1. Zmiany wartości parametrów mających wpływ na stabilność kompostu w procesie kompostowania osadów ściekowych	51
4.2. Zmiany wartości parametrów mających wpływ na stabilność kompostu w procesie kompostowania frakcji organicznej odpadów komunalnych	65

5. ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ	75
5.1. Testy istotności	75
5.2. Korelacja	79
5.3. Ubytek substancji organicznej podczas procesu kompostowania	88
5.4. Stała szybkości procesu kompostowania	91
5.5. Model matematyczny prognozowania AT4 dla kompostowania osadów ściekowych w przyzmacz.	99
5.6. Model matematyczny prognozowania AT4 dla kompostowania frakcji organicznej w reaktorach	104
6. PODSUMOWANIE	108
7. WNIOSKI	113
SPIS TABEL	115
SPIS RYSUNKÓW	117
LITERATURA	120

Zestawienie stosowanych symboli

- a, b, c - stałe empiryczne
- AB - aktywność biologiczna,
- AT₄ - zużycie tlenu przez próbkę w ciągu 4 dni, mg O₂/g s.m.
- BSO - biodegradowalna substancja organiczna, % s.m.
- BSO₍₀₎ - początkowa zawartość substancji organicznej biodegradowalnej, % s.m.
- BSO_(t) - zawartość substancji organicznej biodegradowalnej w czasie, % s.m.
- C - zawartość węgla organicznego, % s.m.
- C:N - iloraz zawartości węgla i azotu
- f(FAS) - bezwymiarowy współczynnik wagowy porowatości (Free Air Space)
- f(O₂) - bezwymiarowy współczynnik zawartości tlenu w porach kompostu
- f(T) - bezwymiarowy współczynnik temperatury
- f(W) - bezwymiarowy współczynnik wilgotności
- FAS - porowatość (Free Air Space), m³
- j - zawartość pary wodnej w procesie, kg/m³
- k - stała szybkości procesu, d⁻¹
- k' - skorygowana stała szybkości procesu, d⁻¹
- K_c - stała Contois
- k_m - maksymalny stopień rozkładu
- K_s - połowiczny współczynnik prędkości
- k_{śr} - średnia wartość stałej szybkości procesu, d⁻¹
- M - masa kompostowanego materiału, kg
- M_{O₂} - ciężar molekularny tlenu, mg/mol
- m_c - masa całkowita masy kompostowej
- m_{Bt} - ciężar suchej masy gleby, kg
- m_w - masa fazy ciekłej – wody

- n_b - liczba komórek bakteryjnych
 N - zawartość azotu ogólnego, % s.m.
 n - porowatość,
 n_0 - liczba komórek bakteryjnych w czasie $t=0$
 O_2 - stężenie tlenu w porach kompostu, % obj.
 $|\Delta p|$ - zmiana ciśnienia, hPa
 P_s - ciśnienie nasycenia pary wodnej, Pa
 q - współczynnik udziału BSO w całkowitej ilości substancji organicznej
 q_p - objętościowe natężenie przepływu, m^3/h
 ρ_c - gęstość całkowita masy kompostowej
 $\rho_{s.m.}$ - gęstość suchej masy
 ρ_w - gęstość fazy ciekłej – wody
 r - szybkość procesu
 R - ogólna stała gazowa
s.m. - sucha masa, %
 SO - substancja organiczna, % s.m.
 $SO_{(0)}$ - początkowa zawartość substancji organicznej, % s.m.
 SO_c - substancja organiczna skonsumowana, % s.m.
 $SO_{c(t)}$ - ubytek substancji organicznej w czasie, % s.m.
 SO_t - zawartość substancji organicznej w czasie, % s.m.
 t - czas, d
 T - temperatura, $^{\circ}C$
 T_{max} - temperatura maksymalna, $^{\circ}C$
 T_{min} - temperatura minimalna $^{\circ}C$
 T_{opt} - temperatura optymalna $^{\circ}C$
 V_c - objętość całkowita masy kompostowej
 V_{fr} - wolna objętość gazu

- V_p - objętość fazy gazowej
- $V_{s.m.}$ - objętość fazy stałej
- V_w - objętość fazy ciekłej – wody
- W - wilgotność, %
- w_b - wilgotność bezwzględna, kg/m^3
- w_{bio} - biologiczna produkcja wody, $kg/(m^3 \cdot h)$
- w_{wewn} - woda zawarta w tłoczonym powietrzu, $kg/(m^3 \cdot h)$
- w_{zewn} - woda odparowana, $kg/m^3 h$
- WPP - wolna przestrzeń powietrzna, porowatość, m^3
- X - stężenie mikroorganizmów, jtk/ml
-
- λ - średni wskaźnik nasycenia pary wodnej w procesie
- φ - średnica ziaren odpadów/uziarnienie, mm
- cov - kowariancja
- n - liczebność przypadków
- r - współczynnik korelacji liniowej Pearsona
- R^2 - współczynnik determinacji
- s - odchylenie standardowe
- s^2 - wariancja pomiarów
- x - wariant cechy.

Streszczenie

Niniejsza rozprawa doktorska przedstawia problem oceny stabilności biologicznej kompostowanego materiału. Można jej dokonać za pomocą parametrów respiracyjnych tj. AT4, których oznaczenie jest długie i pracochłonne. Istniejąca współzależność, pomiędzy parametrem AT4 oraz ubytkiem substancji organicznej w trakcie procesu kompostowania pozwoliła na skonstruowanie modelu matematycznego służącego do prognozy wartości parametru AT4 w czasie rzeczywistym. Przeprowadzone badania własne procesu kompostowania w warunkach laboratoryjnych dla dwóch różnych rodzajów wsadów: osadów ściekowych oraz frakcji organicznej wydzielonej ze zmieszanych odpadów komunalnych, potwierdziły istnienie silnej korelacji pomiędzy parametrem AT4 oraz ubytkiem substancji organicznej. Korelacja ta, wyrażona współczynnikiem Pearsona wyniosła odpowiednio: -0,8282 dla osadów ściekowych i -0,8267 dla frakcji organicznej. Próby kompostowe dla dwóch różnych wsadów przeprowadzone zostały w warunkach ustalonych, optymalnych, dzięki czemu możliwe było wyznaczenie stałych szybkości procesu k dla danego rodzaju procesu kompostowania.

W pracy przedstawiono opracowany model matematyczny, w którym zastosowano parametry procesowe, które wiążą się z wysoką korelacją z AT4. Parametry te są mierzone wewnątrz porów kompostu w czasie rzeczywistym. Zmiany parametru AT4 związane są ze zmianami substancji organicznej, dlatego zastosowano równanie kinetyki I rzędu procesu kompostowania, gdzie stała szybkości reakcji k określa kształt podstawowej funkcji zmiany substancji organicznej w czasie oraz wyraża wpływ czynników zewnętrznych tj. T, FAS, O₂, W; które można modyfikować za pomocą współczynników wagowych.

Stworzony model ma zastosowanie dla kompostowania osadów ściekowych oraz kompostowania frakcji organicznej ze zmieszanych odpadów komunalnych dla pierwszych 21 dni, kiedy błąd prognozy jest nieduży.

Słowa kluczowe:

Kompostowanie, osady ściekowe, zmieszane odpady komunalne, stabilność kompostu, model matematyczny.

Summary

This dissertation presents the problem of assessing biological stability of the composted material. This can be done by means of respiration parameters, i.e. AT4, whose determination is a long and laborious process. The existing correlation between the AT4 and the loss of organic matter during the composting process allowed to develop a mathematical model used to predict in real time the respiration indicator. My own conducted research of the composting process in the laboratory conditions for two different types of batches: sewage sludge and organic fraction separated from mixed municipal waste confirmed the existence of a strong correlation between the AT4 parameter and the loss of organic matter. This correlation, expressed by the Pearson coefficient, amounted to respectively: -0,8282 for sewage sludge and -0,8267 for organic fraction. The compost tests for two different substrates were carried out under fixed, optimal conditions, therefore it was possible to determine constant speeds of the process k for a given type of composting process.

In this work a mathematical model is presented in which process parameters, which are associated with high correlation, were applied. These parameters are measured inside the pores of the compost in real time. Changes of the AT4 parameter are related to changes of the organic matter, therefore first-order kinetics equation of the composting process was used, where the reaction rate constant k determines the shape of the basic function of the change of organic substance over time and expresses the influence of external factors, i. e. T, FAS, O₂, W; which can be modified with the use of weighting factors.

The model developed is applicable for the composting of sewage sludge and composting of the organic fraction from mixed municipal waste for the first 21 days when the prediction error is minor.

Key words:

composting, sewage sludge, multi solid waste, stability, mathematical modelling

Słowo wstępne

Obecnie, kiedy produkujemy coraz więcej odpadów konieczne jest zmniejszenie ilości odpadów trafiających na składowisko. Problem ten dotyczy także produkcji dużej ilości osadów ściekowych, powstających po oczyszczaniu ścieków, które trzeba odpowiednio zagospodarować. Kompostowanie stosowane jest często w gospodarce odpadami jako korzystny ekonomicznie proces przekształcania odpadów, przyjazny środowisku. Ważnym aspektem technologii kompostowania jest określenie momentu, w którym przetwarzany materiał osiągnie odpowiedni poziom stabilności biologicznej oznaczającej zmniejszenie zdolności do zagniwania [59, 113, 116].

Proces kompostowania jest naturalną metodą unieszkodliwiania odpadów polegającą na biodegradacji materii organicznej w obecności tlenu przy udziale mikroorganizmów. Na przebieg procesu i jego efektywność wpływają parametry procesowe, wzajemnie oddziałujące, których odpowiednie wartości warunkują oczekiwany wynik końcowy.

W pracy przedstawiono innowacyjną metodę oceny stabilności kompostu przeprowadzaną w czasie rzeczywistym- *online*. Istnieje szereg sposobów, które pozwalają określać stopień stabilności kompostu. Nie wszystkie jednak są dokładne lub pozwalają na uzyskanie wyników w krótkim czasie. Zbyt długie oczekiwanie na wyniki i związane z tym, w większości przypadków niepotrzebne przetrzymywanie wsadu w reaktorze, generuje wysokie koszty.

Opracowany i omówiony w pracy model matematyczny, w odróżnieniu od metod bazujących na wynikach uzyskiwanych za pomocą testów aktywności oddechowej mikroorganizmów, pozwala na szybką ocenę stopnia stabilności kompostu. Za pomocą odpowiedniego algorytmu i pomiarów określonych parametrów procesowych, obliczona skwantyfikowana wartość stabilności biologicznej, pozwoli ocenić stopień ustabilizowania kompostu i w rezultacie umożliwi podjęcie decyzji, co do zakończenia tzw. fazy intensywnego kompostowania przebiegającej w reaktorach zamkniętych.

Pragnę podziękować wszystkim, którzy pomagali mi podczas badań laboratoryjnych oraz wspierali radą. Szczególne podziękowania składam mojemu Promotorowi *Prof. nadzw. dr hab. inż. Robertowi Sidelko* za fachową pomoc i radę podczas całego procesu tworzenia rozprawy, a także pracownikom Katedry Gospodarki Odpadami.

Pracę dedykuję moim rodzicom, a szczególnie mamie, która jest najbliższa memu sercu i wspierała mnie podczas trudnych chwil w trakcie pisania rozprawy.

1. Część teoretyczna – studium

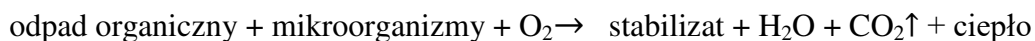
1.1. Proces kompostowania

Proces kompostowania jest jednym ze sposobów przekształcania odpadów komunalnych oraz osadów ściekowych, w tym zawartych w nich substancji organicznych pochodzenia zwierzęcego i składników roślinnych [44]. Jest to proces naturalny zachodzący tam, gdzie występuje biodegradowalna materia organiczna i woda oraz nieograniczony dostęp do tlenu zawartego w powietrzu atmosferycznym [29, 59]. Powstały produkt, w większości przypadków, jest ekologicznym nawozem stosowanym do użyczenia gleby, bez szkodliwego wpływu na środowisko. Jego przyrodnicze bądź rolnicze wykorzystanie jest uzależnione od spełnienia określonych wymogów zawartych w obowiązujących przepisach [59].

Obecnie wdrażana strategia dotycząca MBP (mechaniczno-biologicznego przetwarzania) odpadów komunalnych oraz osadów ściekowych zakłada:

- redukcję składowanych odpadów na składowiskach,
- zmniejszenie produkcji odpadów i ochronę środowiska,
- optymalizację kosztów,
- recykling możliwie jak największej ilości odpadów nadających się do ponownego wykorzystania,
- prowadzenie procesu biologicznego w warunkach tlenowych jako jednego z najkorzystniejszych sposobów przekształcenia materii organicznej,
- produkcję dojrzałego kompostu [12].

W procesie kompostowania, substancja organiczna zawarta w osadach ściekowych lub w odpadach komunalnych, a w szczególności we frakcji podsitowej (fr.<80 mm), umownie nazywaną frakcją organiczną, jest przekształcana z udziałem mikroorganizmów w odpowiednich warunkach [18, 29]. Przebieg procesu można zapisać równaniem [59]:



W warunkach przemysłowych rozkład substancji organicznej zawartej w surowcu odbywa się przy pomocy mikroorganizmów od momentu przygotowania wsadu do reaktora lub uformowania pryzmy kompostowej, w zależności od zastosowanej technologii prowadzenia procesu kompostowania.

Prawidłowo przebiegający proces kompostowania można podzielić na 4 etapy:

- Faza mezofilowa (zwana etapem wstępnego kompostowania) trwa kilka dni. Przez pierwsze kilkadziesiąt godzin następuje intensywny wzrost temperatury, podczas którego w rozkładzie materii organicznej biorą udział organizmy mezofilne,
- Faza termofilowa (intensywnego kompostowania) trwa od kilku dni do kilku tygodni, podczas których następuje szybki rozkład białek, tłuszczu, złożonych węglowodanów, celulozy i hemicelulozy. Wzrost temperatury do ponad 50°C powoduje liżę większości organizmów patogennych dla ludzi oraz zwierząt, oraz dezaktywację nasion chwastów,
- Faza przemian (właściwego kompostowania) trwa około 3 do 5 tygodni. W tej fazie następuje spadek temperatury oraz rozpad trudno rozkładających się związków takich jak: ligniny, woski, tłuszcze, żywice,
- Faza dojrzewania, określana jako kompostowanie wtórne, trwa około kilku miesięcy. Podczas tej fazy następuje wychłodzenie materiału oraz wzrost makrofauny, w tym promieniowców, które mogą być oznaką dojrzałości kompostu. Powstała stabilna frakcja kompostu (humus) jest produktem końcowym procesu [59].

W zależności od zastosowanej technologii kompostowania, długości poszczególnych faz mogą się od siebie różnić.

Reakcje biochemiczne zachodzące podczas rozkładu materii organicznej, prowadzące do powstawania określonych produktów, można podzielić na dwa stadia: mineralizację i humifikację [12, 117]. Substancja organiczna utleniona w pełni przy udziale mikroorganizmów podlega mineralizacji, w wyniku czego powstają: woda, ditlenek węgla, amoniak oraz związki mineralne: siarczany, azotany, fosforany i rozpuszczalne krzemiany. Procesowi humifikacji ulegają związki organiczne zawarte w kompoście lub powstałe jako produkty z rozkładu innych związków. W wyniku resyntezy powstają związki humusowe tworzące próchnicę, która jest głównym składnikiem gleby [117]. Efektem humifikacji jest zmniejszenie objętości kompostowanego materiału [117].

1.2. Parametry procesu kompostowania

Każdy proces biologiczny przebiega według ściśle określonych warunków. Zachowanie odpowiednich parametrów jest niezwykle istotne w technologii kompostowania, aby proces przebiegał szybko oraz efektywnie. Optymalizacja procesu jest możliwa tylko dzięki poznaniu oddziaływania parametrów fizykochemicznych [87].

1.2.1. Mikroorganizmy

Obecność mikroorganizmów stanowi czynnik determinujący zachodzenie procesu kompostowania [87, 91, 131]. Za biodegradację i w rezultacie stabilizację odpadów organicznych odpowiadają liczne grupy mikroorganizmów oraz nicienie. Pomimo tego, że kompostowanie jest procesem tlenowym stwierdza się podczas jego przebiegu obecność organizmów beztlenowych, takich jak *Clostridium* [87]. Na właściwości nawozowe, wyrażone korzystnym wpływem na uprawy rolnicze, mają wpływ różne grupy bakterii biorące udział w procesie kompostowania. Badania wykazały, że niektóre bakterie z rodzaju: *Stenotrophomonas*, *Alcaligenes*, *Pseudomonas*, *Klebsiella*, *Xanthomonas*, *Achromobacter* and *Caulobacter* występujące w kompostowanych odpadach charakteryzuje zdolność do zwiększenia zawartości azotu w kompoście. Bakterie te hamują rozwój chorób roślinnych poprzez syntezę związków, które niszczą drobnoustroje [84, 87].

W procesie kompostowania frakcji organicznej oraz osadów ściekowych występują różnorodne grupy mikroorganizmów: bakterie, grzyby, promieniowce, pierwotniaki i wrotki. [59, 84] Organizmy te są zróżnicowane w zależności od warunków fizykochemicznych panujących podczas każdego etapu kompostowania. Najliczniejszą grupą stanowiącą około 90% populacji mikroorganizmów w masie kompostowej, odpowiedzialną za wzrost temperatury kompostu są bakterie mezofilne np. *Bacillus* [59]. Jako pierwsze zasiedlają odpady przetwarzając związki łatwo ulegające biodegradacji (proste białka i węglowodany). Ich wzrost i rozwój powoduje intensywny przyrost temperatury. W momencie wzrostu temperatury powyżej 45°C bakterie mezofilne umierają lub pozostają nieaktywne do chwili, aż warunki do ich funkcjonowania staną się odpowiednie [59, 84]. Następnie mikroorganizmy termofilne dzięki wysokiej temperaturze mogą rozkładać polisacharydy, białka i tłuszcze. Ich

aktywność powoduje wydzielenie energii, która powoduje jeszcze większy wzrost temperatury niż w przypadku mezofili. Już w temperaturze powyżej 70°C następuje higienizacja kompostowanych odpadów, związana z całkowitym zniszczeniem patogenów chorobotwórczych oraz jaj pasożytów *Toxocara canis*, *Ascaris lumbricoides* i *Trichuris trichiura* [43, 74]. W tej fazie procesu pojawiają się na zewnątrz kompostowanych odpadów grzyby, których większą część stanowią saprofity. Tworzą luźne struktury widoczne jako puszek koloru białego lub szarego. Odpowiedzialne są za rozkład węglowodanów zwłaszcza celulozy, dzięki czemu bakterie mogą kontynuować proces rozkładu. Grzyby są zdolne do rozkładu trwałych związków organicznych np. złożonych węglowodanów [59]. Spadek temperatury i w efekcie wychładzanie się kompostu, wiąże się z ponowną sukcesją bakterii mezofilnych. Stanowią one największą część mikroorganizmów podczas ostatniej fazy kompostowania. Testy oparte na stwierdzeniu obecności bakterii *Bacillales* lub *Actinobacteria* mogą być stosowane jako wskaźnik dojrzałości i dobrej jakości kompostu [90]. Pod koniec fazy termofilowej zaczynają pojawiać się promieniowce, które rozkładają celulozę, ligninę oraz chitynę znajdujące się w zdrewniałych częściach roślin, korze, papierze. Ich aktywność nadaje charakterystyczny ziemisty zapach kompostu [59].

1.2.2. Temperatura

Temperatura jest jednym z ważniejszych parametrów, który służy monitorowaniu przebiegu procesu kompostowania [62, 91]. Jest to proces egzotermiczny, który zależy od początkowej wartości temperatury oraz podatności materiału na biodegradację [75]. Wysokość temperatury podczas procesu jest wynikiem aktywności mikroorganizmów. Bakterie termofilne generują 4 Wh/g zużytego O₂ [59]. Można zatem przyjąć, że podczas fazy gorącej na 1 kg kompostowanych odpadów wydzielane jest 12 MJ energii, czego efektem jest znaczny wzrost temperatury [59]. Większa część wytworzonej przez bakterie energii przekazanej do otoczenia na sposób ciepła, jest tracona na odparowanie wody, co można zaobserwować na przyzmach w postaci unoszącej się pary wodnej [59].

Wraz ze wzrostem temperatury sprawność procesu kompostowania zmienia się [91]. Najefektywniej proces ten zachodzi w temperaturach 45÷55°C. Temperatura fazy termofilnej powyżej 55°C sprzyja eliminacji patogenów i pasożytów oraz nasion chwastów, a gdy utrzymuje się od 3 do 7 dni, gwarantuje otrzymanie materiału bezpiecznego sanitarnie [62,

82]. Zbyt duża temperatura i stężenie amoniaku mogą hamować rozwój i aktywność bakterii nityfikacyjnych. Nie powinno się dopuszczać, aby wartość temperatury wzrosła powyżej 70°C z uwagi na możliwość wyginięcia populacji mikroorganizmów, następstwem czego będzie zahamowanie całego procesu [91].

Temperatura, jako jedyny parametr, jest łatwa do zmierzenia i monitorowania podczas całego procesu [59]. Jej wartości nie tylko określają szybkość z jaką mikroorganizmy rozkładają materię organiczną, ale także zniszczenie patogenów chorobotwórczych.

1.2.3. Wilgotność

Wilgotność jest parametrem krytycznym procesu kompostowania, który wpływa bezpośrednio na zawartość powietrza w porach kompostu, aktywność mikroorganizmów oraz temperaturę procesu [24, 54, 130]. Optymalna zawartość wilgoci dla większości odpadów poddanych procesowi kompostowania powinna mieścić się w zakresie 45÷60%. Przy wilgotności powyżej 65% następuje utrudniony przepływ powietrza w porach kompostu powodujący powstawanie warunków beztlenowych sprzyjających zagniwaniu odpadów [24, 59, 130]. Odpowiednia wilgotność ma zasadniczy wpływ na transport rozpuszczalnych substancji odżywczych dla mikroorganizmów, w kompostowanym materiale. Dzięki temu organizmy mogą asymilować pożywki – pierwiastki biogenne, niezbędne w metabolizmie komórkowym. Badania nad zmianami wilgotności mieszanin odpadów komunalnych oraz bioodpadów kompostowanych trzema różnymi technikami wykazały, że wilgotność w zakresie 45÷55% nie wpływała na szybkość i efektywność procesu [59]. Przy wartości wilgotności poniżej 20% kompostowanie praktycznie nie zachodzi.

Istotne znaczenie w procesie technologicznym ma utrzymywanie odpowiedniej wilgotności na każdym etapie kompostowania [20]. Możliwość zatrzymywania – retencji wody w mieszaninie różnych surowców jest wypadkową oddziaływania, w układzie składnik – woda, zdefiniowanego jako właściwości hydrofilowe lub hydrofobowe [54]. Wsad kompostowy zawierający jako materiał strukturalny: słomę, wióry czy zrębki drzewne, które mają zwartą konstrukcję i są bardziej wytrzymałe, może wchłonąć większą ilość wody. Wysoka wilgotność nie wpłynie niekorzystnie na porowatość oraz strukturę tego surowca. Natomiast wsad pozbawiony składnika strukturalnego i składający się wyłącznie z odpadów organicznych jako zasadniczego surowca do kompostowania, np. odpadów zielonych czy odpadów kuchennych, wykazuje na ogół mniejszą wodochłonność, co może obniżyć intensywność przemian biochemicznych. Optymalną zawartość wilgoci podczas

kompostowania można obliczyć na podstawie wzorów empirycznych uwzględniających biologiczną produkcję wody, odparowanie oraz wodę dostarczaną przez napowietrzanie [130]. Spotykane w literaturze równania bilansu wody w procesie kompostowania mają różną postać w zależności od przewidywanej lub stosowanej technologii [130]. Generalnie, stosowane równania bilansu wody uwzględniają wpływ czynników procesowych, a w szczególności: intensywność napowietrzania, porowatość i temperaturę oraz biorą pod uwagę poddany biologicznemu przetwarzaniu rodzaj materiału. Równanie ogólne bilansu wody podczas kompostowania można przedstawić w następujący sposób:

$$\frac{dw_b}{dt} = w_{bio} + w_{wewn} - w_{zewn} \quad (1)$$

gdzie:

- w_b – wilgotność bezwzględna podczas procesu, kg/m^3 ,
- t – czas, h,
- w_{bio} – biologiczna produkcja wody, $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$,
- w_{wewn} – woda zawarta w tłoczonym powietrzu, $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$,
- w_{zewn} – woda odparowana, $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$.

W badaniach własnych, do opisu zmian zawartości wody podczas trwania procesu kompostowania w warunkach laboratoryjnych, zastosowano model w postaci [130]:

$$\frac{dw_b}{dt} = -\lambda \cdot j \cdot q_p \cdot \frac{w_b}{m} \quad (2)$$

gdzie:

- w_b – wilgotność bezwzględna podczas procesu, kg/m^3 ,
- t – czas, h,
- λ – średni wskaźnik nasycenia pary wodnej w procesie,
- j – zawartość pary wodnej w procesie, kg/m^3 ,
- q_p – objętościowe natężenie przepływu, m^3/h ,
- m – masa kompostowanego materiału, kg.

Zawartość pary wodnej w procesie:

$$j = \frac{18}{22,4} \cdot \frac{P_s}{P - P_s} \quad (3)$$

gdzie:

- j – zawartość pary wodnej w procesie, kg/m^3 ,
- 18 – masa cząsteczkowa wody, g/mol,

$22,4$ – objętość molowa idealnego gazu, dm^3 ,

P_s – ciśnienie nasycenia pary wodnej, Pa,

P – ciśnienie atmosferyczne, Pa.

1.2.4. Zawartość tlenu

Obecność tlenu w procesie biologicznego rozkładu materii organicznej określa warunki i rodzaj tego procesu. Kompostowanie jest procesem aerobowym, w którym odpowiednie stężenie tlenu jest niezbędne do rozkładu substancji organicznych [10]. Zmiany zawartości tlenu podczas procesu pokazują także na jakim etapie jest rozkład materii. Zawartość tlenu w porach kompostu jest jednym z najważniejszych parametrów do określenia stopnia stabilności oraz dojrzałości kompostu. Środowisko tlenowe, w którym zachodzi proces sprzyja aktywności mikroorganizmów aerobowych, które wykorzystują tlen jako akceptor elektronów w procesie wielostopniowego utleniania związków organicznych, czego efektem jest wytworzenie energii użytecznej w metabolizmie komórkowym. W przypadku niedoboru tlenu może dojść do obumierania organizmów tlenowych i rozwoju organizmów beztlenowych, co spowoduje zaburzenie procesu kompostowania.

Odpowiednie napowietrzanie przyzmy kompostowej lub wsadu w reaktorze sprzyja zwiększeniu sprawności procesu, jakości wytwarzanego kompostu oraz utrzymaniu temperatury w całej objętości kompostowanego materiału [44]. Włączane powietrze, poza dostarczaniem niezbędne ilości tlenu do rozkładu materii organicznej, wspomaga odparowanie nadmiaru wilgoci z kompostowanego materiału [59]. Nadmierne aeracja może jednak doprowadzić do zbyt dużego wychładzania spowalniającego proces oraz wysuszenia kompostu poprzez szybkie odparowanie dużych ilości wody. Stwierdzono także, że istnieje związek pomiędzy intensywnością napowietrzania, a wartością pH. Wyższe stężenie tlenu przyspiesza rozkład kwasów tłuszczowych zmniejszając tym samym stężenie kwasów organicznych, co prowadzi do wzrostu pH wsadu w kierunku odczynu zasadowego. Optymalna zawartość tlenu w porach kompostowanego materiału powinna mieścić się w przedziale $15 \div 21\%$ obj. [44].

1.2.5. Odczyn

Odczyn środowiska jest istotnym parametrem, który tak jak temperatura wpływa na ilość i aktywność mikroorganizmów w procesie kompostowania [62]. Podczas wszystkich etapów kompostowania, odczyn środowiska zmienia się od kwaśnego w początkowej fazie,

przez obojętne do zasadowego w fazie dojrzewania [59, 62]. Odczyn kwaśny we wstępnej fazie kompostowania, gdzie wartość pH oscyluje wokół $\text{pH} \approx 5$, jest spowodowany obecnością powstających w wyniku złożonych przemian biochemicznych kwasów organicznych [59].

Według danych literaturowych optymalne warunki dla aktywności mikroorganizmów podczas rozkładu materii organicznej występują wtedy, gdy pH mieści się w zakresie od 7,5 do 8,5. Natomiast dla całego procesu pH wynosi od 5 do 8 [41, 59, 62]. Odczyn kompostu jest jednym ze wskaźników oceny dojrzałości. Dojrzały kompost charakteryzuje się pH w granicach od 6 do 8,5.

1.2.6. Iloraz C:N

Zawartość węgla oraz azotu są parametrami limitującymi efektywność przekształceń substancji organicznych. Proporcja pomiędzy obydwoma pierwiastkami jest miarą podatności na rozkład mikrobiologiczny [41, 59]. Literatura podaje, że wartości ilorazu C:N powinna mieścić się w przedziale $25 \div 35$ [59]. Przeprowadzone badania pokazują, że niższe wartości parametru C:N wynoszące: 16, 13 i 15 podczas procesu kompostowania nie powodują znacznego spadku szybkości oraz efektywności procesu [41, 59, 128]. Niemniej jednak, zbyt wysoka zawartość azotu w stosunku do węgla może powodować uwalnianie amoniaku, który przyczynia się do powstawania odorów [59].

1.2.7. Porowatość

Porowatość jest parametrem technologicznym, który wpływa na efektywność prowadzenia procesu i definiowana jest jako objętość porów w stosunku do całkowitej objętości kompostowanego materiału. Przestrzenie pomiędzy ziarnami wsadu wypełnione są wodą lub powietrzem. Utrzymanie odpowiedniej wilgotności oraz napowietrzania złoża wiąże się bezpośrednio z porowatością. Istotnym jest, aby pory nie były całkowicie wypełnione wodą. Skutkiem tego może być uniemożliwienie transportu tlenu w całej masie wsadu i w konsekwencji zahamowanie procesu kompostowania w wyniku niedostatecznego natlenienia [24, 59].

Porowatość odgrywa ważną rolę szczególnie w przypadku kompostowania osadów ściekowych. Z uwagi na zwartą strukturę osadów po odwodnieniu mechanicznym przy

wykorzystaniu np. pras hydraulicznych lub wirówek, wskaźnik porowatości jest zbyt mały w stosunku do wymaganego w procesie kompostowania.

Wskaźnik ten można poprawić przez wymieszanie osadów ściekowych z materiałem strukturotwórczym lub frakcją organiczną odpadów komunalnych.

Miarodajnym wskaźnikiem porowatości masy kompostowej jest ta część przestrzeni pomiędzy poszczególnymi granulami, w której nie ma wody. Objętość całkowitą masy kompostowej (V_c), jako ośrodka trójfazowego, można wyrazić następująco:

$$V_c = V_s. + V_w + V_p \quad (4)$$

gdzie:

- $V_{s.m.}$ - objętość fazy stałej,
- V_w - objętość fazy ciekłej- wody,
- V_p - objętość fazy gazowej.

Przyjmując porowatość, jako iloraz objętości porów wypełnionych powietrzem do objętości całkowitej zajmowanej przez próbkę surową, otrzymujemy:

$$n = \frac{V_p}{V_c} = \frac{V_c - (V_{s.m.} + V_w)V_c}{V_c} \quad (5)$$

Uwzględniając gęstość poszczególnych faz, równanie przyjmuje postać:

$$n = \frac{\frac{\rho_{s.m.}\rho_w m_c - s.m.\rho_c\rho_w - m_w\rho_c\rho_{s.m.}}{\rho_c\rho_{s.m.}\rho_w}}{\frac{m_c}{\rho_{s.m.}}} \quad (6)$$

gdzie:

- n – porowatość,
- $\rho_{s.m.}$ – gęstość suchej masy,
- ρ_w – gęstość fazy ciekłej – wody,
- ρ_c – gęstość całkowita masy kompostowej,
- m_c – masa całkowita masy kompostowej,
- m_w – masa fazy ciekłej – wody,
- $s.m.$ – zawartość suchej masy,

a po uproszczeniu :

$$n = \frac{\rho_{s.m.} m_c - s.m.\rho_c - m_w\rho_c\rho_{s.m.}}{m_c\rho_{s.m.}} \quad (7)$$

Powyższa zależność, wyrażona w procentach, określa udział przestrzeni wypełnionej powietrzem w porach materiału kompostowanego i jest tożsama z podanym przez Schultza wskaźnikiem FAS, którego wartość dla frakcji organicznej wydzielonej z odpadów komunalnych zmienia się w granicach 10÷40% [111].

1.3. Ocena stanu organicznego kompostu

Stabilność kompostu określa stopień przekształcenia – utlenienia substancji organicznej zawartej w kompostowanym materiale [29, 59]. Za stabilny można uznać kompost, w którym występują już tylko związki organiczne trudno rozkładalne, np. ligniny i woski oraz tworzące się w niewielkiej ilości związki humusowe. Mikroorganizmy wykazują wówczas znikomą aktywność, co umożliwia składowanie kompostu bez niebezpieczeństwa zagniwania oraz pojawienia się odorów [59]. Dalsze przemiany zachodzące wewnątrz masy kompostowej związane głównie z syntezą kwasów humusowych prowadzą do wzrostu koncentracji tzw. swoistych związków próchnicznych wyróżniających kompost dojrzały. Zarówno stopień stabilności jak i stopień dojrzałości kompostu są wyrażane wartościami odpowiednich wskaźników.

Ocena stabilności kompostu jest dokonywana na podstawie wyników pomiarów wskaźników fizycznych i chemicznych oraz testów roślinnych i mikrobiologicznych, jak również testów aktywności oddechowej – respiracji [69].

Za najdokładniejsze uważa się testy respiracyjne, które są wykorzystywane w licznych badaniach oraz stosowane w warunkach przemysłowych [8, 18, 28, 34, 103].

Ocena aktywności biologicznej, w różnych fazach procesu biologicznego przetwarzania odpadów, jest jednym z najważniejszych zadań związanych z kontrolą przebiegu procesu i oceną produktu finalnego w instalacjach przemysłowych [24]. Aktywność biologiczna danego surowca, półproduktu czy produktu jest pojęciem umownym, które w zależności od sposobu oceny może być wyrażone w różny sposób, np. zdolnością do zagniwania i związaną z tym emisją związków odorowych [51] lub zmianą gradientu temperatury [90], albo ilością generowanego w czasie ciepła [5]. Odrębną grupą metod służących ocenie aktywności biologicznej kompostu lub stabilizatu są tzw. testy respiracyjne polegające na kontroli ilości zużytego przez biomasę tlenu lub wytworzonego w wyniku biologicznego utleniania związków organicznych ditlenku węgla [115]. W zależności od

sposobu przeprowadzenia testu wyróżnia się metody dynamiczne i statyczne, do których zalicza się pomiar parametru AT4 [58].

► Testy w warunkach statycznych

Testy w warunkach statycznych wykorzystują pomiar zużycia tlenu przez próbkę i są wykonywane przy użyciu specjalistycznej aparatury [2]. W warunkach statycznych oznaczanie wskaźników respiracyjnych odbywa się bez napowietrzania próbki. Poniżej zamieszczono charakterystykę wybranych testów respiracyjnych przeprowadzanych w warunkach statycznych.

Tabela 1. Testy respiracyjne statyczne

Nazwa testu	Warunki środowiskowe				Sposób przygotowania próbki	Ocena efektów	Jednostka	Źródło
	Temperatura [°C]	Czas testu	Wilgotność	Wielkość próbki				
ORG0020	30	4 dni	b.d.	100 g	przesiewanie < 20 mm	stabilność kompostu	mg CO ₂ /(g s.m.·h)	[8]
SOUR	b.d.	5-6 h	zawiesina	b.d.	przesiewanie < 0,5 mm	b.d.	mg O ₂ /(g s.m.·h)	[28, 110]
OUR	30	7 dni	b.d.	2 g	przesiewanie < 10 mm	b.d.	mg O ₂ /(g s.m.·d)	[8, 19, 103]
OD20	30	20 h	zawiesina	3-8 g	próbka kompostu	stabilność kompostu	mg O ₂ /(g s.m.·h)	[28]
SRI	procesowa	24 h	750 g/kg	b.d.	b.d.	b.d.	mg O ₂ /(kg·h)	[8, 19, 28, 70]
Solvita	20-25	4 h + 48 h	nasylenie	do napełnienia naczynia	usuwanie kamieni i innych	dojrzałość kompostu	Skala 1-8	[28]
RI	procesowa	4 h	40-50%	250 ml	Rozdrobnienie frakcji organicznej odpadów	stabilność kompostu	mg O ₂ /kg/h	[28, 128]
AT4	20	4 dni	nasylenie 40-50%	30-40 g zwilżonej	< 20 mm	stabilność kompostu	mg O ₂ /g s.m.	[19, 28, 34, 128]
AT7	20	7 dni	nasylenie 40-50%	30-40 g zwilżonej	< 20 mm	stabilność kompostu	mg O ₂ /g s.m.	[28]
CRI_T	b.d.	1/4/7 dni	b.d.	b.d.	b.d.	stabilność i dojrzałość kompostu	g O ₂ /kg s.m.	[70]

b.d. – brak danych

Spośród wielu testów statycznych, które służą do oceny stabilności kompostowanego materiału dzięki prowadzonym licznym badaniom za najdokładniejsze i najczęściej stosowane w skali przemysłowej są testy RI (*Respiration Index*) oraz AT4 [18, 28, 34, 128].

Praktyczną metodą oceny stabilności biologicznej kompostu, opartą na pomiarze temperatury podczas tzw. próby samozagrzewania jest test przeprowadzony zgodnie z normą PN EN 16087-2: 2011[99]. Stosowana w praktyce ocena stopnia stabilności kompostu w oparciu o kryterium temperatury uzyskanej podczas testu w naczyniu DEWARA oparta jest na sześciostopniowej skali zdefiniowanej w sposób przedstawiony w tabeli 2.

Tabela 2. Klasyfikacja stopnia stabilności biologicznej kompostu [111]

T_{\max} w kolbie [°C]	Klasyfikacja stabilności	Opis stabilności (wg standardów UE)	T_{\max} w kolbie [°C]*	Klasa	Rekomendowana interpretacja
<30	V	ukończona	0-25	A	dojrzały, stabilny
30,1-40	IV	utwardzanie kompostu			
40,1-50	III	umiarkowanie aktywny	25,1-45	B	aktywny
50,1-60	II	bardzo aktywny, niedojrzały	>45,1	C	bardzo aktywny
>60	I	świeży, surowy odpad			

* maksymalna temperatura zakładając temp. otoczenia 20°C. Test nieprawidłowy, jeśli temp. otoczenia > 25°C

► Testy w warunkach dynamicznych

Podczas oznaczania wskaźników aktywności oddechowej w warunkach dynamicznych badana próbka poddawana jest przez cały okres prowadzenia analizy napowietrzaniu [28]. Poniżej zamieszczono charakterystykę wybranych testów respiracyjnych przeprowadzanych w warunkach dynamicznych.

Tabela 3. Testy respiracyjne dynamiczne

Nazwa testu	Warunki środowiskowe				Sposób przygotowania próbki	Ocena efektów	Jednostka	Źródło
	Temperatura [°C]	Czas testu	Wilgotność	Wielkość próbki				
ASTM	58	4 dni	50%	500 g	b.d.	stabilność kompostu	b.d.	[28]
DRI	procesowa	24 h	750 g/kg	b.d.	b.d.	stabilność kompostu	g O ₂ /kg s.m.	[18, 19, 28, 34]
RDMI	procesowa	b.d.	bez dowadniania	20-40 kg	rozdrobienie 50 mm	stabilność biologiczna	mg O ₂ /(kg·h)	[28]
DR ₄	37	4 dni	50% m/m	250 ml	rozdrobienie frakcji organicznej odpadów	stabilność kompostu	mg O ₂ /kg	[8, 28]

b.d. – brak danych

Wśród testów prowadzonych w warunkach dynamicznych stosowanym powszechnie testem jest DRI (*Dynamic Respiration Index*).

Testy respiracyjne, wykonywane zarówno w warunkach dynamicznych jak i statycznych stanowią obecnie najczęściej wykorzystywany rodzaj testu do oceny stopnia stabilności kompostu. Testy SRI (*Static Respiration Index*), RI oraz DRI są stosowane głównie w USA i we Włoszech. W Wielkiej Brytanii, wykorzystywany jest test SOUR (*Specific Oxygen Uptake Rate*). Przepisy w niektórych krajach członkowskich UE, np. w Niemczech i Austrii obligują do stosowania wskaźnika AT4. Wskaźnik ten jest również wykorzystywany we Włoszech oraz w Polsce [28].

Prowadzone liczne badania wykazały istnienie korelacji pomiędzy wskaźnikami respiracji oznaczanymi w warunkach dynamicznych i statycznych [4, 18, 20, 34]. Wysoką korelację wynoszącą nawet 0,9965 stwierdzono pomiędzy AT4 i DRI [4, 8, 18, 20, 34]. Tak wysoką współzależność wyrażoną współczynnikiem Pearsona stwierdzili w swoich badaniach Sanchez i inni prowadząc badania modelowe kompostowania osadów ściekowych z dodatkiem trzciny, jako materiału strukturalnego w proporcji wynoszącej 2/5 suchej masy obu składników wsadu [109].

Wysokie współzależności stwierdzono także pomiędzy wskaźnikami:

- ORG0200 i DR₄ 0,75 [8];
- ORG0200 i OUR 0,86 [8];
- OUR i DR₄ 0,93 [8];
- CRI i SRI 0,99 [70].

1.4. ParametrAT4

Metoda pozwalająca wyznaczyć wartości parametru AT4 polega *de facto* na oznaczeniu ilości wydzielonego przez badaną próbkę kompostu ditlenku węgla, który jest absorbowany przez roztwór NaOH w warunkach podciśnienia. W trakcie badań trwających 4 doby monitoruje się spadek ciśnienia wewnątrz hermetycznego naczynia, w którym umieszczona jest próbka. Obecnie dostępne są dwie certyfikowane metody pozwalające oznaczyć wartość AT4 różniące się sposobem wykonania badania. Znane są one pod nazwą SAPROMAT oraz OxyTop [28,134].

Przygotowanie próbek, w metodzie OxyTop, nie może przekroczyć 48 godzin od chwili poboru. Przechowywanie pobranych próbek powinno odbywać się w temperaturze 4°C. W przypadku kiedy rozpoczęcie oznaczenia nie jest możliwe w ciągu 48 godzin próbkę należy zamrozić w temperaturze -18°C do -20°C na czas 24 godzin. Zamrożenie próbki należy uwzględnić w późniejszych obliczeniach.

Całość próbki należy rozdrobnić do frakcji granulometrycznej <10 mm po usunięciu szkła, metalu, kamieni. Wagę usuniętych materiałów należy uwzględnić w obliczeniach.

Do próbki o masie 300 g należy dodać 300 ml wody wodociągowej i przenieść mieszaninę do urządzenia. Następnie przy ciśnieniu 1 kPa przez okres 30 minut filtrować próbkę. Wartość objętości filtratu należy odjąć od objętości wody, która została dodana wcześniej. Uzyskaną tak objętością należy uzupełnić próbkę.

Masa próbki o odpowiedniej wilgotności poddana badaniu powinna wynosić 40 g.

Analizę wykonuje się trzykrotnie. Wartość podciśnienia wewnątrz naczynia jest rejestrowana przez kontrolery i przeliczana na ilość zużytego w procesie tlenu.

Czas oceny trwa 4 dni. Rozpoczyna się podczas fazy przygotowawczej *lag phase*. Fazę tą można uznać za skończoną, kiedy ilość zapotrzebowania na tlen po 3 godzinach

osiąga 25% wartości średniej 3 – godzinowej, występującej w czasie największego wzrostu zapotrzebowania na tlen, a oznaczonych dla pierwszych 4 dni. Ilość zużytego tlenu odejmuje się od masy tlenu z całego oznaczenia (*lag phase* + 4dni). Masa tlenu z *lag phase* nie może przekroczyć 10% całkowitego poboru tlenu przez próbkę. W przypadku nie spełnienia tego warunku oznaczenie nie może być wykonane. Wyniki pomiarów muszą być rejestrowane w sposób ciągły. Wyniki powinny być zapisywane z dokładnością do setnych miejsc po przecinku. [28, 128].

Dla prawidłowej oceny aktywności biologicznej należy sporządzić wykres czasu trwania testu i *lag phase*. Aktywność biologiczną oblicza się korzystając ze wzorów [93]:

$$AB = \left[\frac{M_{O_2}}{R \cdot T} \right] \cdot \left(\frac{V_{fr}}{m_{Bt}} \right) \cdot |\Delta p| \quad (8)$$

gdzie:

- AB – aktywność biologiczna,
- M_{O_2} – ciężar molekularny tlenu, 31998 mg/mol,
- R – ogólna stała gazowa, 83,14 L·hPa/(K·mol),
- T – temperatura pomiaru, K,
- m_{Bt} – ciężar suchej masy gleby, kg,
- $|\Delta p|$ – zmiana ciśnienia, hPa,
- V_{fr} – wolna objętość gazu, obliczona na podstawie poniższego równania:

$$V_{fr} = V_{ges} - V_{AM} - V_{Bf} \quad (9)$$

gdzie:

- V_{ges} – całkowita objętość naczynia pomiarowego,
- V_{AM} – objętość absorbera i wewnętrznego wyposażenia pomocniczego,
- V_{Bf} – objętość wilgotnego materiału kompostowego.

Przyjmuje się, że badana próbka może być uznana za stabilną, jeśli wartość parametru AT4 jest mniejsza niż 10 g O₂/kg s.m.

1.5. Kinetyka procesu kompostowania

Rozkład substancji organicznych zachodzi przy udziale mikroorganizmów, a kinetyka procesu opisuje szybkość z jaką materia organiczna ulega rozkładowi. Opis szybkości przebiegu procesów biochemicznych uwzględnia szereg aspektów związanych głównie ze zużyciem tlenu i wydzielaniem ditlenku węgla oraz zmianą zawartość substancji organicznej.

Matematyczny opis kinetyki kompostowania jest niezbędny do optymalizacji przebiegu procesu w warunkach przemysłowych.

Kinetyka procesu kompostowania jest zapisywana za pomocą równań [13]:

- równanie I rzędu [Haug 1993]

$$r = \frac{d[S]}{dt} = -k \cdot [S] \quad (10)$$

gdzie:

r – szybkość procesu

$[S]$ – stężenie substratu

k – stała szybkości procesu wg reakcji I-rzędu, d^{-1}

- równanie n – tego rzędu [Petric i Selimbasic 2008]

$$r = \frac{d[S]}{dt} = -k \cdot [S]^n \quad (11)$$

gdzie:

r – szybkość procesu

$[S]$ – stężenie substratu

k – stała szybkości procesu wg reakcji n-rzędu, d^{-1}

- równanie Monoda [Haug 1993]

$$r = \frac{d[S]}{dt} = \frac{k_m \cdot [S] \cdot X}{K_s + [S]} \quad (12)$$

gdzie:

r – szybkość procesu

$[S]$ – stężenie substratu

k – stała szybkości procesu wg reakcji I-rzędu, d^{-1}

X – stężenie mikroorganizmów

k_m – maksymalny stopień rozkładu

K_s – połowiczny współczynnik prędkości

- równanie Contoia [Bongochgetsakul i Ishida 2008]

$$r = \frac{d[S]}{dt} = - \frac{[S]}{K_c \cdot X + [S]} \quad (13)$$

gdzie:

r – szybkość procesu

$[S]$ – stężenie substratu

k – stała szybkości procesu wg. reakcji I-rzędu, d^{-1}

X – stężenie mikroorganizmów

K_c – stała Contois

- równanie Gompertza [Mason 2008]

$$y = \ln \frac{n_b}{n_0} = a \cdot e^{(-e^{(b-c)t})} \quad (14)$$

gdzie:

n_b – liczba komórek bakteryjnych

n_0 – liczba komórek bakteryjnych w czasie $t=0$

a, b, c – stałe empiryczne

t – czas

Jak można zauważyć, najczęściej do opisywania procesu kompostowania stosowane jest równanie kinetyki I-rzędu [13].

W tabeli 4 przedstawiono przegląd literatury pod względem stosowania równań kinetyki w badaniach:

Tabela 4. Równania kinetyki opisujące przebieg procesu kompostowania [13,91]

Rodzaj kompostowanego materiału	Równanie kinetyki I rzędu	Równanie Monod'a	Równanie Gompertz'a	Inne
Zmieszane odpady komunalne	Haug 1993 Keener <i>i in.</i> 1993, 1995, 1997, 2003, 2005 Van Lieri <i>in.</i> 1994 Das & Keener 1996, 1997 Adanii <i>in.</i> 1997, 2001 Bertonii <i>in.</i> 1997 Hamodai <i>in.</i> 1998 Moheei <i>in.</i> 1998 Tollneri <i>in.</i> 1998 Koenig & Bari 1999 Robinzoni <i>in.</i> 1999 Shin <i>i in.</i> 1999 Bari & Koenig 2000 Bari <i>i in.</i> 2000 Eklind&Kirchmann 2000 Kim <i>i in.</i> 2000 Lasaridii <i>in.</i> 2000 Ndegwai <i>in.</i> 2000 Paredesi <i>in.</i> 2000, 2001, 2002 Beck-Friisi <i>in.</i> 2001 Higgins & Walker 2001 Ekincii <i>in.</i> 2002, 2004, 2006 Li <i>i in.</i> 2002 Nakasaki&Ohtaki 2002 Cronjéi <i>in.</i> 2004 Komilis 2006 Ramirez-Perez <i>i in.</i> 2007 de Guardia <i>i in.</i> 2008 Mason 2008a, 2008b, 2009 Tosuni <i>in.</i> 2008 Yu <i>i in.</i> 2009 Villasenor <i>i in.</i> 2012	Whang&Meenaghan, 1980 Kaiser, 1996 Stombaugh&Nokes, 1996 Agamuthui <i>in.</i> 2000 Huang <i>i in.</i> 2000 Seki 2000 de Guardia <i>i in.</i> 2001 Hamelers 2004 Zavala <i>i in.</i> 2004a, 2004b Tremieri <i>in.</i> 2005 Xi <i>i in.</i> 2005, 2008 Yamada & Kawase 2006 Qin <i>i in.</i> 2007 Sole-Maurii <i>in.</i> 2007 Bongochgetsakul&Ishida 2008 Buenoi <i>in.</i> 2008 Lin <i>i in.</i> 2008a, 2008b	Silveira 1999 Chang <i>i in.</i> 2005, 2006a Mason 2008a, 2008b	Paredesi <i>in.</i> 2002 (zero-rzędu) Briskii <i>in.</i> 2007 (n-rzędu) Gomes & Pereira 2008 (pseudo-I-rzędu) Petric&Selimbasic 2008 (2.89-rzędu) Pujoli <i>in.</i> 2011 (modelowanie numeryczne)
Osady ściekowe	Kulikowska 2016 Zhang <i>i in.</i> 2016 Sadefi <i>in.</i> 2014 Białobrzewski <i>i in.</i> 2015			
Fracja organiczna z odpadów komunalnych	Kabbashii <i>in.</i> 2014			Petrici <i>in.</i> 2012 (n-rzędu) Petrici <i>in.</i> 2015 (n-rzędu)

1.6. Modele matematyczne opisujące proces kompostowania

Istnieje wiele modeli opisujących proces kompostowania [15, 71, 88, 97, 98, 121]. Podstawą większości opracowań, opisujących ubytek substancji organicznej jest równanie kinetyki I-rzędu:

$$r = \frac{d(VS \text{ consumed})}{dt} = k \cdot [BVS_t] \quad (15)$$

gdzie:

r – szybkość procesu,

$VS_{consumed}$ (*votatilesolids*) – części lotne (s.o.), % s.m.

k – stała szybkości procesu, d^{-1}

$[BVS_t]$ – zawartość biodegradowalnych części lotnych (s.o.), % s.m.

Zmianę ilości skonsumowanej materii organicznej w czasie, determinuje stała szybkości k , decydująca o kształcie funkcji pierwotnej i wyrażająca wpływ różnych zmiennych (zmienne niezależne) determinujących przebieg procesu. W warunkach przemysłowych zmiennymi niezależnymi są parametry procesowe, modyfikujące wartości stałej k zgodnie z równaniem (16).

$$k' = k \cdot f(T) \cdot f(MC) \cdot f(O_2) \cdot f(FAS) \quad (16)$$

gdzie:

k' – skorygowana stała szybkości procesu, d^{-1}

k – stała szybkości procesu wg reakcji I-rzędu, d^{-1}

$f(T)$ – bezwymiarowy współczynnik wagowy temperatury

$f(MC)$ – bezwymiarowy współczynnik wagowy wilgotności

$f(O_2)$ – bezwymiarowy współczynnik wagowy temperatury

Według dostępnych danych, stała k w równaniach kinetyki opisujących proces kompostowania w warunkach przemysłowych i laboratoryjnych, przyjmuje różną wartość w zależności od kompostowanego materiału i zastosowanej technologii (tab.5 i 6).

Tabela 5. Wartości stałej szybkości reakcji w warunkach przemysłowych [13]

Rodzaj kompostowanego materiału	k [d ⁻¹]	k' [d ⁻¹]	Technologia kompostowania	Autor
MSW, frakcja <80mm	0,013	0,063	<i>Koch</i> otwarty system, z wymuszonym napowietrzaniem, obracany co 6,3 dnia	Baptista 2009 [13]
MSW, frakcja <25 mm	0,019	0,043	<i>Vinci-Environment</i> otwarty system, z wymuszonym napowietrzaniem, obracany co 7 dni	Baptista 2009 [13]
MSW, frakcja <80mm	0,039	0,082	<i>Koch</i> otwarty system, z wymuszonym napowietrzaniem, obracany co 6 dni	
MSW frakcja <40 mm	0,019	0,056	<i>HV 1-1</i> otwarty system, 8 tygodni intensywnego kompostowania, kompostowanie statyczne w przyzmac	Fricke& Muller 1999
MSW frakcja <40 mm	0,014	0,041	<i>HV 2</i> otwarty system, 16 tygodni intensywnego kompostowania, 45 tygodni utwardzania bez napowietrzania, kompostowanie statyczne w przyzmac	
MSW frakcja <40 mm	0,016	0,074	<i>HV 3</i> otwarty system, 4 tygodnie intensywnego kompostowania, 57 tygodni utwardzania bez napowietrzania, kompostowanie statyczne w przyzmac	
MSW frakcja <40 mm	0,023	0,043	<i>ROCO 1</i> zamknięty kontener, wysoka kontrola procesu, 17 tygodni intensywnego kompostowania	
MSW frakcja <40 mm	0,054	0,064	<i>ROCO 4</i> zamknięty kontener, wysoka kontrola procesu, 18 tygodni intensywnego kompostowania	
MSW	0,032	0,041	<i>Biodegma</i> wymuszony system napowietrzania	
MSW	0,058	0,112	<i>Kessler & Luch</i> wymuszone napowietrzanie	
MSW	0,010	0,038	<i>WGV 2</i> tygodnie napowietrzania, 7 tygodni bez napowietrzania, 2 tygodnie napowietrzania	
MSW frakcja <50 mm	0,044	0,077	Pierwsze 37 dni napowietrzanie naturalne, obracanie co 2 dni, następnie faza utwardzania	

MSW (Municipal Solid Waste) – stałe odpady komunalne

Tabela 6. Wartości stałej szybkości reakcji w warunkach laboratoryjnych [13] (cz. 1)

Rodzaj kompostowanego materiału	k [d ⁻¹]	k' [d ⁻¹]	Technologia kompostowania	Autor
MSW	0,051	0,073	Reaktor 200l, napowietrzany, wymieszanie co 7 dni	Keener 1997
MSW	0,083	0,092		
MSW	0,024	0,027		
MSW	0,032	0,068	Reaktor 200l, napowietrzany, wymieszanie co 3,4 dnia	
Sucha karma dla psów+zrębki drewniane (9:1)	0,095	0,30	Izolowany reaktor 1500l, napowietrzany nagrzanym i nawilżonym powietrzem, obrót co 30 minut	Richard 1997
MSW zmielone w młynie, frakcja <50 mm (10:1)	0,011	0,021	Kolby erlenmayerao poj. 2 l (próbki 0,5 kg), o stałej temp., napowietrzane wilgotnym powietrzem, codzienne ręczne mieszanie	Hamodai <i>in.</i> 1998
Odpady spożywcze: 15% zboża, 50% warzywa, 20% mięso lub ryby, 15% owoce, 5% dojrzały kompost mokry	0,51	2,84	Zlewki o poj. 2 l, temp. 25°C, wilgotność 50-60%, mieszane, nie napowietrzane	Namkoongi <i>in.</i> 1999
Odpady spożywcze: 30% zboża, 41% warzywa, 17% mięso lub ryby, 12% owoce, 5% dojrzały kompost mokry	0,63	3,53		
Odpady spożywcze: 11% zboża, 38% warzywa, 40% mięso lub ryby, 11% owoce, 5% dojrzały kompost mokry	0,47	2,65		
Resztki warzyw, mięsa, ryżu, jajek, chleba, wióry (8,7:2,9 wag)	0,10	0,33	Izolowany reaktor 8,7 l (próbki 1,3 kg), napowietrzany nawilżanym powietrzem, codziennie mieszany	Shini <i>in.</i> 1999
MSW frakcja <50 mm	0,071	0,20	Pierwsze 37 dni kompostowania w adiabaticznym reaktorze 150 l napowietrzanym, następnie 79 dni bez napowietrzania z uzupełnianiem wody co 4-5 dni, próbki 25 kg	Adanii <i>in.</i> 2000

MSW (Municipal Solid Waste) – odpady komunalne stałe

Tabela 6. Wartości stałej szybkości reakcji w warunkach laboratoryjnych [13] (cz. 2)

Rodzaj kompostowanego materiału	k [d ⁻¹]	k' [d ⁻¹]	Technologia kompostowania	Autor
Odpadki kuchenne <10-15 mm, papier, trociny (75:1,5:12,5 wag)	0,070	0,16	Izolowany reaktor 200 l, napowietrzany, bez obracania	Bari <i>in.2000</i>
Resztki warzyw z marketu <2 cm, ryż, 6:1 + 30% mokrego kompostu	0,20	0,24	Reaktor z kontrolą temperatury, napowietrzany – 5,3 kg	Huang <i>in.2000</i>
Odpady z gospodarstwa domowego <13 mm, posiekana słoma (1:0,3)	0,32	0,34	Izolowany reaktor 200 l, napowietrzany, z codziennym półautomatycznym mieszaniem	Beck-Friisi <i>in.2001</i>
Odpady z gospodarstwa domowego <28 mm, posiekana słoma (3:1)	0,30	0,31	Izolowany reaktor 200 l, napowietrzany, z codziennym półautomatycznym mieszaniem	Smarsi <i>in. 2002</i>
Odpady z gospodarstwa domowego <13 mm, posiekana słoma	0,30	0,32	Izolowany reaktor 200 l, napowietrzany, z codziennym półautomatycznym mieszaniem	Beck-Friisi <i>in. 2003</i>
Odpady spożywcze (warzywa, fast-food, mleko) w równych ilościach wagowych+10-15% obj. opakowań aluminiowych	0,076	0,088	Reaktor laboratoryjny 25 l o temp. 55°C, napowietrzany	Komilis 2006
Odpady spożywcze (warzywa i owoce) 5-10 mm, gleba z nieużytków (3:1), polichlorek winylu jako substancja wypełniająca	0,52	0,82	Izolowane kolumny 1 l, z napowietrzaniem wilgotnym powietrzem	Briskii <i>in.2007</i>
Odpady z gospodarstwa domowego <13 mm +posiekana słoma	0,33	0,34	Izolowany reaktor 200 l, napowietrzany, z codziennym półautomatycznym mieszaniem	Eklindi <i>in.2007</i>

MSW (Municipal Solid Waste) – odpady komunalne stałe

1.7. Podsumowanie części studialnej, teza pracy

Wykonanie testu respiracji w oparciu o metodę pomiaru wartości parametru AT4, uwzględniając przygotowanie próbki może trwać ostatecznie nawet do 7 dni [66]. W sytuacji, gdy celem kompostowania jest wytwarzanie tzw. stabilizatu, to według obowiązujących standardów w różnych państwach UE, wartość AT4 w produkcie końcowym powinna wynosić 5-10 mg O₂/g s.m. [25]. Niezależnie od jakości produktu warunkującego jego dalsze zagospodarowanie, jeżeli cały proces przebiega dwuetapowo z zastosowaniem zamkniętych reaktorów lub pryzm napowietrzanych w halach, to zgodnie z zaleceniem Komisji Europejskiej, zakończenie pierwszej tzw. fazy gorącej wymaga ustabilizowania materiału na poziomie odpowiadającym wartości AT4 równym 20 mg O₂/g s.m. [105]. Można zatem stwierdzić, że ze względu na metodykę badawczą wykorzystanie AT4, jako wskaźnika służącego kontroli przebiegu kompostowania jest znacznie ograniczone, ponieważ decyzje o zakończeniu fazy gorącej muszą być podejmowane w czasie rzeczywistym [113]. W tym kontekście bardziej praktyczne są testy respiracyjne w oparciu o metody dynamiczne, czego przykładem jest metoda DRI lub metoda RI wykonywana *in situ* i przeprowadzana w temperaturze procesowej w czasie 4 lub 24 godzin [72].

Bez wątplenia, spadek wartości parametru AT4 w trakcie kompostowania jest skutkiem postępującego ubytku zawartości substancji organicznej, której ilość w wyniku procesu mineralizacji systematycznie maleje [43]. Badania prowadzone w skali przemysłowej przez Lornage [81] wykazały, że w czasie 25 tygodni stabilizacji tlenowej frakcji organicznej wydzielonej z odpadów komunalnych, obniżeniu SO z 61,9 do 39,4% s.m. odpowiadał spadek wartości AT4 z 82,9 do 16,0 mg O₂/g s.m. [81]. Potwierdzona licznymi badaniami wysoka współzależność pomiędzy wskaźnikami fizykochemicznymi służącymi ocenie surowca pod kątem zastosowania biologicznego przetwarzania kompostowania, jak również kontroli przebiegu procesu, uzasadnia zastosowanie metod numerycznych do opracowania modelu prognozującego wartość AT4 istotną ze względu na kontrolę efektywności realizowanej technologii [115].

Przeprowadzone studium obejmujące różne aspekty kompostowania, w tym również kwestię oznaczania aktywności biologicznej przetwarzanego materiału w różnych fazach trwania procesu, w kontekście ich praktycznego zastosowania w obiektach przemysłowych, pozwala sformułować następujące wnioski:

- 1) potrzebne jest rozwiązanie, które przyspieszy ocenę stopnia stabilności kompostu, tym samym zminimalizuje koszty związane z przetrzymywaniem wsadu w reaktorze,
- 2) ocena stabilności na podstawie zawartości substancji organicznej lub jej ubytku, nie daje miarodajnych wyników, co uzasadnia zastosowanie wskaźnika aktywności oddechowej, w tym parametru AT₄,
- 3) istnieje związek pomiędzy wskaźnikami respiracyjnymi, a zawartością substancji organicznej.

Powyższe wnioski, stanowiące efekt przeprowadzonego studium literatury naukowej i technicznej, uzasadniają sformułowanie następującej tezy pracy:

Istnienie silnej korelacji pomiędzy stabilnością kompostu a ubytkiem substancji organicznej podczas kompostowania, umożliwi skonstruowanie modelu prognozującego wartość parametru AT₄, w czasie rzeczywistym (online).

2. Cel i zakres pracy

Głównym celem przeprowadzonych badań było opracowanie równań opisujących szybkość ubytku substancji organicznej podczas kompostowania oraz wyznaczenie zależności pomiędzy wartościami tzw. skonsumowanej substancji organicznej i parametrem AT₄.

Cele częściowe badań, to:

1. Obliczenie stałych szybkości procesu kompostowania w warunkach laboratoryjnych dwóch rodzajów wsadu tj. odwodnionych osadów ściekowych oraz frakcji organicznej wydzielonej z odpadów komunalnych,
2. Opracowanie równań kinetyki procesu kompostowania obu rodzajów wsadu, z uwzględnieniem współczynników modyfikujących wartości stałej szybkości procesu w warunkach rzeczywistych,
3. Wyznaczenie krzywych regresji opisujących związku pomiędzy AT₄ i ubytkiem substancji organicznej.

Plan badań został opracowany w taki sposób, aby realizowane w ramach badań próby kompostowe były niezależne od siebie. Założono, że niepowodzenie jednej próby

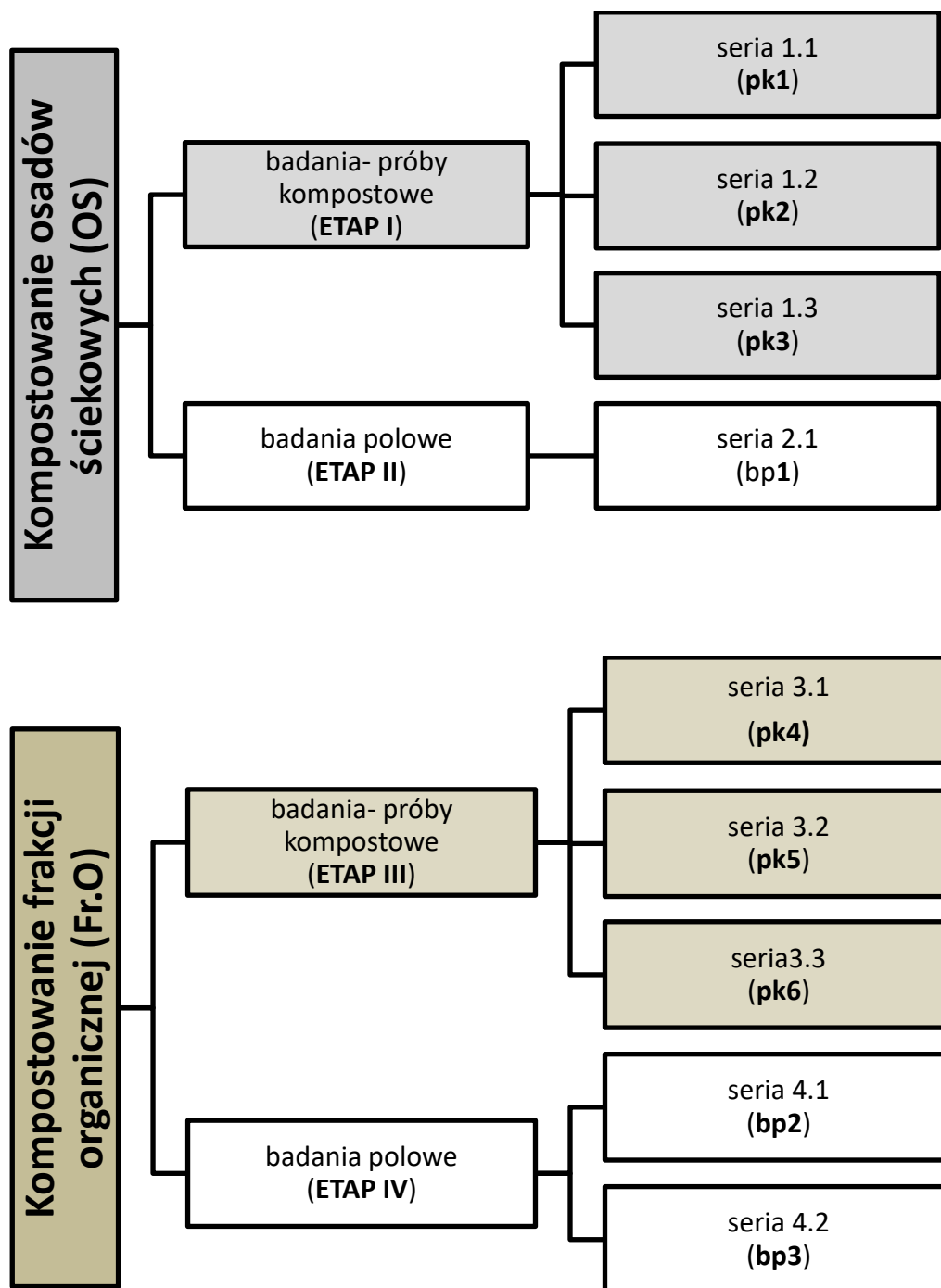
kompostowej nie wpłynie na przebieg pozostałych. Badania przebiegu procesu kompostowania zostały przeprowadzone w czterech etapach i obejmowały badania prowadzone w warunkach laboratoryjnych, w skrócie - próby kompostowe, oraz badania polowe (rys. 1). W badaniach laboratoryjnych procesu kompostowania istotnym było utrzymanie warunków optymalnych dla procesu, a więc odpowiedniej ilości doprowadzanego powietrza oraz wilgotności wsadu.

I etap – badania laboratoryjne, obejmował wykonanie prób kompostowych, w których wsadem były odwodnione mechanicznie osady ściekowe, pochodzące z oczyszczalni ścieków w miejscowości Jamno, z dodatkiem słomy i zrębków drewnianych w proporcji 1/1/1. Badania - próby kompostowe, przebiegały w warunkach statycznych. Podczas badań wykonano trzy niezależne próby kompostowe (seria 1.1÷3), będące w istocie powtórzeniem badań procesu kompostowania w warunkach ustalonych. Etap I związany był z realizacją celu cząstkowego nr.1.

II etap – badania polowe, został przeprowadzone na terenie kompostowni osadów ściekowych zlokalizowanej na terenie Oczyszczalni Ścieków należącej do Spółki z o.o. *Wodociągi Słupsk* w Słupsku. Podczas badań monitorowano zmiany wybranych parametrów kompostu w trakcie jego produkcji - technologia pryzm przierzucanych, w warunkach przemysłowych w jednej pryzmie - seria 2.1. Etap II związany był z realizacją celów cząstkowych nr. 2 i 3.

III etap – przeprowadzony w warunkach laboratoryjnych analogicznie jak etap I. Obejmował on wykonanie prób kompostowych, w których wsadem była frakcja organiczna wydzielona ze zmieszanych odpadów komunalnych przetwarzanych w Regionalnym Zakładzie Przetwarzania Odpadów w Sianowie. Podczas badań wykonano trzy niezależne próby kompostowe (seria 3.1÷3), będące powtórzeniem badań procesu kompostowania przebiegającego w warunkach ustalonych. Etap III związany był z realizacją celu cząstkowego nr.1.

IV etap – badania polowe, obejmujące monitorowanie procesu kompostowania w bioreaktorach statycznych Instalacji Biologicznego Przetwarzania Odpadów zlokalizowanych na terenie Zakładu Utylizacji, Recyklingu, Przerobu i Unieszkodliwiania Odpadów Komunalnych i Przemysłowych w miejscowości Rudna Wielka gmina Wąsosz [6]. W etapie II, związanym z realizacją celów cząstkowych nr. 2 i 3, wykonano dwie serie badawcze (seria 4.1÷2).



Rys. 1. Schemat badań

3. Metody badań

Metody prowadzenia badań były podyktowane oczekiwanymi efektami oraz przyjętymi powszechnie normami postępowania. Ze względu na podobny charakter etapów I i III realizowanych w warunkach laboratoryjnych - próby kompostowe, omówienie metodyki badawczej obejmuje kolejno etapy: I, III, II i IV.

3.1. Próby kompostowe- etap I i III

Próby kompostowe były przeprowadzone w reaktorze porcjowym o pojemności 60 litrów. Proces przebiegał w warunkach ustalonych: wilgotność 65% i przepływ doprowadzanego powietrza $q = 0,13 \text{ dm}^3/(\text{g s.m}\cdot\text{h})$, które były jednocześnie warunkami optymalnymi. Przed rozpoczęciem procesu kompostowania oznaczano wilgotność w surowcu (osady ściekowe i frakcja organiczna) i na podstawie otrzymanych wyników sporządzano bilans wilgotności. Przy założonej wilgotności procesu, wynoszącej 65%, z uwagi na niski poziom wilgotności słomy oraz zrębków drewnianych konieczne było dodanie odpowiedniej ilości wody. Substraty do procesu kompostowania w etapie I stanowiły odwodnione osady ściekowe, zrębki drzewne oraz słoma, wymieszane w stosunku wagowym ustalonym według technologii stosowanej w Słupsku (pkt. 10.2). Wsad był okresowo przierzucany (raz na 2 dni) oraz natleniany powietrzem ogrzanym do temp. 35°C. Podczas trwania próby kompostowej codziennie mierzono temperaturę oraz stężenie tlenu w porach kompostu. Warunki przebiegu prób kompostowych z wykorzystaniem frakcji organicznej były analogiczne jak w przypadku prób kompostowych wykonanych dla osadów ściekowych.

Substratem do procesu kompostowania w etapie III była frakcja organiczna wydzielona ze zmieszanych odpadów komunalnych, powstała poprzez przesiewanie na sicie o średnicy oczek 80 mm (frakcja podsitowa). W obu etapach, pobierano próbki do oznaczeń parametrów procesowych, tj.:

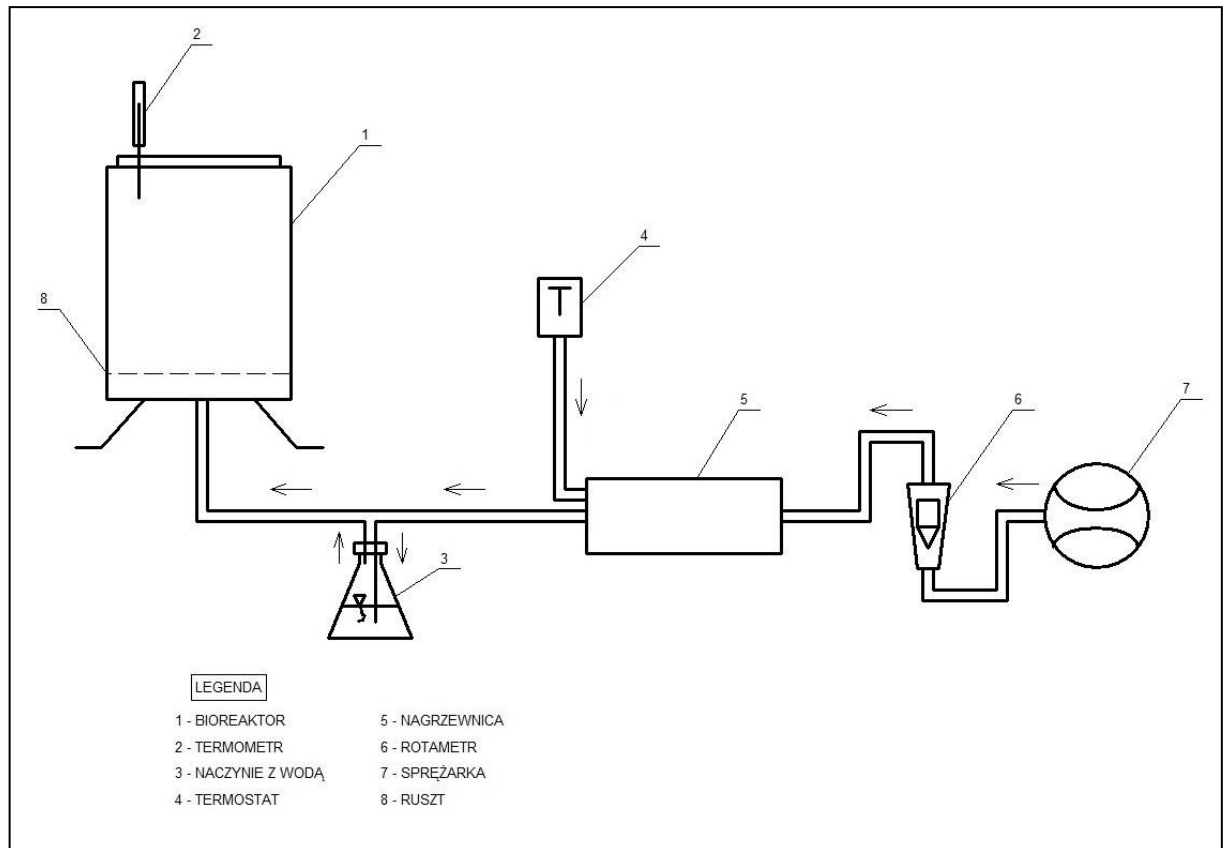
- suchej masy i wilgotności,
- substancji organicznej,
- ogólny węgla organicznego,
- azotu ogólnego.

Na rysunku nr 2 przedstawiony został schemat stanowiska badawczego. Zorganizowano dwa stanowiska badawcze. Jedno stanowisko posłużyło do przeprowadzenia trzech cykli procesu kompostowania osadów ściekowych - cykle pk 1÷3, a drugie stanowisko do trzech cykli kompostowania frakcji organicznej odpadów komunalnych - cykle pk 4÷6.

W obu etapach zastosowano ten sam rodzaj reaktora, zbudowanego z blachy stalowej ocynkowanej izolowanej na zewnątrz wełną mineralną o grubości 5 cm. Wewnątrz reaktora, na dnie ułożony był spiralnie perforowany kolektor służący dystrybucji powietrza. Nad przewodem, umieszczono ruszt, na którym znajdował się wsad kompostowany. Cały zbiornik był szczelnie zamknięty metalową pokrywą. Do bioreaktora za pomocą gumowych przewodów doprowadzano powietrze kierowane ze sprężarki tłokowej. Poprzez regulację zaworu redukcji ciśnienia, stanowiącego wyposażenie sprężarki, uzyskiwano wymagany przepływ powietrza wynoszący $4 \text{ dm}^3/\text{min}$, odczytywany z rotametu, o zakresie pomiarowym do $25 \text{ dm}^3/\text{min}$. Na odcinku instalacji pomiędzy sprężarką i reaktorem umieszczona była nagrzewnica powietrza wyposażona w termostat ustawiony na 35°C oraz naczynie z wodą służące podniesieniu wilgotności powietrza. W trakcie trwania prób kompostowych starano się utrzymać wilgotność wsadu w granicach 55÷65%.

Pobór próbek do badań fizykochemicznych odbywał się raz na 2 dni – I etap i raz na 7 dni – III etap. Łącznie pobrano do badań 30 próbek w etapie I i 30 próbek w etapie III.

Współczynnik określający iloraz powierzchni bocznej reaktora do jego objętości, w warunkach przemysłowych powinien wynosić powyżej $4 \text{ m}^2/\text{m}^3$ [117]. Natomiast, w skali laboratoryjnej zaleca się, aby wartość tego parametru była poniżej $4 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Parametr ten ma wpływ na długość trwania fazy termofilnej procesu kompostowania. W badaniach własnych niniejszy parametr wynosił $1,25 \text{ m}^2/\text{m}^3$.



Rys. 2. Schemat stanowiska badawczego prób kompostowych

3.2. Badanie procesu kompostowania osadów ściekowych w warunkach przemysłowych

Proces kompostowania osadów ściekowych w warunkach przemysłowych został przeprowadzony na terenie kompostowni w Słupsku. Surowcem do procesu była mieszanina osadów ściekowych, zrębków drewnianych oraz słomy w proporcji wagowej odpowiednio: 8:3:1. Proces prowadzony był dwuetapowo. Etap pierwszy, poprzedzony tygodniowym okresem formowania pryzmy, przebiegał z intensywnym napowietrzaniem poprzez przerzucanie pryzmy dwa razy w ciągu tygodnia. Po około sześciu tygodniach, kompost został skierowany do boksów, gdzie dojrzewał przez kolejne trzy miesiące.

Instalacja do biologicznego przekształcania substancji organicznej składała się z zadaszego placu, na którym formowano pryzmę kompostową na całej jego długości. Tworzenie pryzmy polegało na rozłożeniu bali słomy na całej długości planowanej pryzmy, za pomocą ładowarki wyposażonej w wagę. Dalej, bale były rozluźniane, aby stanowiły luźny materiał. Następnie na słomę narzucane były zrębki drewniane również za pomocą ładowarki

i mieszane ze słomą. W tak utworzonej przyzmy, u góry tworzona była bruzda, w której umieszczane były osady ściekowe. Po umieszczeniu osadów następowało wymieszanie przyzmy na całej długości za pomocą przerzucarki. Przerzucanie utworzonej przyzmy odbywało się intensywnie przez pierwszych kilka dni. Proces kompostowania w przyzmach prowadzony był przez 6 tygodni. Po tym czasie ustabilizowany materiał kierowany był do przesiewania i umieszczany w boksach, w celu dojrzewania przez około trzy miesiące. Przyzmy w trakcie procesu były napowietrzane. Schemat obrazujący realizowaną technologię kompostowania osadów w Słupsk przedstawiono na rysunku 3.

W trakcie badań monitorowano temperaturę oraz zawartość tlenu wewnątrz przyzmy. Do oznaczeń laboratoryjnych pobierano próbkę reprezentatywną kompostu o masie około 1,5 kg. W próbkach kompostu oznaczano:

- suchą masę i wilgotność
- substancję organiczną,
- ogólny węgiel organiczny,
- azot ogólny,
- parametr AT4.



Rys. 3. Schemat technologii kompostowania na terenie Oczyszczalni Ścieków „Wodociągi Słupsk” w Słupsku (OS, etap III, bp1), źródło:

www.kompostownia.wodociagi.slupsk.pl/informacje-podstawowe

3.3. Badanie procesu kompostowania frakcji organicznej w warunkach przemysłowych

Badania procesu kompostowania frakcji organicznej odpadów komunalnych w warunkach przemysłowych został przeprowadzony na terenie „Zakładu Utylizacji, Recyklingu, Przerobu i Unieszkodliwiania Odpadów Komunalnych i Przemysłowych” w miejscowości Rudna Wielka (woj. wielkopolskie).

Instalacja do prowadzenia procesu biologicznego przekształcania substancji organicznej została wybudowana w technologii NOVAKOMP. Składa się z bioreaktorów wykonanych z żelbetu, w którym wykorzystano beton odporny na działanie agresywnych substancji chemicznych (np. chlorki) oraz dużą wilgotność podczas trwania procesu. Bioreaktory zamykane są ręcznie za pomocą ocieplonych bram segmentowych. Napowietrznie wsadu odbywało się za pomocą wentylatorów, które wтягиwały powietrze do komory rozprężnej, a stamtąd pod odpowiednim ciśnieniem przez otwory w płytach wciągane było od dołu w materiał kompostowany. Ilość dostarczanego powietrza do bioreaktora wynosiła 4 500 m³/h. Dzięki temu materiał nie zbijał się, a jego struktura stawała się luźniejsza, przez co nie powstawały miejsca niedotlenione. Bioreaktor posiadał również system nawadniania w celu utrzymania wilgotności.

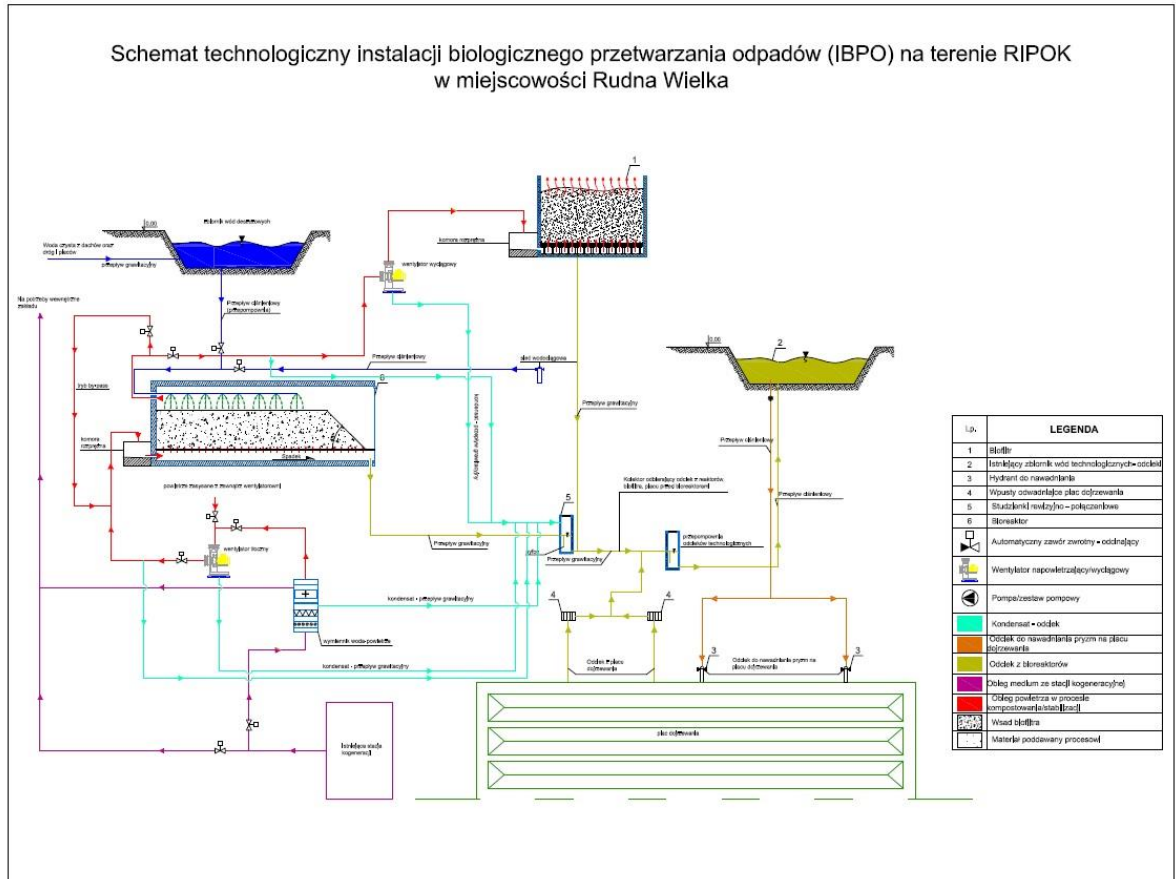
Wsad do procesu kompostowania stanowiła frakcja organiczna po procesie mechanicznego przetwarzania o uziarnieniu 0÷80 mm. Materiał wejściowy posiadał odpowiednią wilgotność, dlatego nie podjęto decyzji o nawodnieniu przyzmy. Proces był prowadzony przez 28 dni. Przebiegał automatycznie, a wyniki pomiarów temperatury oraz parametry technologiczne były archiwizowane. Pobór próbek do oznaczeń w akredytowanym laboratorium odbywał się raz

w tygodniu. Łączna ilość pobranych próbek w dwóch bioreaktorach wyniosła 120. Schemat obrazujący realizowaną technologię kompostowania frakcji organicznej w ZURPiU w Rudna Wielka przedstawiono na rysunku 4.

Proces prowadzony był przez 4 tygodnie. W trakcie badań monitorowano temperaturę oraz raz w tygodniu pobierano próbkę reprezentatywną kompostu do badań fizykochemicznych wykonywanych przez akredytowane laboratorium SGS Polska Sp. z o.o. W próbkach oznaczano:

- wilgotność,

- ogólny węgiel organiczny,
- substancję organiczną,
- parametr AT4.



Rys. 4. Schemat technologii NOVAKOMP (Fr. O, etap IV, bp 2-3), źródło: [6]

3.4. Metodyka badawcza

► Przebieg badań i pobór próbek

Pobieranie oraz przechowywanie próbek kompostu odbywało się zgodnie z normą PN-Z-15011-1:1998. Pobór próbek kompostu w warunkach przemysłowych w etapie II i IV odbywał się odpowiednio dwa razy i jeden raz w tygodniu. W obu przypadkach pozyskiwanie próbek polegało na pobraniu z trzech wyznaczonych wcześniej miejsc przyzmy próbek o masie ok. 20 kg, następnie wymieszaniu ich i wydzieleniu próbki reprezentatywnej o masie 1,0 kg w której oznaczano: wilgotność, ogólny węgiel organiczny, azot ogólny, substancję organiczną oraz AT4. Schemat postępowania związanego z poborem próbek w czasie trwania etapu II przedstawiono na rysunku 7. Analogiczny schemat w przypadku etapu IV,

przedstawiają rysunki 8 i 9. Na rysunkach nr 5 i 6, przedstawiono zdjęcia obrazujące obiekty w których prowadzono badania w warunkach przemysłowych tj. etapy II i IV.

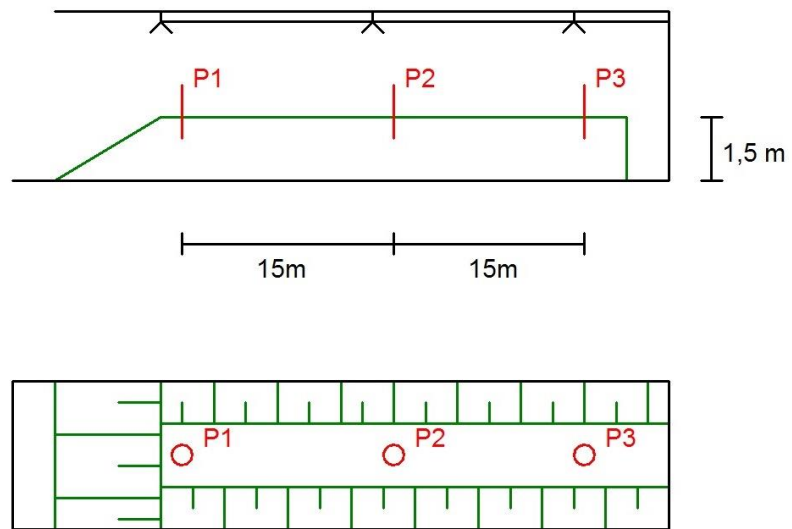


Rys. 5. Pryzmy kompostowe, Słupsk (OS, etap II, bp1), źródło:

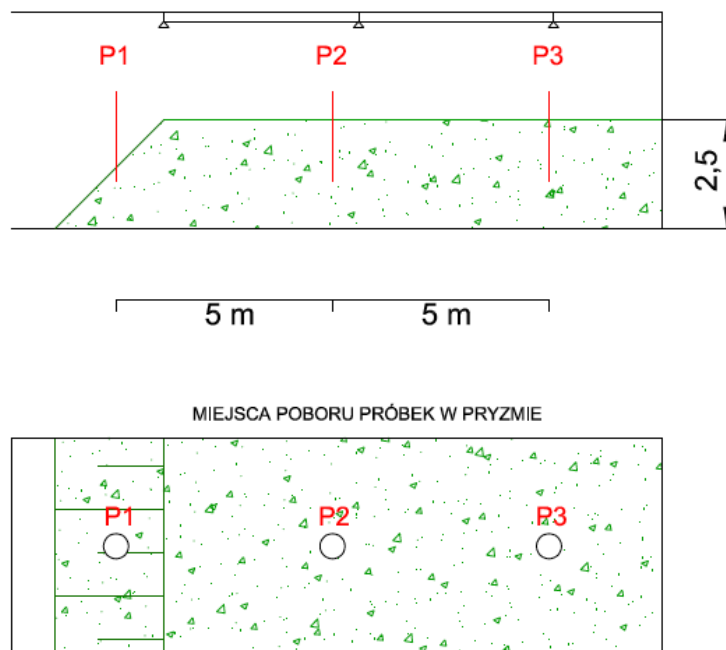
<http://kompostownia.wodociagi.slupsk.pl/galeria>



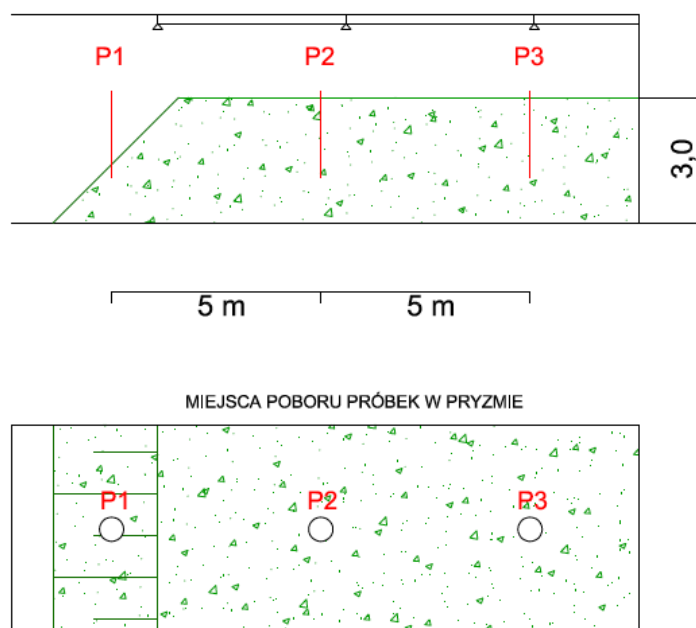
Rys. 6. Bioreaktory, Rudna Wielka (Fr. O, etap IV, bp 2-3), źródło: [6]



Rys. 7. Sekcje poboru próbek (OS, etap II, bp1)



Rys. 8. Sekcje poboru próbek (Fr. O, etap IV, bp2), źródło: [6]



Rys. 9. Sekcje poboru próbek (Fr. O, etap IV, bp3), źródło: [6]

► Pomiar temperatury

Pomiar temperatury w bioreaktorach w warunkach laboratoryjnych odbywał się urządzeniem typu CP-401 firmy ELMETRON. Elektrode zanurzano wewnątrz wsadu na głębokość około 0,5 metra. Pomiaru dokonywano w trzech miejscach.

Pomiar temperatury w pryzmie (etap II) oraz w bioreaktorach (etap IV) odbywał się za pomocą termometru bagietowego w pięciu wyznaczonych punktach pomiarowych. Odczyt temperatury dokonywany był po ok. 5 minutach od czasu włożenia bagietu w głąb pryzmy.

► Pomiar stężenia tlenu w porach kompostu

Zawartość tlenu w porach kompostu była mierzona za pomocą urządzenia QRAE II detector gazu 0÷30% (% obj.). Urządzenie umieszczano na głębokość 1 metra w głąb pryzmy i dokonywano trzech pomiarów. Natlenienie mierzono w trzech punktach pomiarowych.

► **Oznaczanie suchej masy i wilgotności kompostu**

Przygotowanie próbki wg normy PN-Z-15011-3:2001.

Oznaczenie wykonano metodą wagową. Naważka była suszona przez 24 godziny w suszarce, w temperaturze 105°C.

► **Oznaczenie zawartości substancji organicznej w kompoście**

Przygotowanie próbki wg normy PN-Z-15011-3:2001.

Oznaczenie wykonano metodą wagową jako stratę po prażeniu. Po wysuszeniu naważki w 105°C, wyprażano ją przez 6 godzin w piecu w temperaturze 510°C.

► **Oznaczenie zawartości ogólnego węgla organicznego w kompoście**

Oznaczenie wg Operating Instructions Vario MAX CN

Zawartość ogólnego węgla organicznego oznaczano w próbce wysuszonej w 105°C metodą analizy elementarnej. Polega ona na rozkładzie związków organicznych w wyniku katalitycznego spalania w obecności tlenu. Temperatura spalania wynosi 1050°C. Proces spalania jest możliwy po napełnieniu układu helem, który pełni rolę gazu nośnego. Sygnał pomiarowy generowany był za pomocą detektora przewodności cieplnej. Oznaczenie wykonano za pomocą Makroanalizatora Vario MAX CN firmy elementar. Oznaczalność węgla w próbce wynosiła 0,02 mg.

► **Oznaczenie zawartości azotu ogólnego w kompoście**

Oznaczenie wg Operating Instructions Vario MAX

Azot ogólny oznaczano metodą analizy elementarnej w suchej próbce. W wyniku spalania katalitycznego wobec tlenu nastąpił rozkład związków organicznych na azot cząsteczkowy. Powstałe obok azotu cząsteczkowego tlenki azotu były redukowane ilościowo do azotu cząsteczkowego w temperaturze 830°C. Redukcja tlenków odbywała się w strefie redukcji. Oznaczenie wykonano za pomocą Makroanalizatora vario MAX CN firmy elementar. Oznaczalność azotu w próbce wynosiła 0,02 mg.

► **Oznaczanie parametru AT4**

Oznaczenia dokonano zgodnie z normą KJ-I-5.4-236.

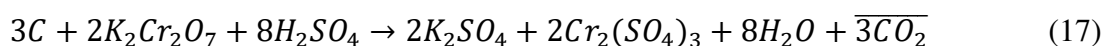
Oznaczenia wykonano przy użyciu aparatu OxiTop. Badany materiał umieszczono w naczyniach. Naczynia te następnie zamknięto szczelnie pokrywami wyposażonymi w sensory ciśnienia. Wewnątrz znajdowały się mniejsze naczynia zawierające związek absorbujący wytwarzany CO₂. Odczytu wartości podciśnienia wytworzonego w naczyniu dokonano za pomocą kontrolera. Wartość podciśnienia przeliczono na ilość zużytego w procesie tlenu. Przed przystąpieniem do oceny AT4 wyznaczano długość trwania *lag phase*.

► Oznaczenie rozkładalnego węgla organicznego metodą Tiurina

Oznaczenia dokonano zgodnie z normą PN-Z-15011-3:2001.

Zawartość rozkładalnego węgla organicznego (RWO) oznaczono według metody Tiurina. Polega ona na utlenieniu substancji organicznej do CO₂ w środowisku kwaśnym z zastosowaniem utleniacza – dwuchromianu potasu K₂Cr₂O₇. Nadmiar utleniacza wyznaczany był przez miareczkowanie próby roztworem mianowanym soli Mohra FeSO₄(NH₄)₂SO₄·H₂O wobec fenoloftaleiny. Z ilości zużytego roztworu dwuchromianu potasu obliczono ilość węgla organicznego.

Proces utleniania zachodził zgodnie z reakcją:



► Analiza statystyczna

Analizę statystyczną uzyskanych wyników przeprowadzono za pomocą programów komputerowych Exel wersja 2010 firmy Microsoft (licencja autora) oraz STATISTICA wersja 12.5 firmy StatSoft (licencja nr JPZP606E324303AR-1). Zakres wykorzystywanych narzędzi statystycznych obejmował: regresję nieliniową, wybrane statystyki oraz wykresy. Do wnioskowania wykorzystywano parametry oceny statystycznej, między innymi odchylenie standardowe określające różnicę pomiędzy pomiarami danego przypadku, a średnią wartością dla danego przypadku, a które określane jest według wzoru:

$$s = \sqrt{s^2} \quad (18)$$

gdzie:

s^2 – wariancja pomiarów.

Charakter natężenia oraz kierunku współzależności liniowej dwóch zmiennych mierzalnych określa współczynnik korelacji liniowej Pearsona. Wyznacza się go poprzez standaryzację kowariancji według wzoru:

$$r = \frac{cov(x,y)}{s_x \cdot s_y} \quad (19)$$

Współczynnik korelacji Pearsona przyjmuje wartości $\langle -1;1 \rangle$. Umownie przyjmuje się, że korelacja między dwoma zmiennymi jest niewyraźna, gdy jej wartość wynosi $r < 0,3$; średnia, gdy mieści się pomiędzy $0,3 < r < 0,5$ oraz wyraźna, kiedy $r > 0,5$ [119]. Kwadrat współczynnika korelacji (r^2) nazywany jest współczynnikiem determinacji. Określa on jaką część zmian zmiennej zależnej wywołana jest zmianą zmiennej niezależnej.

Do oceny siły korelacji niezbędne jest założenie określonego poziomu istotności (ufności) oceny wraz z uwzględnieniem liczebności pomiarów (n), w oparciu o które bada się związek pomiędzy zmiennymi. W badaniach przyjmuje się poziom istotności $\alpha = 0,05$; co odpowiada poziomowi ufności 0,95 [119].

Hipotezę zerową zakładającą, że współczynnik korelacji jest równy zero (brak zależności między dwoma zmiennymi), weryfikuje się za pomocą testu istotności w zależności od liczebności pomiarów (n). Dla $n < 122$ stosuje się test T – Studenta o postaci [119]:

$$t_e = \frac{r}{\sqrt{1-r^2}} \cdot \sqrt{n-2} \quad (20)$$

Hipotezę zerową odrzuca się w przypadku, kiedy bezwzględna wartość statystyki t – Studenta (obliczona na podstawie wzoru 20) jest mniejsza od wartości krytycznej odczytanej z tablic wartości krytycznych obliczonych dla rozkładu t – Studenta.

3.5. Model matematyczny

Podstawowym założeniem algorytmu mającego za zadanie oszacować wartość parametru AT4 w czasie rzeczywistym procesu kompostowania było zastosowanie parametrów procesowych wiążących się z zakładaną wysoką korelacją AT4. Pomiar tych parametrów odbywał się wewnątrz porów kompostu w czasie rzeczywistym - online. Metody pomiaru stosowane w tym przypadku wymagają użycia odpowiednich urządzeń posiadających czujniki generujące sygnał elektryczny przetwarzany przez dedykowany im kontroler. Zmiany parametru AT4 są ściśle związane ze zmianą zawartości substancji organicznej, której wartości są opisane jako strata prażenia oznaczana w warunkach laboratoryjnych. Dostępne czujniki w większości przypadków służą do pomiaru wielkości fizycznych takich jak: temperatura, zawartość różnych gazów w powietrzu, ciśnienia. Natomiast zawartość substancji organicznej nie może być zmierzona w taki sam sposób, wyklucza to zatem pomiar bezpośredni powyższego wskaźnika. Rozwiązaniem problemu, jaki stwarza brak możliwości bezpośredniego pomiaru substancji organicznej jest wykorzystanie istniejącej zależności pomiędzy odpowiednimi wskaźnikami a aktywnością biologiczną określaną parametrem AT4. Zastosowane wskaźniki mogą być monitorowane w sposób ciągły podczas trwania procesu kompostowania. W tym celu użyte zostało klasyczne równanie kinetyki I rzędu [54], w którym stała szybkości procesu k [d^{-1}] określa kształt podstawowej funkcji $\Delta s.org. = f(t)$ oraz wyraża wpływ różnych zmiennych kontrolujących proces (Jun Zhang). Wpływ parametrów technologicznych takich jak: temperatura, porowatość, wilgotność oraz zawartość tlenu w kompoście, na współczynnik k , można modyfikować współczynnikami wagowymi zgodnie z poniższym równaniem [54]:

$$k' = k \cdot f(T) \cdot f(FAS) \cdot f(W) \cdot f(O_2) \quad (21)$$

Szczegółowy przegląd metod obliczania współczynników określony został w pracy doktorskiej M. H. de C. Baptista [13]. Zrębki drewniane używane jako materiał strukturalny składają się z trudno rozkładalnych związków organicznych takich jak: ligniny, hemiceluloza i celuloza, co stanowi 95% masy wiórów (Dublet 2010). Zakładając, że dodanie wiórów do wsadu kompostowego zapewnia odpowiednią porowatość materiału kompostowanego i nieznaczny ich rozkład, to wartość współczynnika $f(FAS)$ podczas procesu jest równa 1.0.

Biorąc pod uwagę powyższe założenia ostateczna postać równania (21) wygląda w następujący sposób:

$$k' = k \cdot f(T) \cdot f(W) \cdot f(O_2) = \prod_1^3 f(T, W, O_2) \quad (22)$$

Wartości współczynników $f(T)$ (Rosso 1993) oraz $f(O_2)$ [54] zostały obliczone w następujący sposób:

$$f(T) = \frac{(T-T_{max})(T-T_{min})^2}{(T-T_{min})\{(T_{opt}-T_{min})(T-T_{min})-(T_{opt}-T_{max})(T_{opt}+T_{min}-2T)\}} \quad (23)$$

$$f(O_2) = \frac{(O_2)}{0,96 \cdot (0,83 + (O_2))} \quad (24)$$

Współczynnik $f(W)$ [54] został policzony na podstawie poniższego równania:

$$f(W) = \frac{1}{1 + e^{(-17,684(1-s.m.) + 7,0662)}} \quad (25)$$

Do obliczenia zostały wykorzystane wartości suchej masy, obliczone na podstawie badań laboratoryjnych, w przyszłości jednak mogą zostać użyte czujniki do pomiaru wilgotności, których pierwsze modele już istnieją [115].

Kinetyka procesu kompostowania opisana jako ubytek substancji organicznej w czasie, która jest substratem w procesie, została opisana równaniem różniczkowym pierwszego rzędu:

$$\frac{dSO_c}{dt} = k \cdot SO_t, \quad (26)$$

które zostało przekształcone do postaci algebraicznej w następujący sposób:

$$\frac{dSO_c}{SO_{(0)} - SO_{c(t)}} = k \cdot dt \quad (27)$$

gdzie:

$$SO_t = SO_0 - SO_{c(t)} \quad (28)$$

Zakładając:

$$x = SO_0 - SO_{c(t)} \text{ oraz } dSO_{c(t)} = -dx, \quad (29)$$

Otrzymujemy zatem:

$$\int_{SO_{(0)}}^{SO_{c(t)}} \left(-\frac{1}{x}\right) = k \int_0^t dt \quad (30)$$

$$-\{\ln[SO_0 - SO_{c(0)}] - \ln[SO_0 - SO_{c(t)}]\} = k(t_0 - t) \quad (31)$$

Jeżeli: $t_0 = 0$, $SO_{c(t)} = 0$, wtedy:

$$-\{\ln SO_0 - \ln(SO_0 - SO_{c(t)})\} = -kt \quad (32)$$

Rozwiązanie równania (32) będzie tożsame z równaniem w następującej postaci:

$$SO_{c(t)} = SO_0(1 - e^{-kt}) \quad (33)$$

Rozwiązaniem równania (33) polegającego na matematycznym modelowaniu funkcji dla wartości zmiennej zależnej uzyskane podczas badań wymaga definicji zmiennej $SO_{c(t)}$ oraz wyjaśnienia sposobu jej obliczania. Metodyka oznaczania substancji organicznej przez wyprażanie w temperaturze 510°C powoduje, że ubytek masy próbki związany jest z występowaniem dwóch rodzajów związków organicznych: biodegradowalnych związków organicznych (BSO) oraz substancji organicznych nie ulegających biodegradacji (NBSO) (Epstein 1997). Efekt końcowy w postaci całkowitej redukcji substancji organicznej, czyli 100% w procesie procesu przemiany biologicznej można uzyskać tylko w odniesieniu uzyskanych wyników do zawartości biodegradowalnej substancji organicznej BSO.

W związku z tym, stosując powyższą regułę, można zapisać:

$$SO_{(0)} = BSO_{(0)} + NBSO, \quad SO_{(t)} = BSO_{(t)} + NBSO, \quad (34)$$

gdzie: $NBSO = const.$

$$SO_{c1(t)} = SO_{(0)} - SO_{(t)} = BSO_0 + NBSO - BSO_{(t)} - NBSO = BSO_{(0)} - BSO_{(t)} \quad (35)$$

Określenie wartości $SO_{c(t)}$ w próbce kompostu zgodnie z równaniem (35) wymagałoby ekstrakcji związków ulegających biodegradacji, a to znacznie komplikowałoby całą procedurę.

Rozwiązanie opiera się na zastosowaniu równania pochodzącego z proporcji:

$$SO_{c1(t)}(SO_0 - NBSO) = 100[SO_0 - NBSO - (SO_t - NBSO)] \quad (36)$$

Następnie zastosowano współczynnik definiowania BSO jako udziału początkowej ilości substancji biodegradowalnych w całkowitej ilości substancji organicznej:

$$q = \frac{BSO}{SO_0} \quad (37)$$

Po połączeniu i przekształceniu równania (36) i (37) powstał wzór opisujący ilość skonsumowanej substancji organicznej wyrażonej jako procentowa część substancji organicznej SO , która może być substratem w procesie biologicznego przekształcania, o którym mowa:

$$SO_{c1(t)} = \frac{SO_0 - SO_t}{q \cdot SO_0} \cdot 100\% \quad (38)$$

4. Wyniki badań

Monitoring procesu kompostowania zakładał pomiar wskaźników fizykochemicznych podczas pierwszych czterech tygodni trwania prób kompostowych (etap I, III) oraz badań polowych w etapie IV. W etapie II, monitoring pryzm prowadzono do 95 doby trwania kompostowania. Dla każdego z czterech etapów badań dokonywano bezpośrednich pomiarów temperatury i stężenia tlenu w porach kompostu, natomiast wskaźniki chemiczne oznaczano w próbkach analitycznych według obowiązujących norm. Wyniki badań wraz z omówieniem zostały przedstawione w tabelach 7÷15 oraz zilustrowanych graficznie na rysunkach 10÷35.

4.1. Zmiany wartości parametrów mających wpływ na stabilność kompostu w procesie kompostowania osadów ściekowych.

Tabele 7, 8 oraz 9 przedstawiają wyniki I etapu badań modelowych procesu kompostowania osadów ściekowych przeprowadzonego w warunkach laboratoryjnych, w trzech seriach (pk1, pk2, pk3).

Tabela 7. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania OS, etap I/pk1

czas [d]	T [°C]	O ₂ [% obj.]	W [%]	SO [%s.m.]	C [% s.m.]	N [% s.m.]	C:N
1	28,60	20,9					
2	29,93	20,9	67,50	78,30	39,00	3,00	13,00
3	30,20	20,9					
4	35,93	20,9	68,31	77,89	38,78	2,87	13,50
5	40,30	20,9					
6	43,15	19,9	69,80	77,12	37,90	2,97	12,76
7	37,53	20,2					
8	30,10	19,9	72,07	76,50	37,85	3,78	10,02
9	30,00	20,1					
10	30,00	20,1	74,50	76,48	37,50	3,83	9,79
11	29,93	20,2					
12	29,03	20,2	75,04	75,25	37,07	3,62	10,24
13	27,93	20,0					
14	27,90	20,0	73,18	75,03	36,80	3,60	10,22
15	28,10	20,1					
16	28,03	20,2	72,47	74,96	36,65	3,55	10,32
17	27,00	20,2					
18	27,77	20,2	72,65	74,47	36,43	3,61	10,09
19	27,17	20,2					
20	26,60	20,1	74,01	74,12	36,20	3,65	9,92
21							

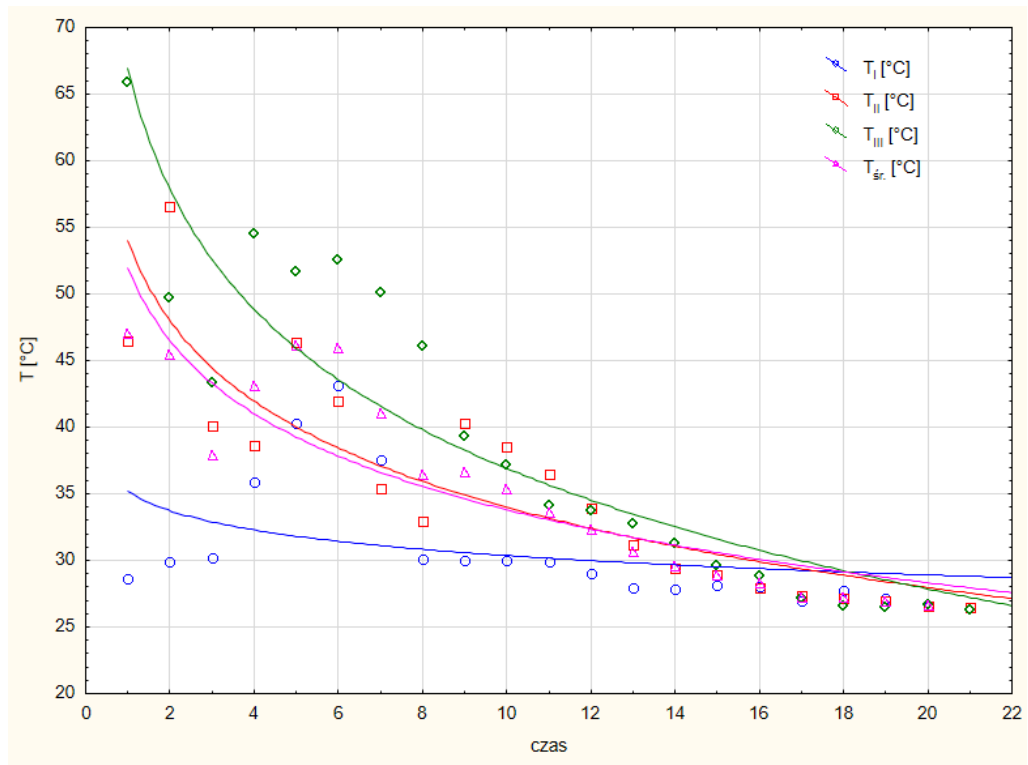
Tabela 8. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania OS, etap I/pk2

czas [d]	T [°C]	O ₂ [% obj.]	W [%]	SO [%s.m.]	C [% s.m.]	N [% s.m.]	C:N
1	46,47	20,2					
2	56,57	19,8	65,00	73,26	35,87	2,51	14,29
3	40,10	20,1					
4	38,63	20,1	63,52	73,07	35,01	2,45	14,26
5	46,37	20,1					
6	42,00	19,9	64,20	72,98	35,02	2,46	14,24
7	35,37	20,2					
8	32,97	20,9	66,29	72,81	34,74	2,63	13,22
9	40,33	20,9					
10	38,57	20,9	71,84	72,54	34,70	2,60	13,35
11	36,50	20,2					
12	33,90	20,9	74,42	72,01	34,19	2,63	12,99
13	31,23	20,9					
14	29,43	20,1	76,30	71,76	34,00	2,71	12,55
15	28,93	20,2					
16	27,97	20,9	68,51	71,43	33,53	2,86	11,70
17	27,37	20,1					
18	27,13	20,9	64,80	70,59	33,18	2,97	11,17
19	26,95	20,2					
20	26,56	20,1	53,67	69,50	32,93	3,01	10,92
21	26,45	20,0					

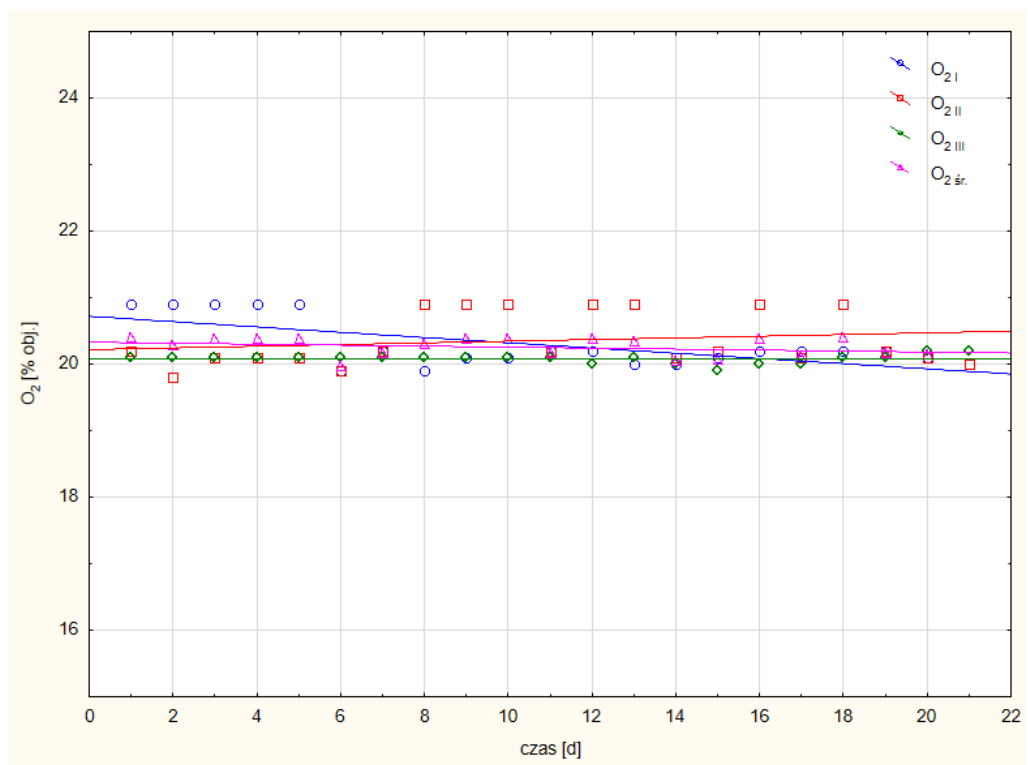
Tabela 9. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania OS, etap I/pk3

czas [d]	T [°C]	O ₂ [% obj.]	W [%]	SO [%s.m.]	C [% s.m.]	N [% s.m.]	C:N
1	65,87	20,1					
2	49,70	20,1	65,20	74,59	35,68	2,52	14,16
3	43,38	20,1					
4	54,48	20,1	66,15	74,20	34,82	2,54	13,69
5	51,63	20,1					
6	52,60	20,1	60,20	73,88	35,17	2,67	13,17
7	50,10	20,1					
8	46,05	20,1	54,73	73,46	35,03	2,75	12,76
9	39,30	20,1					
10	37,20	20,1	58,56	73,15	34,79	3,10	11,22
11	34,10	20,1					
12	33,78	20,0	68,10	72,91	34,03	3,04	11,21
13	32,75	20,1					
14	31,28	20,0	64,30	72,84	33,10	4,00	8,28
15	29,58	19,9					
16	28,80	20,0	52,88	72,59	33,05	4,27	7,73
17	27,15	20,0					
18	26,58	20,1	62,35	71,67	31,38	5,60	5,60
19	26,50	20,1					
20	26,63	20,2	66,33	70,45	31,18	8,80	3,54
21	26,30	20,2					

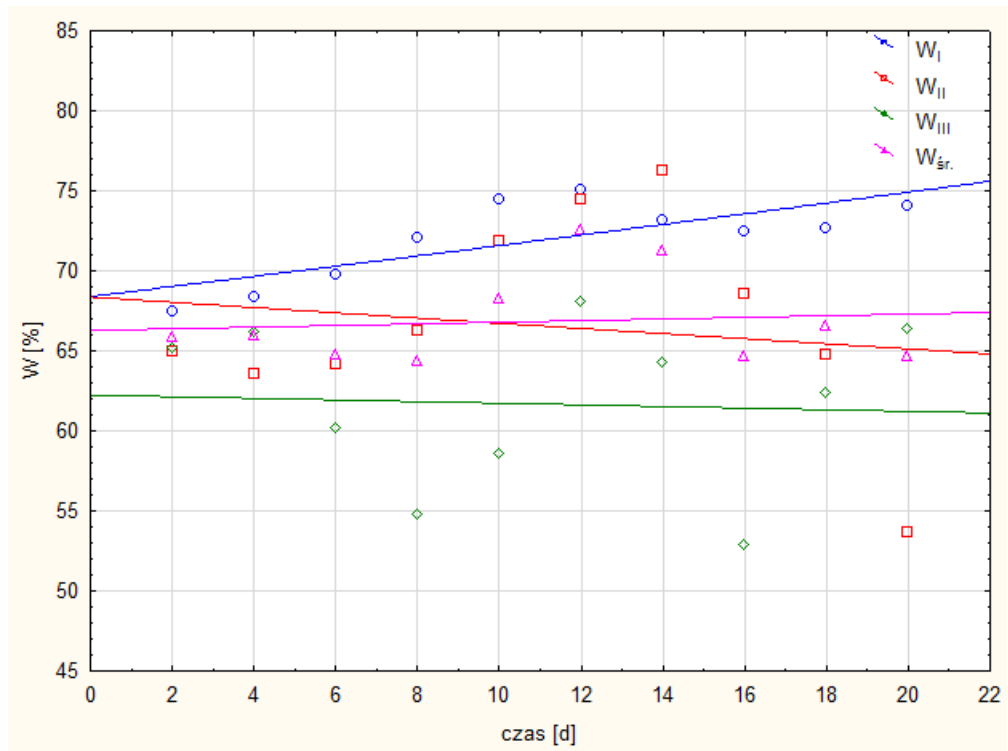
Dla przeprowadzonego procesu kompostowania w warunkach laboratoryjnych w każdej z trzech serii zostały dokonane pomiary temperatury oraz stężenie tlenu w porach kompostu. Każda z przeprowadzonych prób kompostowych przez pierwsze 6 dni utrzymywała wysoką temperaturę (rys. 10). Najwyższe początkowe wartości zanotowano dla serii 1.2: 56,57°C oraz dla serii 1.3: serii 65,87°C. Dla serii 1.1 (w tabeli oznaczona jako pk1) nie została osiągnięta dostatecznie wysoka temperatura początkowa, mimo to proces przebiegał prawidłowo, podobnie jak w dwóch kolejnych próbach. W pierwszym okresie kompostowania, kiedy zachodzą intensywne przemiany biochemiczne, następuje autooksydacja oraz namnażanie bakterii, które powodują wzrost temperatury oraz jej wahania. Wahania te ustają między 8 a 10 dobą (rys. 10). Temperatura spada przez następne doby, aż do 21 dnia, kiedy osiąga w każdej serii około 26°C.



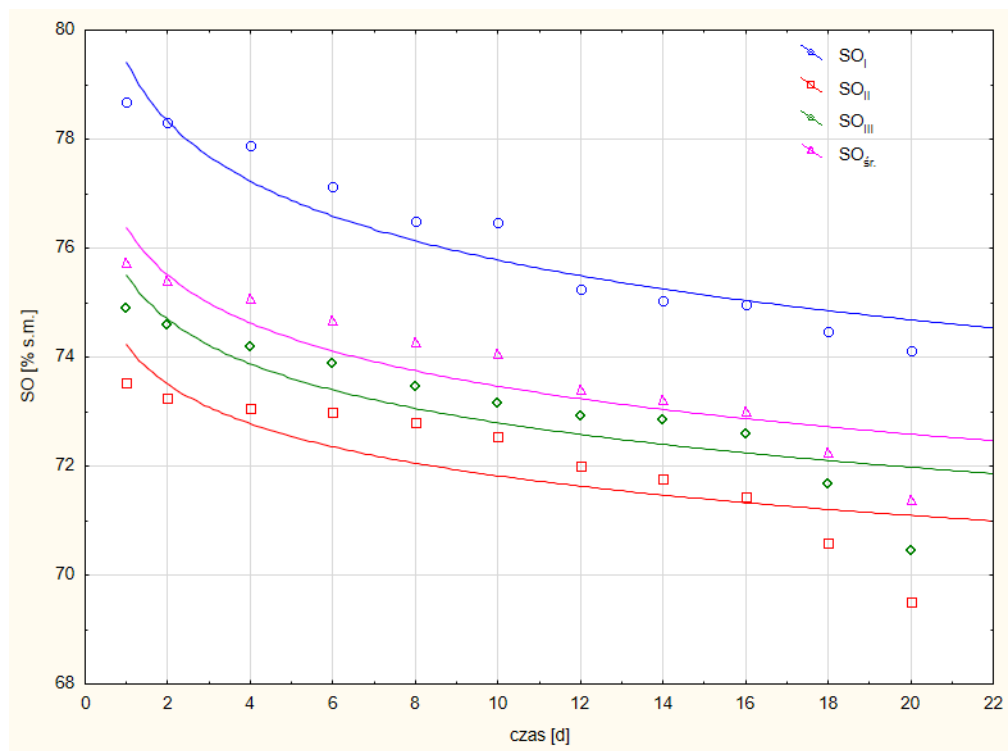
Rys. 10. Zmiany temperatury w próbach podczas procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3



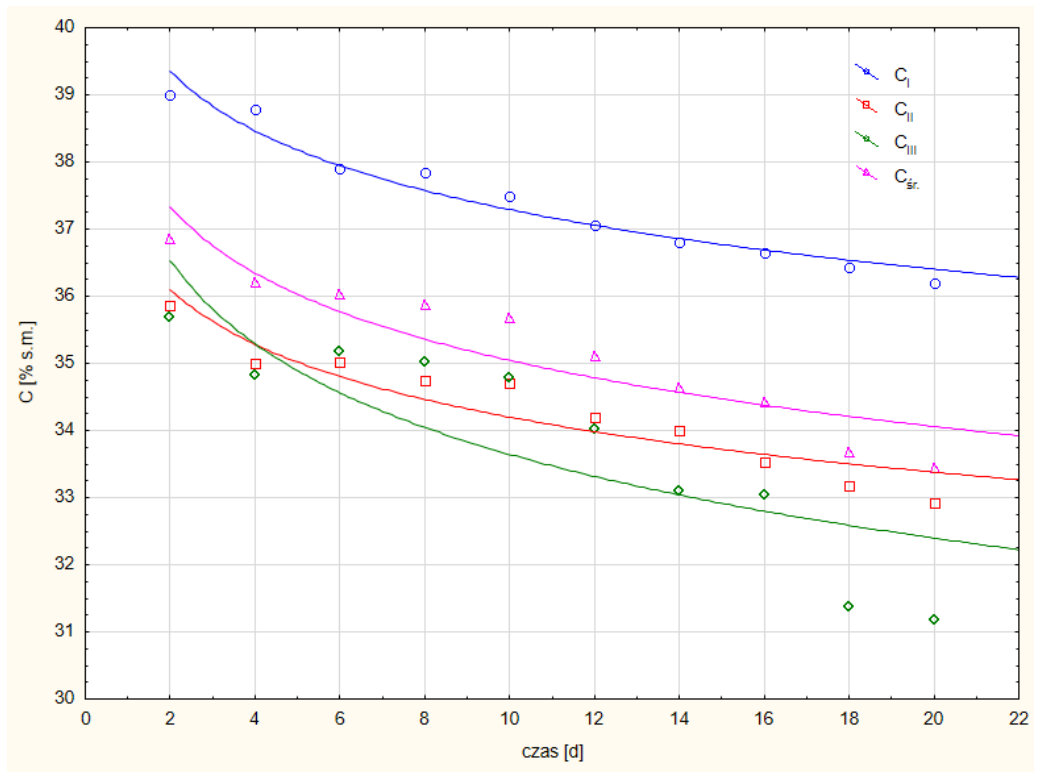
Rys. 11. Zmiany stężenia tlenu w próbach podczas procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3



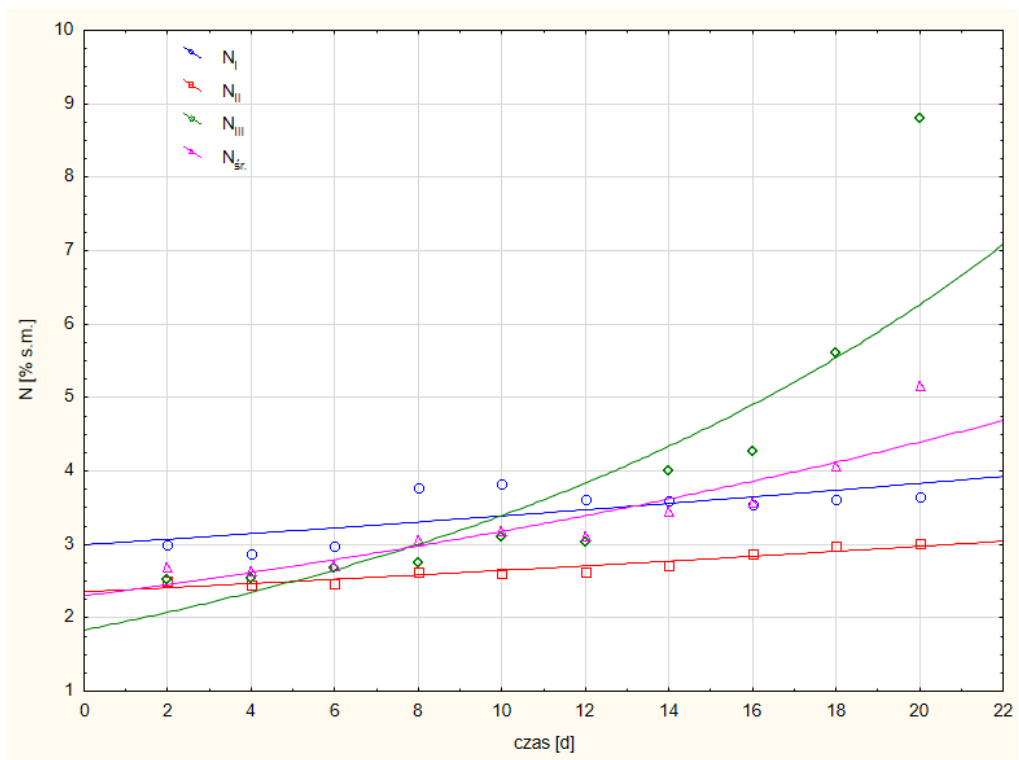
Rys. 12. Zawartość wilgotności w próbach podczas procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3



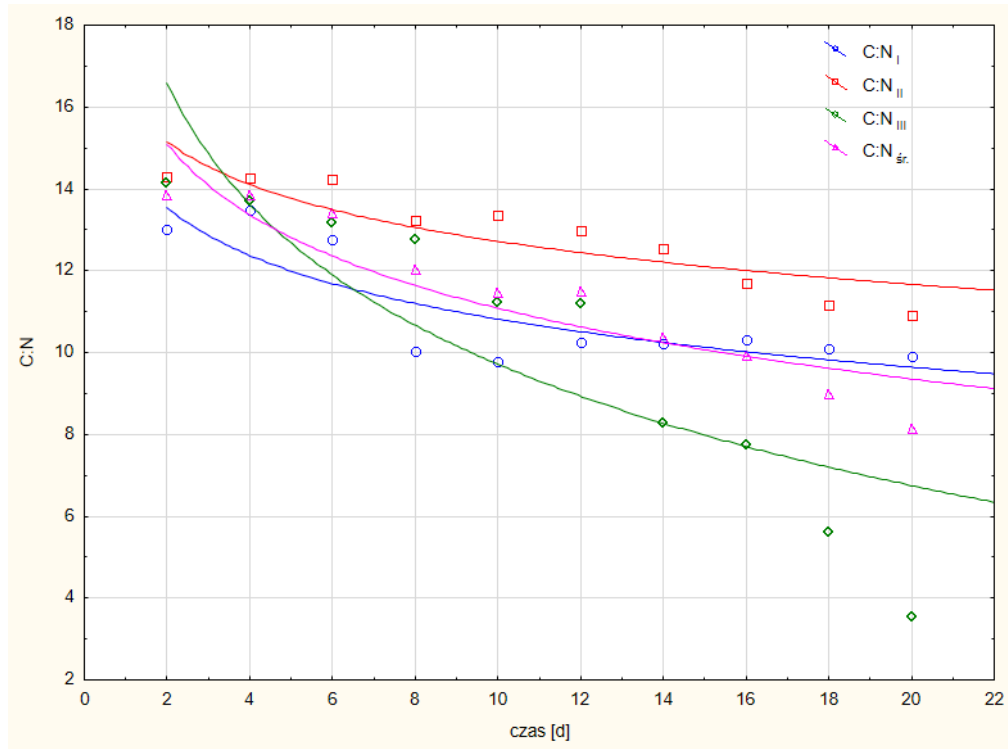
Rys. 13. Zmiany zawartości substancji organicznej podczas procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3



Rys. 14. Zmiany stężenia węgla organicznego w procesie kompostowania – OS, etap I, pk 1-3



Rys. 15. Zmiany stężenia azotu ogólnego w procesie kompostowania – OS, etap I, pk 1-3



Rys. 16. Iloraz C:N podczas trwania procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3

Stężenie tlenu w porach kompostu utrzymywało się na stałym poziomie pomiędzy 20 a 21% obj. przez 21 dni w każdej z prób kompostowych (rys. 11).

Optymalna wilgotność dla procesu mieści się między 40÷60%. Założona początkowo wartość 65% była przekroczona i podczas trwania cyklu wynosiła przeważnie od 63% do 75% dla każdej z serii (rys. 12). Najmniejszą wilgotność stwierdzono w serii pk2 po 3 tygodniach trwania kompostowania. Duże wahania zawartości wilgotności w czasie mogą być przyczyną niedokładnego wymieszania złoża oraz spadku temperatury wewnątrz reaktora.

Proces biologicznego utleniania związków organicznych polega na przekształceniu złożonych polimerów organicznych w proste oraz przyswajalne związki organiczne i nieorganiczne. Podczas kompostowania prób substancja organiczna była konsumowana przez mikroorganizmy, a tym samym jej zawartość we wsadzie malała. Najwyższą zawartość substancji organicznej w pierwszym dniu procesu stwierdzono w próbce z serii pk1: 78,30% s.m. (rys. 13). Po trzech tygodniach w tej samej próbce substancja organiczna wyniosła 74,12% s.m. Ubytek substancji organicznej w trzech seriach laboratoryjnych wyniósł kolejno: 4,18%, 3,76% oraz 4,14%. Spadek zawartości substancji organicznej podczas procesu świadczy o prawidłowym przebiegu procesu kompostowania.

W badanych seriach kompostowanych osadów ściekowych oznaczono także zawartość ogólnego węgla organicznego i azotu ogólnego, którego odpowiednia proporcja wpływa na efektywność procesu. Z uzyskanych danych wynika, że zawartość węgla organicznego malała wraz z czasem trwania procesu. Początkowe wartości ogólnego węgla organicznego wniosły w serii pk1: 39,0%, dla serii pk2: 35,87% i dla serii pk3: 35,68% (rys. 14). Największe zmniejszenie ogólnego węgla organicznego przez okres 21 dni odnotowano dla III serii: 4,50%. Maksymalną zawartość początkową tego pierwiastka stwierdzono w serii pk1 i wyniosła 39,00%, natomiast najmniejszą w serii pk3: 31,18%. Zawartość azotu ogólnego w próbach podczas procesu kompostowania rosła (rys. 15). Największy przyrost można zauważyć w serii pk3, wyniósł 6,28%. Najmniejszą wartość początkową azotu stwierdzono w 1 dobie serii pk2: 2,51%, największą w 21 dobie w serii pk3, wyniosła 8,80%.

Iloraz ilości ogólnego węgla organicznego do azotu ogólnego wyrażony został jako C:N. Według danych literaturowych, aby proces kompostowania przebiegał prawidłowo, iloraz C:N na początku procesu powinien mieścić się w wartościach między 35:1 a 25:1. W trakcie badań w każdej z trzech serii iloraz C:N wynosił poniżej wartości literaturowych (rys. 16). W serii pk1 C:N wyniósł 13, natomiast w dwóch kolejnych 14,29 oraz 14,16 (rys. 16). Dużo większa zawartość azotu w stosunku do węgla organicznego powodowała wydzielanie się nadmiaru azotu w postaci amoniaku do atmosfery, co było wyczuwalne przy otwieraniu bioreaktora w celu wymieszania wsadu.

Tabela 10. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania OS, etap II/bp1

czas [d]	T [°C]	O ₂ [% obj.]	W [%]	SO [%s.m.]	AT4 [mg O ₂ /g s.m.]	C [% s.m.]	N [% s.m.]	C:N
1	65,7	18,93	66,50	75,40	26,29	36,73	3,53	10,39
3	60,1	19,43	61,64	75,10	15,97	36,97	3,18	11,64
5	58,2	19,13	60,71	75,95	13,56	37,98	2,96	12,84
8	56,9	19,50	59,17	74,20	17,89	36,37	3,25	11,19
10	53,6	18,97	58,95	73,40	12,93	36,68	3,30	11,10
12	56,5	18,80	58,27	72,95	12,10	36,77	3,39	10,83
15	68,3	15,37	55,77	73,31	5,33	36,38	3,50	10,40
17	55,1	18,50	55,99	71,74	10,52	36,11	3,39	10,66
19	49,7	14,77	56,48	71,20	10,01	35,81	3,42	10,49
25	61,2	15,40	53,19	71,37	1,82	35,01	3,46	10,11
32	48,0	15,00	54,00	70,00	9,00	35,20	3,48	10,11
39	55,1	14,60	51,24	70,12	9,69	35,49	3,51	10,12
46	19,0	12,80	49,86	68,45	6,67	34,98	3,88	9,01
53	38,0	13,00	50,90	66,10	6,11	33,10	3,79	8,95
60	43,3	13,90	52,54	65,34	4,99	32,20	3,99	8,07
67	47,8	4,90	51,71	63,78	3,86	32,26	3,72	8,67
74	35,7	3,30	50,40	64,44	3,46	32,95	3,98	8,28
81	30,0	3,30	48,83	67,13	3,20	32,67	3,98	8,20
88	28,0	3,20	48,99	64,10	3,10	31,05	4,03	7,70
95	25,0	3,30	47,88	64,41	3,00	32,46	4,01	8,10

Tabela 10 przedstawia wyniki II etapu badań procesu kompostowania osadów ściekowych przeprowadzonego w warunkach przemysłowych (bp1).

Pomiary procesu kompostowania w warunkach przemysłowych dokonywane były w przyłomie kompostowej. Pierwszym mierzonym parametrem była temperatura (rys. 17). Przez pierwsze siedemnaście dni temperatura utrzymywała się od 65,7°C i nie przekraczała dolnej wartości 50°C. Wahanie temperatury świadczą o okresowym przerzucaniu przyłomy. Nagły spadek temperatury z 55,1°C do 19,0°C, w 46. dobie był spowodowany przesianiem i przeniesieniem kompostu do boksów. Stężenie tlenu w porach kompostu podczas pierwszych 12 dni oscylowało w granicach 19% obj. (rys. 18). Po 30 dobach zawartość tlenu wynosiła 15% obj., a po 60 dobach spadła poniżej 4% obj.

Wilgotność w przyłomie wynosiła początkowo 66,5%, po 30 dobach spadła do 54,0% (rys. 19). Po zakończonym procesie kompostowania wynosiła 47,88%.

Zawartość substancji organicznej tak jak w warunkach laboratoryjnych malała wraz z czasem trwania procesu (rys. 20). Początkowa wartość substancji organicznej wyniosła

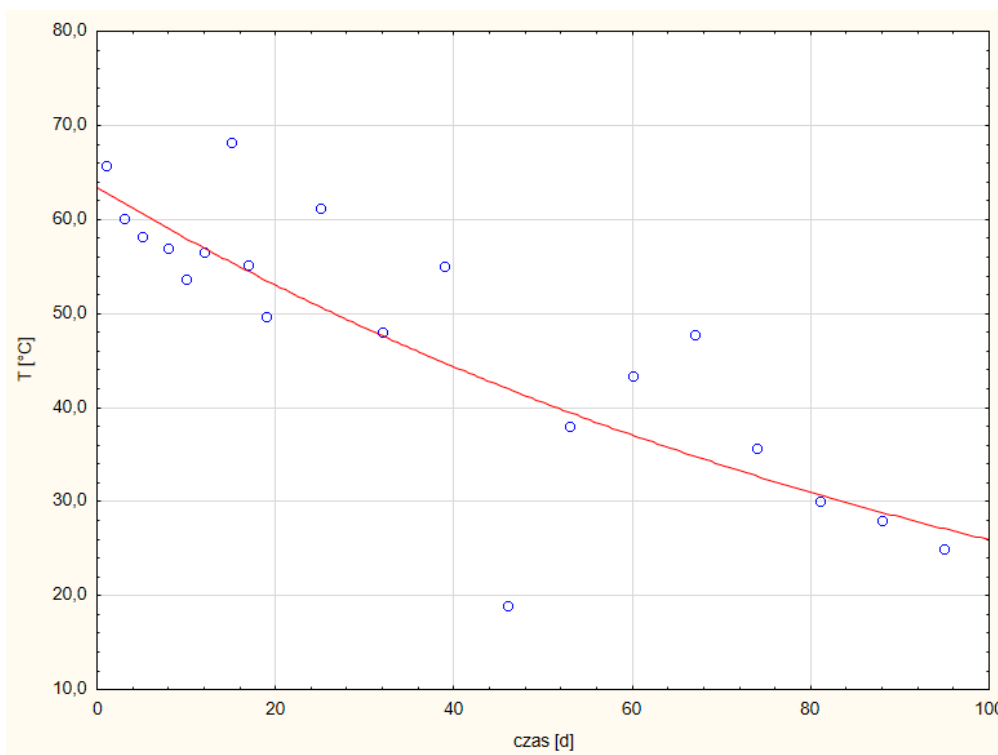
75,4% s.m. Ubytek substancji organicznej po 3 miesi3cach kompostowania wyni3sł 10,99% s.m.

Wraz z ubytkiem substancji organicznej nast3pił spadek zawartości og3lnego w3gla organicznego, kt3rego pocz3tkowa wartośc wynosiła 36,73% (rys. 21).

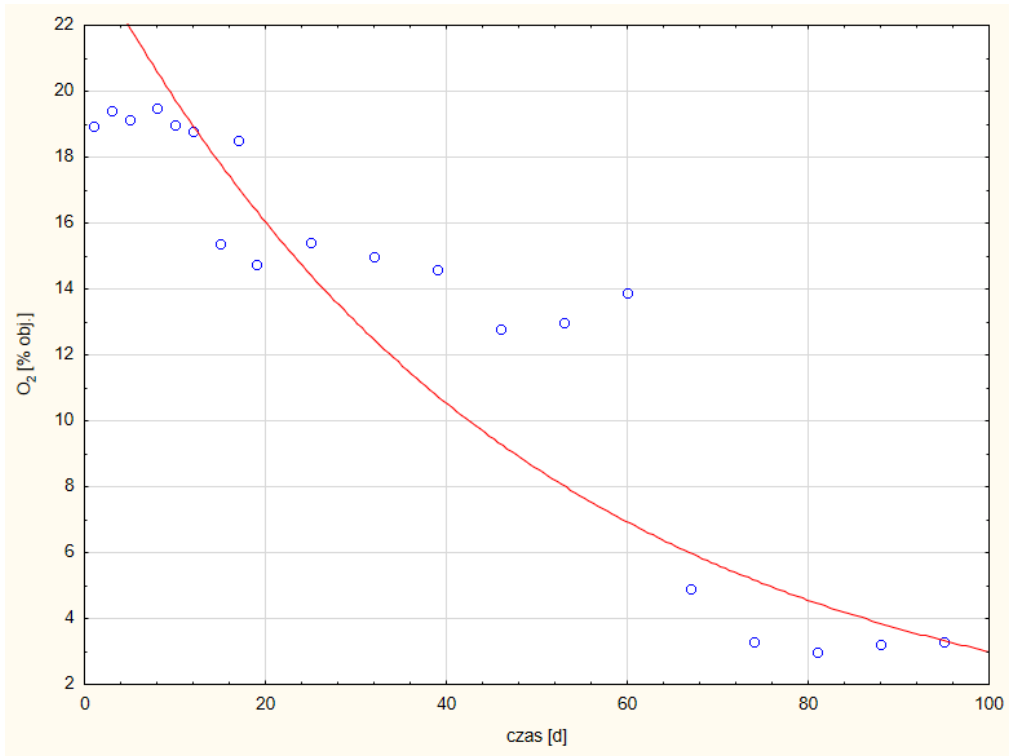
Wartośc azotu og3lnego w badanej przyzmie kompostowej rosła podobnie jak w badanych pr3bach laboratoryjnych, zwi3kszyła si3 z 3,53% do 4,01% po 92 dobach (rys. 22).

Iloraz C:N w badanej pr3bie wynosił pocz3tkowo 10,39 duzo poniżej wartości prawidłowej (rys. 23). W ci3gu trwania procesu zmniejszył si3 do 8,10.

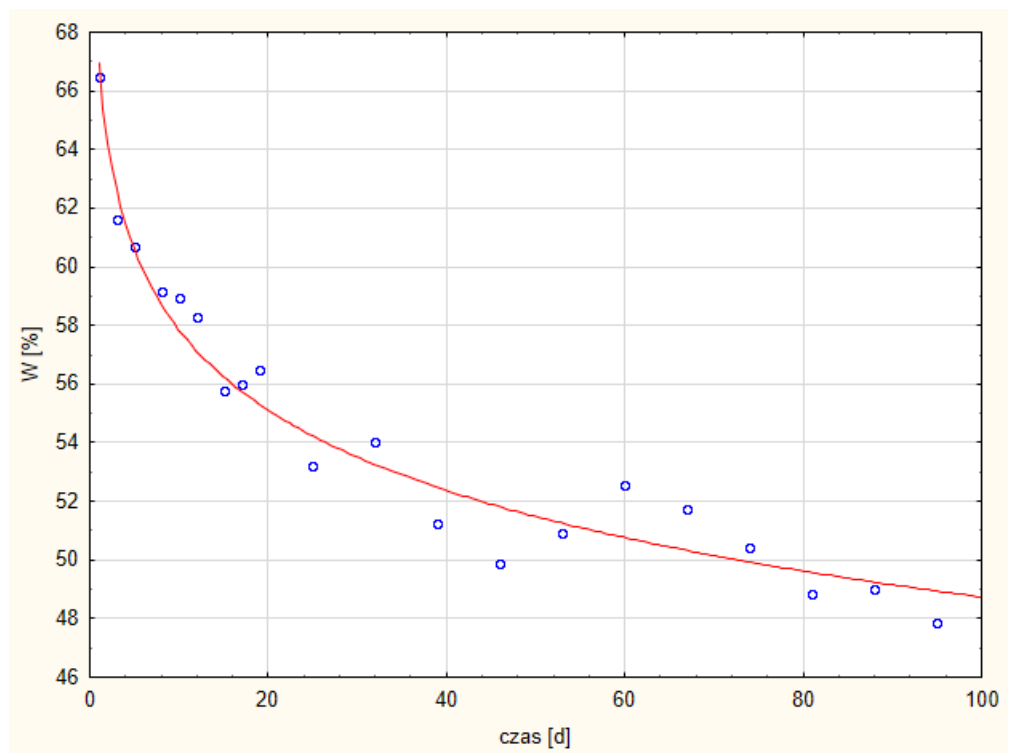
W warunkach przemysłowych dla kompostu został zmierzony takze parametr AT4. Dla stabilnego kompostu wartośc AT4 wedlug obowi3zuj3cych do niedawna norm powinna byc mniejsza niżej 10 mg O₂/g s.m. W badanej pr3bie AT4 wyniosło w pierwszej dobie 26,29mg O₂/g s.m. Wartośc poniżej 10 mg O₂/g s.m. parametr AT4 osi3gn3ł dopiero po 19 dobie (rys. 24).



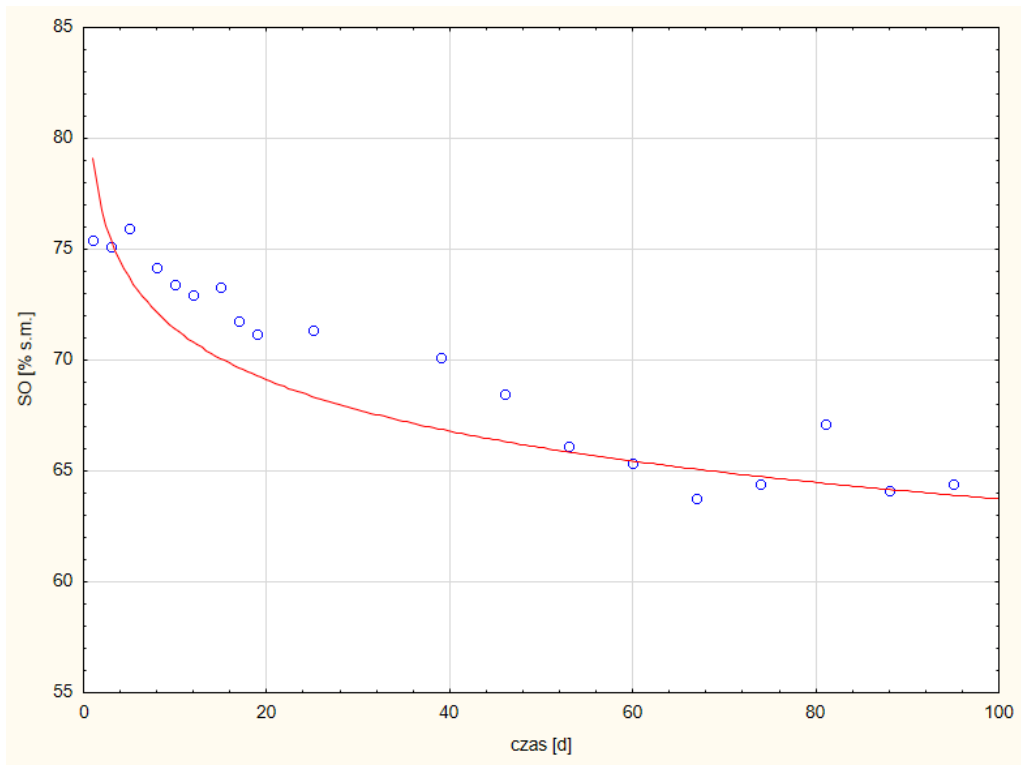
Rys. 17. Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania OS, etap II, bp1



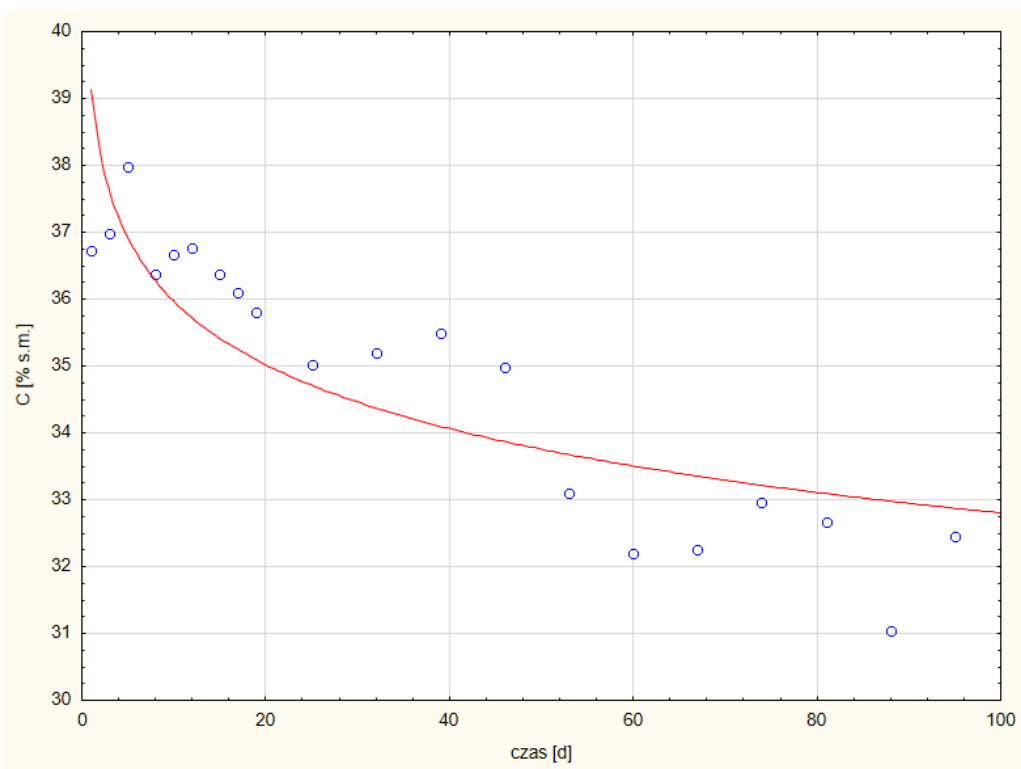
Rys. 18. Zmiany stężenia tlenu podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1



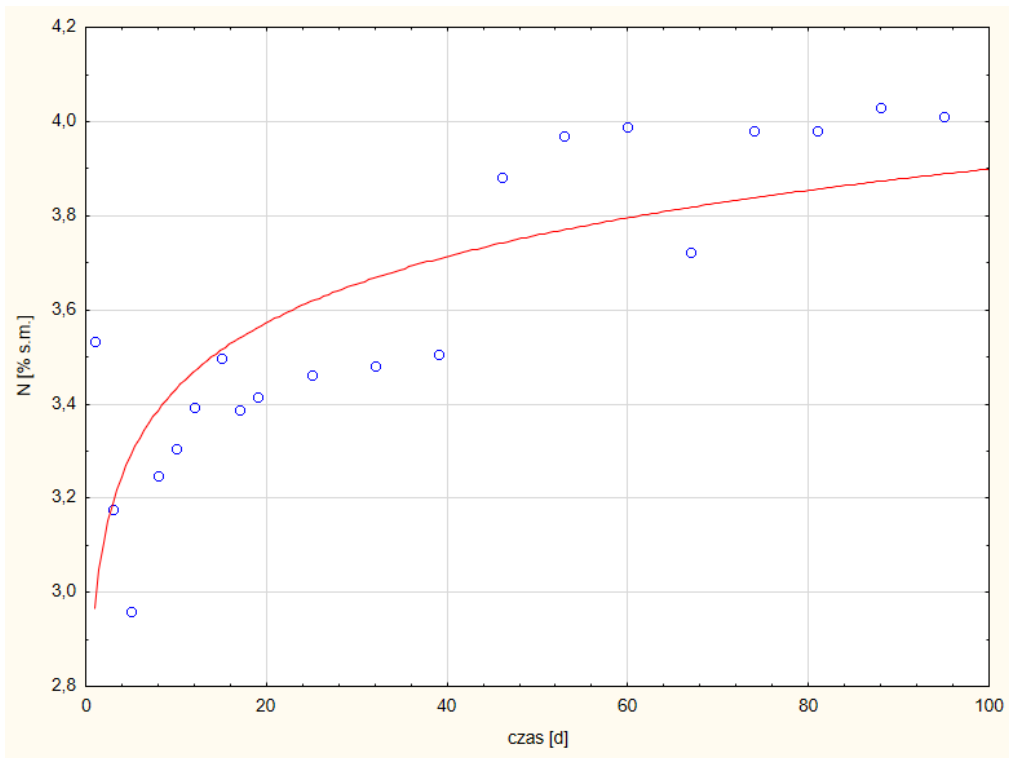
Rys. 19. Zmiany wilgotności podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1



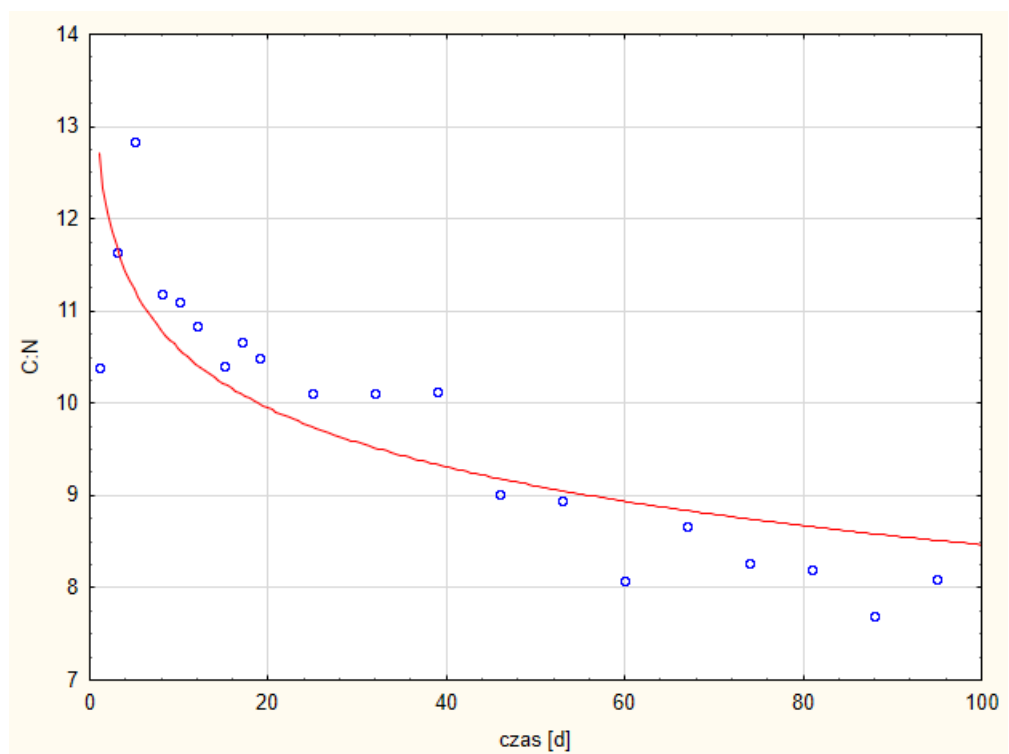
Rys. 20. Zmiany zawartości substancji organicznej podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1



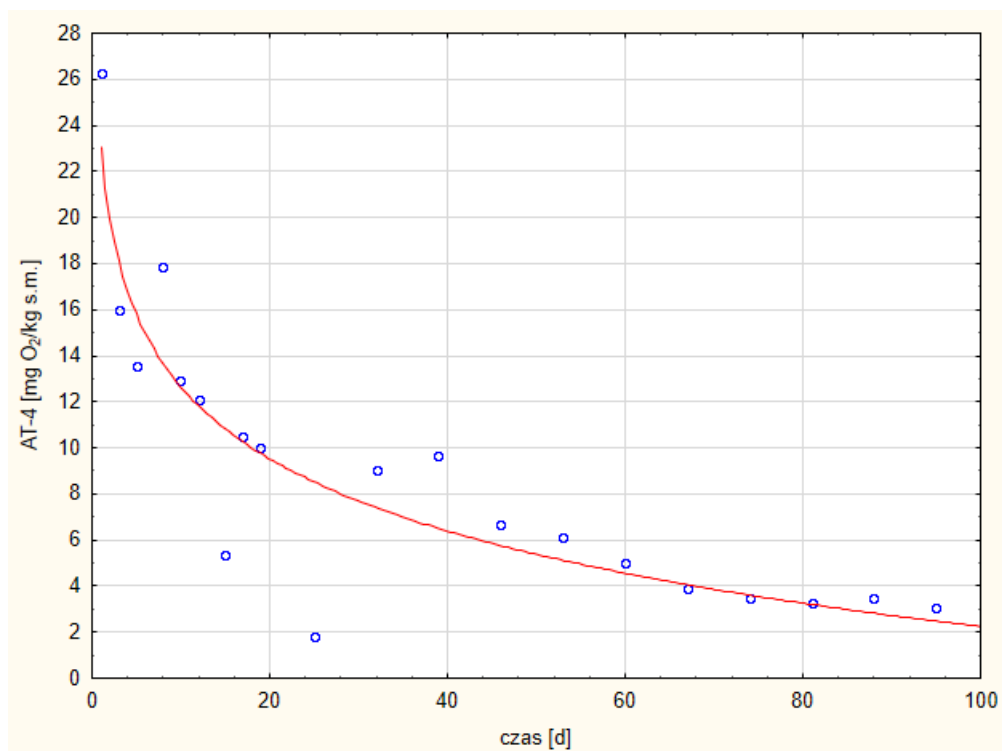
Rys. 21. Zmiany stężenia węgla organicznego podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1



Rys. 22. Zmiany stężenia azotu ogólnego podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1



Rys. 23. Iloraz C:N podczas trwania procesu kompostowania – OS, etap II, bp1



Rys. 24. Zmiany wartości AT4 podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1

4.2. Zmiany wartości parametrów mających wpływa na stabilność kompostu w procesie kompostowania frakcji organicznej odpadów komunalnych.

Tabela 11. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk4

czas [d]	T [°C]	SO [%s.m.]	W [%]	C [% s.m.]	N [% s.m.]	C:N
1	46	62,64	73,10	29,44	3,14	9,38
4	50	58,57	72,50	27,53	2,83	9,73
7	51	58,43	71,50	27,46	2,94	9,34
9	42	57,71	68,30	27,12	2,91	9,32
12	35	57,44	69,70	27,00	2,97	9,09
14	26	57,30	70,20	26,93	2,99	9,01
16	23	57,11	69,50	26,84	3,00	8,95
21	20	57,21	69,20	26,89	3,11	8,65

Tabela 12. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk5

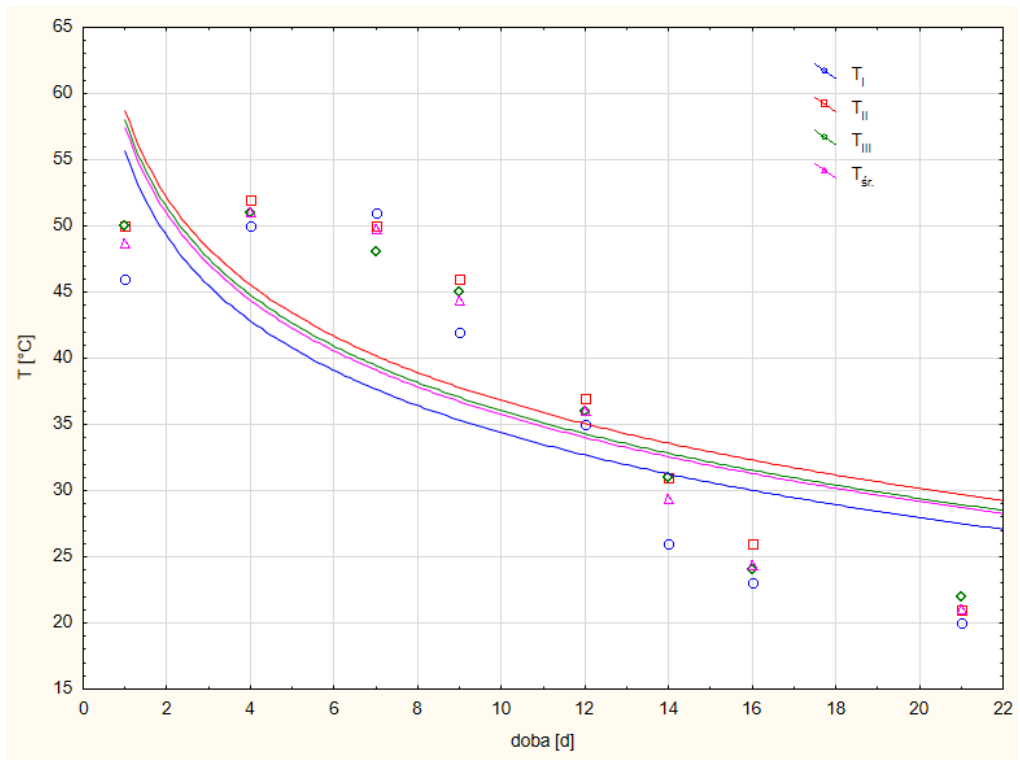
czas [d]	T [°C]	SO [%s.m.]	W [%]	C [% s.m.]	N [% s.m.]	C:N
1	50	47,00	74,00	22,09	2,51	8,80
4	52	46,06	70,00	21,65	2,46	8,80
7	50	46,55	68,70	21,88	2,80	7,81
9	46	46,28	65,20	21,75	2,64	8,24
12	37	45,60	64,50	21,43	2,57	8,34
14	31	45,15	62,00	21,22	2,63	8,07
16	26	44,83	58,20	21,07	2,65	7,95
21	21	44,42	56,50	20,88	2,68	7,79

Tabela 13. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk6

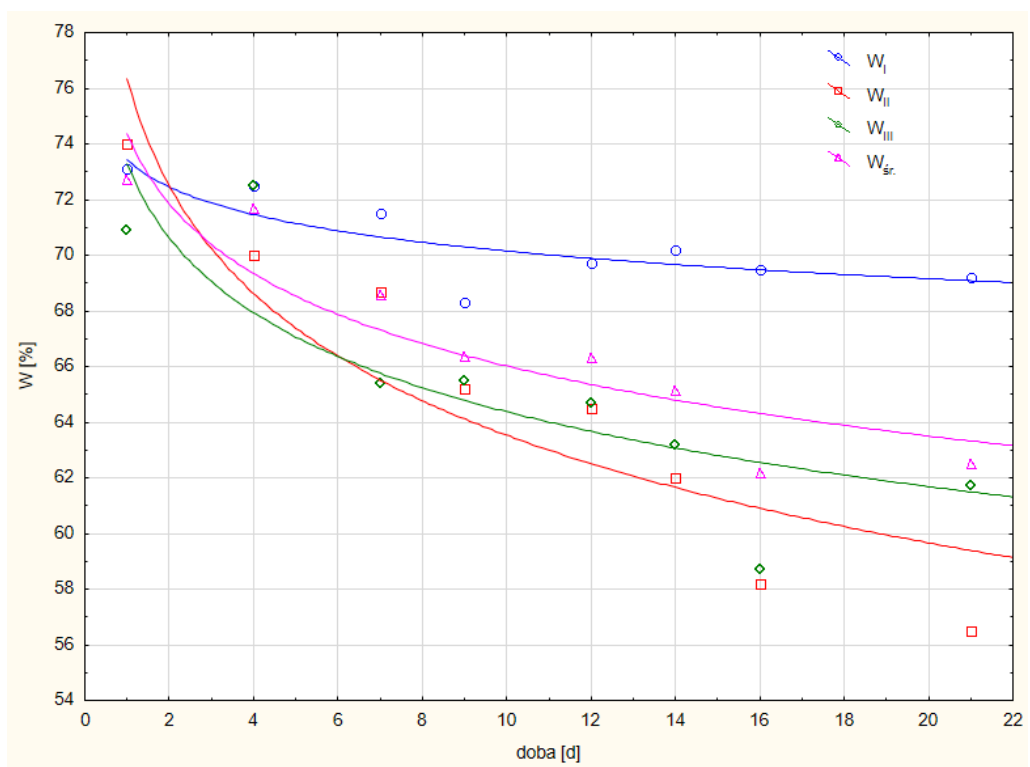
czas [d]	T [°C]	SO [%s.m.]	W [%]	C [% s.m.]	N [% s.m.]	C:N
1	50	52,81	70,90	24,44	2,19	11,16
4	51	51,49	72,50	24,20	2,07	11,69
7	48	50,17	65,40	23,58	2,02	11,67
9	45	50,02	65,50	23,51	2,12	11,09
12	36	49,98	64,70	23,49	2,15	10,93
14	31	49,82	63,20	23,42	2,16	10,84
16	24	49,66	58,70	23,34	2,18	10,71
21	22	48,89	61,70	22,98	2,20	10,44

Tabele 11, 12 i 13 przedstawiają wyniki III etapu badań procesu kompostowania frakcji organicznej wydzielonej z odpadów komunalnych przeprowadzonego w warunkach laboratoryjnych, w trzech seriach (pk4, pk5, pk6).

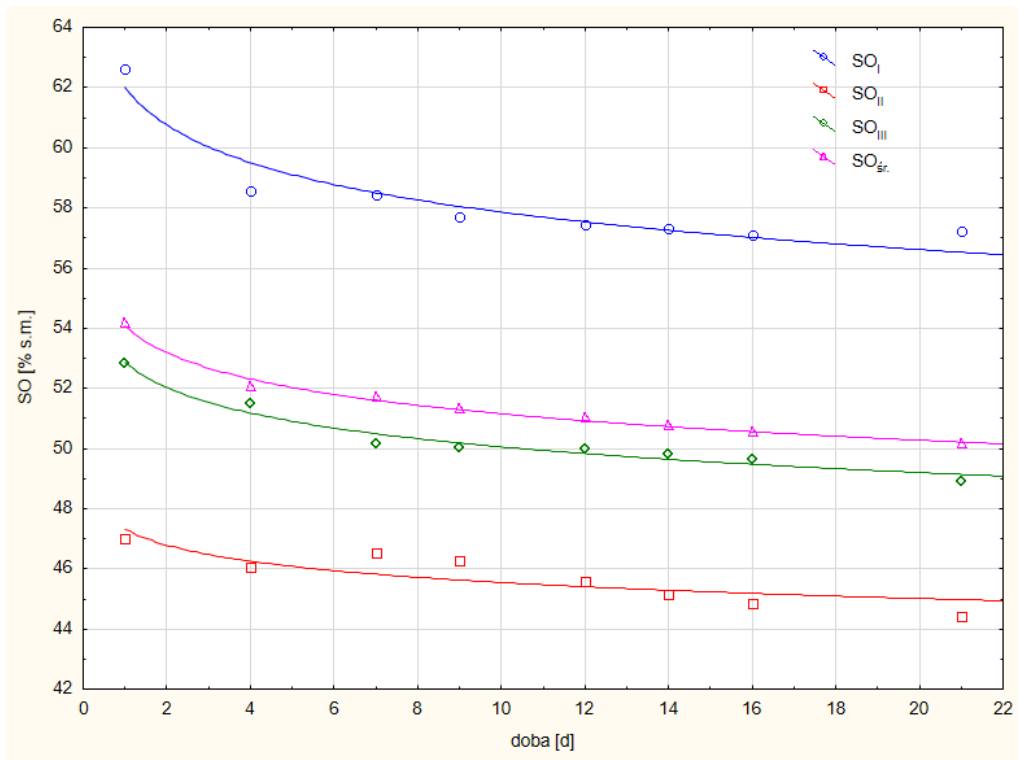
Dla przeprowadzonego procesu kompostowania frakcji organicznej w warunkach laboratoryjnych w każdej z trzech serii zostały dokonane pomiary temperatury. Początkowa wartość, wyniosła blisko 50°C (rys. 25). Po 16 dobach trwania procesu temperatura w reaktorze w każdej z prób spadła poniżej 26°C, a 21 dnia wynosiła 20°C w serii pk4 oraz 21°C i 22 w serii pk5 i pk6.



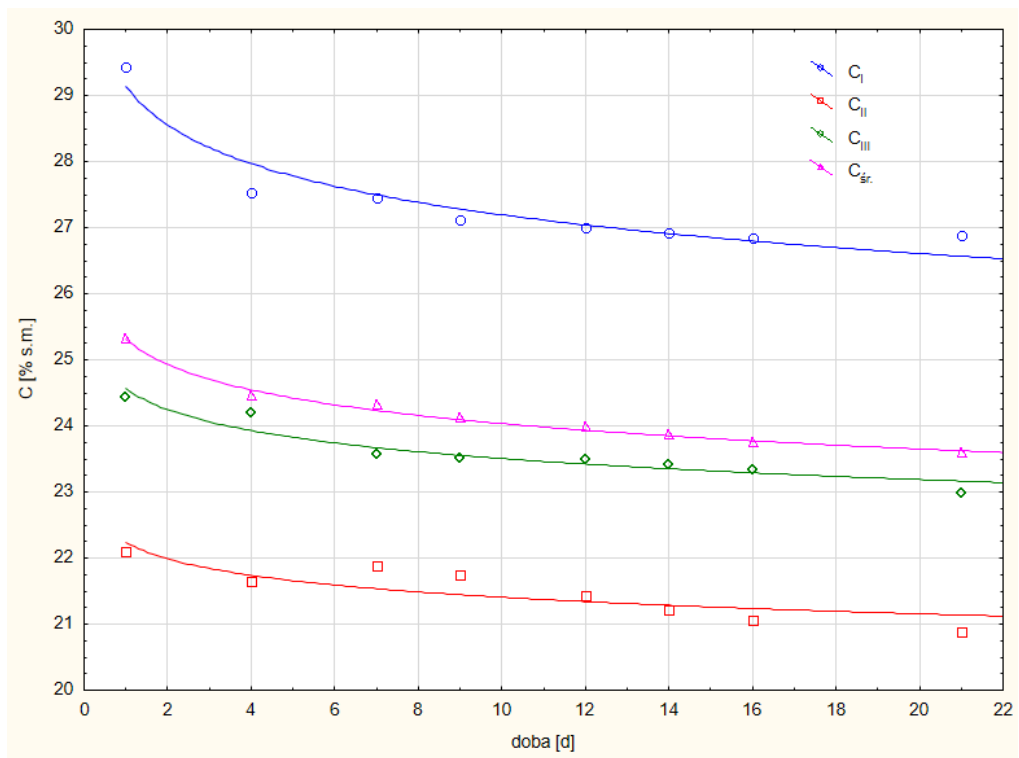
Rys. 25. Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6



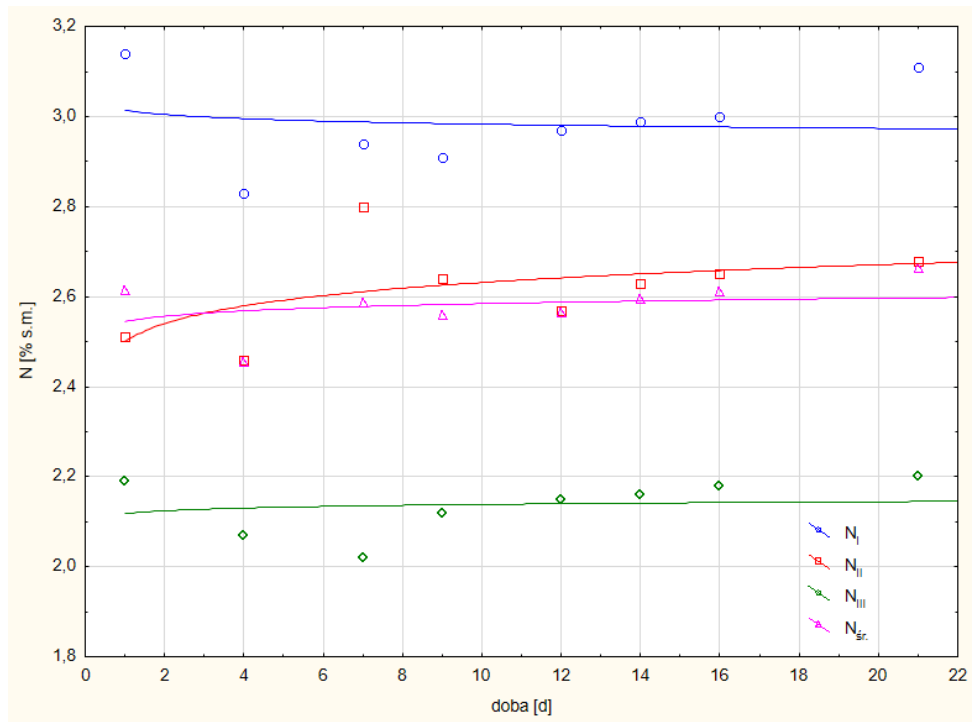
Rys. 26. Zmiany wilgotności podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6



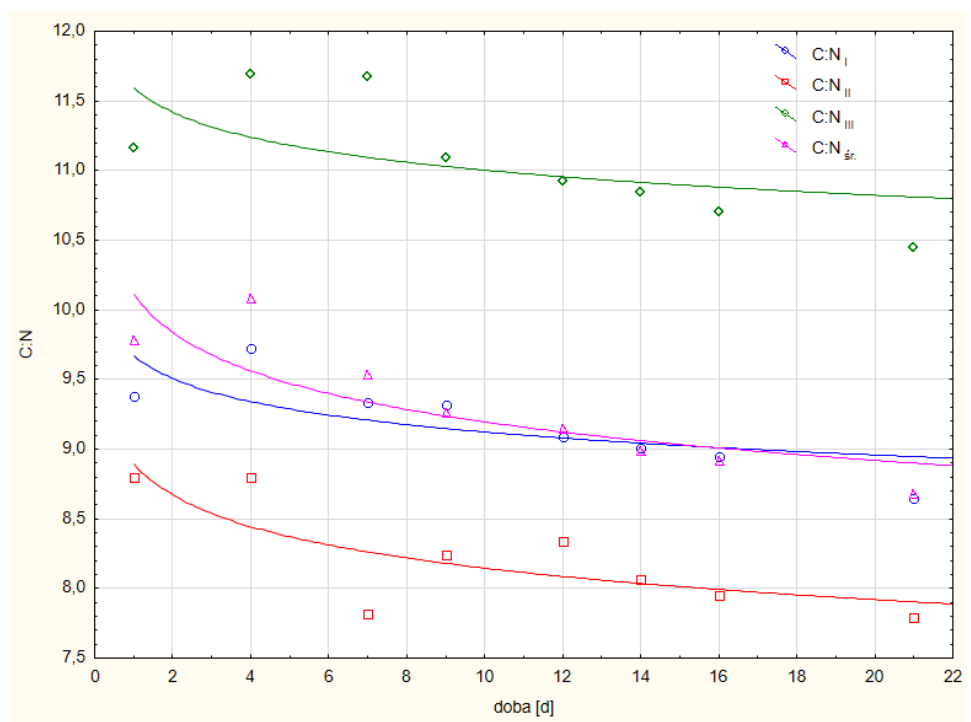
Rys. 27. Zmiany zawartości substancji organicznej podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6



Rys. 28. Zmiany stężenia węgla organicznego podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6



Rys. 29. Zmiany stężenia azotu ogólnego podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6



Rys. 30. Iloraz C:N podczas trwania procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6

Wilgotność początkowa, jaka została zbadana w próbach kompostowanych wyniosła odpowiednio 73,1% w serii pk4 (wartość maksymalna), 74,0% w serii pk5 oraz 70,9% w serii pk6 (rys. 26). Wilgotność utrzymywała się powyżej 55% przez cały czas trwania kompostowania.

Najwyższą zawartość substancji organicznej w pierwszym dniu procesu stwierdzono w próbie z serii pk4: 62,64% s.m. (rys. 27). Po 21 dobach w tej samej próbie substancja organiczna wyniosła 57,21% s.m. Ubytek substancji organicznej w trzech seriach laboratoryjnych wyniósł kolejno: 5,43%, 2,58% oraz 3,92%. Wzrost zawartości substancji organicznej w 21 dobie serii pk4 może świadczyć o przyroście biomasy – bakterii.

W badanych seriach kompostowanych osadów ściekowych oznaczono także parametry takie jak zawartość ogólnego węgla organicznego i azotu ogólnego. Z uzyskanych danych wynika, że zawartość ogólnego węgla organicznego malała wraz z czasem trwania procesu. Początkowe wartości ogólnego węgla organicznego wniosły w serii pk4: 29,44%, dla serii pk5: 22,09% i dla serii pk6: 24,44% (rys. 28). Największą redukcję ogólnego węgla organicznego przez okres 21 dni odnotowano dla serii pk6: 3,34%. Maksymalną zawartość początkową tego pierwiastka stwierdzono w serii pk4 i wyniosła 29,44%, natomiast najmniejszą w serii pk5: 22,09%. Stężenie azotu ogólnego rosło wraz z czasem w trakcie trwania procesu kompostowania (rys. 29). Największą różnicę w stężeniu azotu można zauważyć w serii pk4, przyrost o 0,17%. Najmniejszą wartość azotu stwierdzono w serii pk6: 2,02%, największą w serii pk4 i wyniosła 3,14%.

Iloraz ilości ogólnego węgla organicznego do azotu ogólnego wyrażono jako C:N. W trakcie badań w każdej z trzech serii iloraz C:N wynosił dużo poniżej wartości literaturowych (rys. 30). W serii pk4 C:N na początku wyniósł 9,38; natomiast w dwóch kolejnych 8,80 oraz 11,16.

Tabela 14. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap IV/bp2

czas [d]	T [°C]	W [%]	C [% s.m.]	SO [% s.m.]	AT4 [mg O ₂ /g s.m.]
1	51,10	48,07	15,85	32,53	39,20
7	48,88	42,03	18,30	26,95	17,15
14	44,10	36,63	14,00	25,35	19,67
21	39,20	32,63	16,87	24,38	13,43
28	52,40	34,80	14,25	23,00	10,50

Tabela 15. Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap IV/bp3

czas [d]	T [°C]	W [%]	C [% s.m.]	SO [% s.m.]	AT4 [mg O ₂ /g s.m.]
1	65,0	64,47	18,77	33,40	59,53
7	63,3	51,87	17,40	24,13	9,23
14	48,0	52,60	13,23	25,93	7,99
21	41,0	40,70	15,23	31,10	10,58
28	57,2	45,55	16,60	29,70	13,24

Tabele 14 oraz 15 przedstawiają wyniki IV etapu badań procesu kompostowania frakcji organicznej odpadów komunalnych przeprowadzonego w warunkach przemysłowych, w dwóch seriach (bp2, bp3).

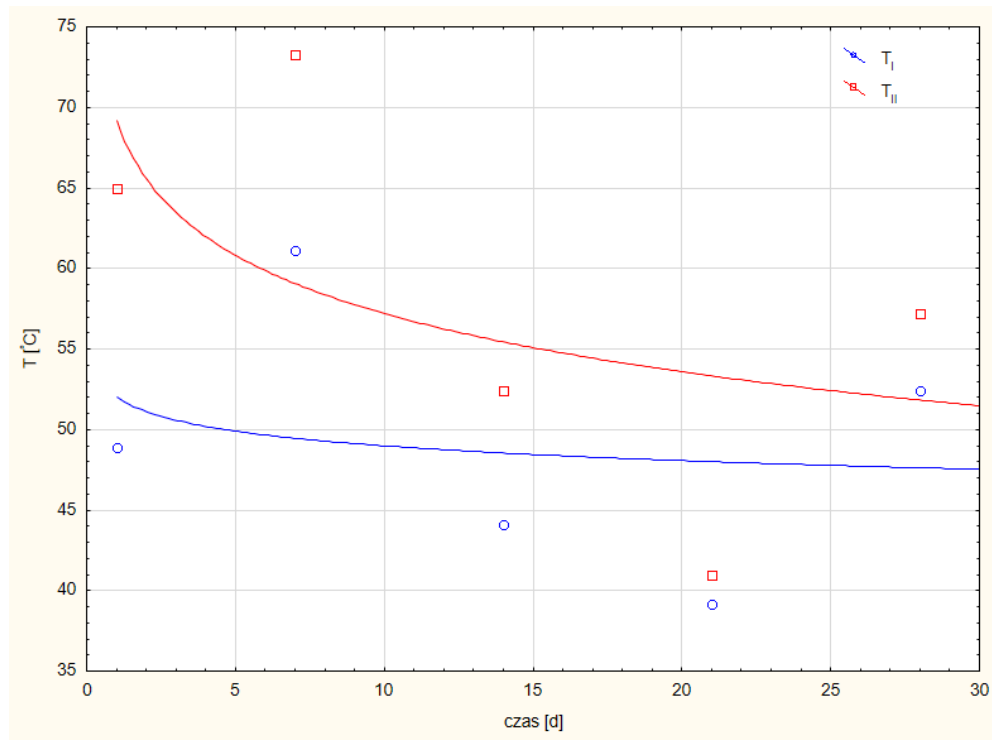
W warunkach przemysłowych dla procesu kompostowania frakcji organicznej prowadzonego w dwóch seriach, w bioreaktorach dokonano pomiarów temperatury oraz kontrolowano stężenie tlenu w porach kompostu. Na podstawie uzyskanych wyników można zauważyć, że temperatura w reaktorze I jak i w II wahała się okresowo (rys. 31). Temperatura w pierwszej fazie procesu w obydwu reaktorach wynosiła: w reaktorze I 51,10°C, w reaktorze II 65,00°C. Po 21 dobach spadła do 39°C w I reaktorze i 41°C w II reaktorze. Skok temperatury w obu przypadkach w 28 dobie spowodowany był przeniesieniem wsadów do kolejnych bioreaktorów w celu dalszej stabilizacji lub dojrzewania.

Mimo nawadniania nie udało się uzyskać zakładanej wilgotności. Początkowa wilgotność w bioreaktorach wyniosła kolejno 48,07% i 64,47% (rys. 32). Jej wartość malała wraz z czasem trwania procesu. Po 28 dobach w I bioreaktorze wilgotność spadła do 34,80%, a w II bioreaktorze do 45,55%. Najmniejsza wilgotność wyniosła 32,63% w I bioreaktorze.

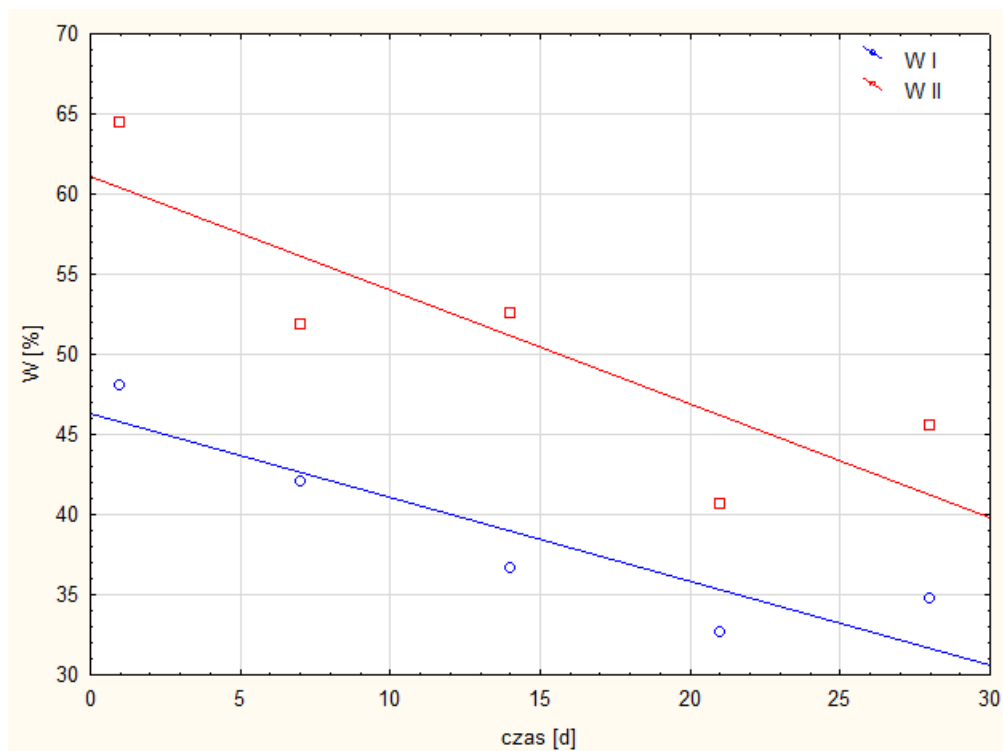
Zawartość ogólnego węgla organicznego w badanych próbach oraz substancji organicznej ma charakter spadkowy. W I bioreaktorze ogólny węgiel organiczny wynosił początkowo 15,85% s.m., natomiast w II 18,77% s.m. (rys. 33). Początkowa zawartość substancji organicznej w I bioreaktorze wyniosła 32,53% s.m., w II bioreaktorze 33,40% s.m. Największy ubytek substancji organicznej stwierdzono w próbie z I bioreaktora 9,53%, natomiast ubytek ogólnego węgla organicznego największy był w próbie z II bioreaktora 2,17% (rys. 34).

W badanych próbach oznaczono także wskaźnik AT4 (rys. 35). W reaktorze I początkowa wartość badanego wskaźnika wynosiła 39,20 mg O₂/g s.m. Po 28 dobach

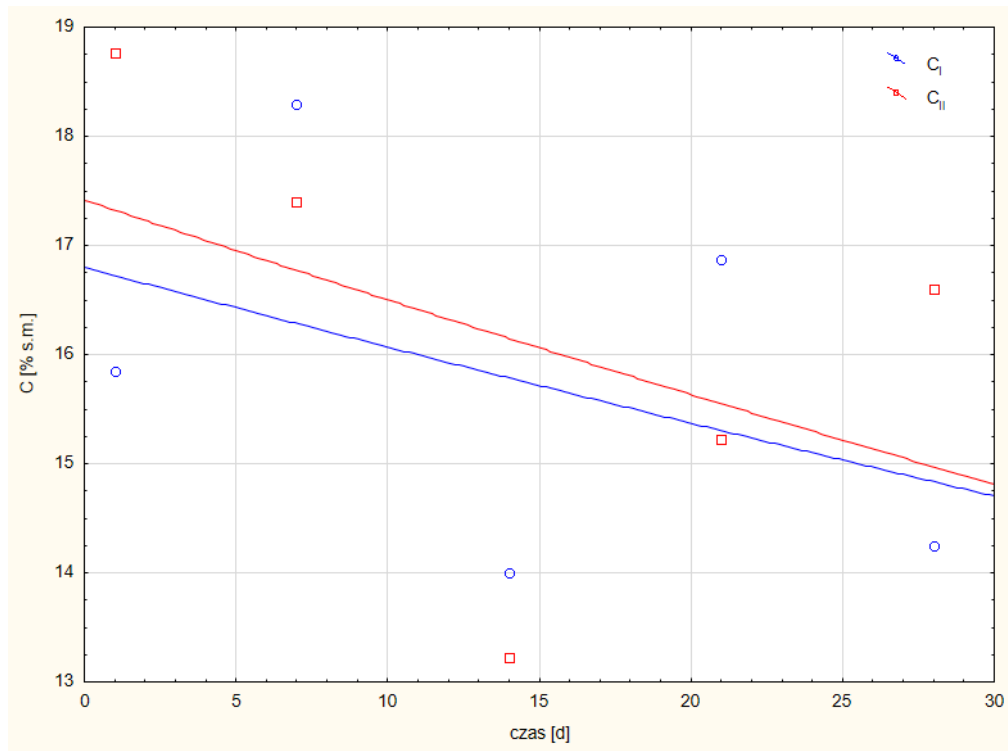
zmniejszyła się do 10,50 mg O₂/g s.m. W II reaktorze początkowo zanotowano AT4 równe 59,53 mg O₂/g s.m. Po zakończeniu procesu parametr ten wyniósł 13,24 mg O₂/g s.m.



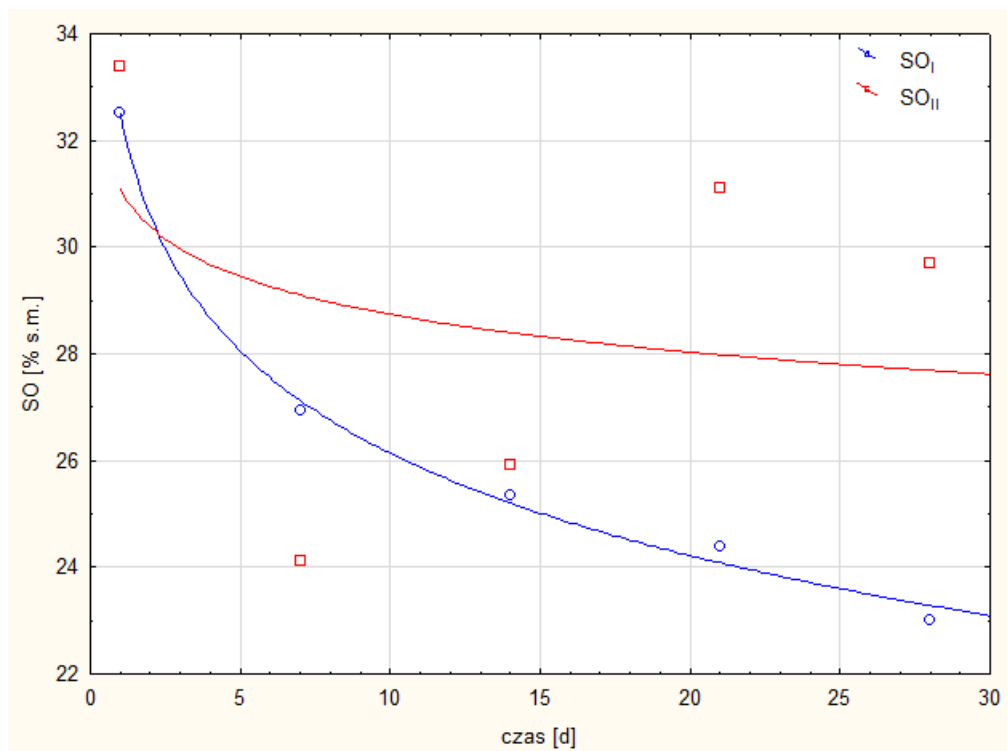
Rys. 31. Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania Fr. O, etap IV, bp 2-3



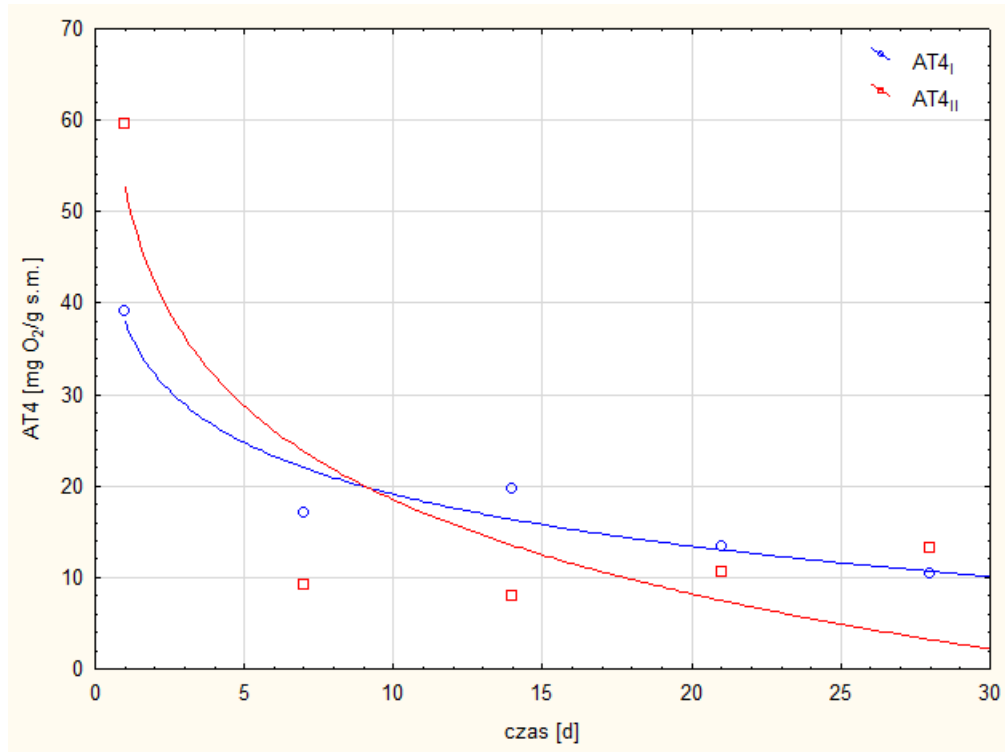
Rys. 32. Zmiany wilgotności podczas procesu kompostowania Fr. O, etap IV, bp 2-3



Rys. 33. Zmiany zawartości całkowitego węgla organicznego podczas procesu kompostowania Fr. O, etap IV, bp 2-3



Rys. 34. Zmiany zawartości substancji organicznej podczas procesu kompostowania Fr. O, etap IV, bp 2-3



Rys. 35. Zmiany wartości AT4 podczas procesu kompostowania Fr. O, etap IV, bp 2-3

5. Analiza wyników badań

5.1. Testy istotności

Dla każdej próby kompostowej wykonano testy istotności T – Studenta wykorzystując moduł „Statystyki podstawowe i modele” w programie STATISTICA.

Zaznaczone na czerwono dane są istotne statystycznie. Na podstawie wykonanej analizy statystycznej do tworzenia modelu matematycznego odrzucono dane dotyczące bioreaktora II (Tabela 26), gdzie prowadzony był proces kompostowania frakcji organicznej z odpadów komunalnych. Hipoteza została odrzucona na podstawie nie spełnienia warunku dla parametrów AT₄, SO_{c II}.

Testy T – Studenta

a) dla kompostowania osadów ściekowych w warunkach laboratoryjnych

Tabele 16, 17, 18 i 19 przedstawiają wyniki testów T – Studenta dla parametrów procesu kompostowania osadów ściekowych w warunkach laboratoryjnych.

Tabela 16. Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap I/pk1

Zmienna	Test T dla prób zależnych (seria I). Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
T _I [°C]	30,84	5,02								
SO _{cl} [% s.m.]	76,01	1,46	10	-45,17	4,28	-33,34	90,000000		-48,23	-42,10
W _I [%]	71,95	2,59								
SO _{cl} [% s.m.]	76,01	1,46	10	-4,06	3,86	-3,33	90,008820		-6,82	-1,30
O _{2l} [% obj.]	20,24	0,37								
SO _{cl} [% s.m.]	76,01	1,46	10	-55,77	1,28	-137,96	90,000000		-56,69	-54,86

Tabela 17. Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap I/pk2

Zmienna	Test T dla prób zależnych (seria II). Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
T _{II} [°C]	35,37	9,18								
SO _{cII} [% s.m.]	71,99	1,21	10	-36,62	8,30	-13,96	9	0,000000	-42,56	-30,69
W _{II} [%]	66,86	6,45								
SO _{cII} [% s.m.]	71,99	1,21	10	-5,13	6,10	-2,67	9	0,025795	-9,50	-0,78
O _{2II} [% obj.]	20,45	0,48								
SO _{cII} [% s.m.]	71,99	1,21	10	-51,54	1,39	-116,99	9	0,000000	-52,54	-50,55

Tabela 18. Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap I/pk3

Zmienna	Test T dla prób zależnych (seria III). Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
T _{III} [°C]	38,71	11,001								
SO _{cIII} [% s.m.]	72,971	1,221	10	-34,27	9,97	-10,87	9	0,000002	-41,40	-27,14
W _{III} [%]	61,881	5,161								
SO _{cIII} [% s.m.]	72,971	1,221	10	-11,09	5,39	-6,51	9	0,000110	-14,95	-7,24
O _{2III} [% obj.]	20,081	0,061								
SO _{cIII} [% s.m.]	72,971	1,221	10	-52,89	1,24	-134,75	9	0,000000	-53,78	-52,01

Tabela 19. Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap I/średnie

Zmienna	Test T dla prób zależnych (średnie). Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
T _{śr.} [°C]	34,98	7,52								
SO _{c śr.} [% s.m.]	73,66	1,27	10	-38,69	6,37	-19,22	9	0,000000	-43,24	-34,13
W _{śr.} [%]	66,90	2,90								
SO _{c śr.} [% s.m.]	73,66	1,27	10	-6,76	3,253	-6,57	9	0,000102	-9,09	-4,44
O _{2 śr.} [% obj.]	20,26	0,16								
SO _{c śr.} [% s.m.]	73,66	1,27	10	-53,40	1,27	-132,45	9	0,000000	-54,32	-52,49

b) dla kompostowania osadów ściekowych w warunkach przemysłowych

Tabela 20 przedstawia wyniki testu T – Studenta dla parametrów procesu kompostowania osadów ściekowych w warunkach przemysłowych.

Tabela 20. Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap II/bp1

Zmienna	Test T dla prób zależnych. Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
AT4 [mg O ₂ /g s.m.]	14,25	5,33								
SO _c [% s.m.]	3,60	3,07	9	10,65	7,97	4,01	8	0,003889	4,53	16,78
O ₂ [% obj.]	18,11	1,86								
SO _c [% s.m.]	3,60	3,07	9	14,52	4,71	9,24	8	0,000015	10,89	18,14
T [°C]	55,98	5,33								
SO _c [% s.m.]	3,60	3,07	9	52,38	8,18	19,20	8	0,000000	46,09	58,67
W [%]	59,08	3,66								
SO _c [% s.m.]	3,60	3,07	9	55,48	6,56	25,37	8	0,000000	50,44	60,52

c) dla kompostowania frakcji organicznej w warunkach laboratoryjnych

Tabele 21, 22, 23 i 24 przedstawiają wyniki testów T – Studenta dla parametrów procesu kompostowania frakcji organicznej w warunkach laboratoryjnych.

Tabela 21. Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk4

Zmienna	Test T dla prób zależnych (seria I). Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
T _I [°C]	36,62	12,42								
SO _{cl} [% s.m.]	9,36	3,96	8	27,26	15,00	5,14	7	0,001338	14,72	39,81
W _I [%]	70,50	1,69								
SO _{cl} [% s.m.]	9,36	3,96	8	61,14	5,38	32,14	7	0,000000	56,64	65,64

Tabela 22. Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk5

Zmienna	Test T dla prób zależnych (seria II). Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
W _{II} [%]	64,89	5,94								
SO _{cll} [% s.m.]	3,63	2,57	8	61,25	8,42	20,57	7	0,000000	54,21	68,29408
T _{II} [°C]	39,12	12,08								
SO _{cll} [% s.m.]	3,63	2,57	8	35,49	14,53	6,91	7	0,000229	23,35	47,64

Tabela 23. Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk6

Zmienna	Test T dla prób zależnych (seria III). Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
T _{III} [°C]	38,37	11,75								
SO _{cIII} [% s.m.]	6,28	3,14	8	32,09	14,30	6,35	7	0,000387	20,13	44,05
W _{III} [%]	65,32	4,54								
SO _{cIII} [% s.m.]	6,28	3,14	8	59,04	7,39	22,59	7	0,000000	52,86	65,22

Tabela 24. Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap III/średnie

Zmienna	Test T dla prób zależnych (średnie). Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
T _{śr.} [°C]	33,49	12,26								
SO _{cśr.} [% s.m.]	6,70	3,11	8	26,79	14,87	5,09	7	0,001409	14,35	39,22
W _{śr.} [%]	66,90	3,87								
SO _{cśr.} [% s.m.]	6,70	3,11	8	60,20	6,81	25,02	7	0,000000	54,51	65,89

d) dla kompostowania frakcji organicznej w warunkach przemysłowych

Tabele 25 i 26 przedstawiają wyniki testów T – Studenta dla parametrów procesu kompostowania frakcji organicznej w warunkach przemysłowych.

Tabela 25. Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap IV/bp2

Zmienna	Test T dla prób zależnych (bioreaktor I) Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
AT _{4I} [mg O ₂ /g s.m.]	22,36	11,51								
SO _{cI} [% s.m.]	0,21	0,15	4	22,15	11,66	3,80	3	0,032031	3,59	40,70
T _I [°C]	45,82	5,29								
SO _{cI} [% s.m.]	0,21	0,15	4	45,60	5,42	16,82	3	0,000458	36,97	54,23
W _I [%]	39,84	6,70								
SO _{cI} [% s.m.]	0,21	0,15	4	39,62	6,85	11,57	3	0,001386	28,73	50,52

Tabela 26. Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap IV/bp3

Zmienna	Test T dla prób zależnych (bioreaktor II) Zaznaczone różnice są istotne z $p < ,05000$									
	Średnia	Odch.st.	Ważnych	Różnica	Odch.st. Różnica	t	df	p	Ufność -95,000%	Ufność +95,000%
AT _{4II} [mg O ₂ /g s.m.]	21,83	25,16								
SO _{cII} [% s.m.]	0,19	0,18	4	21,64	25,29	1,71	3	0,185501	-18,60	61,88
T _{II} [°C]	54,32	11,72								
SO _{cII} [% s.m.]	0,19	0,16	4	54,13	11,72	9,24	3	0,002681	35,49	72,778
W _{II} [%]	52,41	9,71								
SO _{cII}	0,19	0,18	4	52,21	9,75	10,71	3	0,001742	36,70	67,74

5.2. Korelacja

Współczynnik korelacji Pearsona r dla każdego z parametrów procesowych został obliczony na podstawie macierzy korelacji w module Statystyki: „Zaawansowane modele liniowe i nieliniowe”.

a) korelacja parametrów dla kompostowanych osadów ściekowych w warunkach laboratoryjnych

Współczynnik korelacji pomiędzy ubytkiem substancji organicznej SO_c a temperaturą, zawartością tlenu w porach kompostu oraz wilgotnością dla kompostowania osadów ściekowych w warunkach laboratoryjnych przedstawiają tabele 27, 28, 29 i 30.

Tabela 27. Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap I/pk1

Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (seria I)					
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO_{cl} [% s.m.]	Kol. 3 T_I [°C]	Kol. 4 W_I [%]	Kol. 5 O_{2I} [% obj.]
Wyraz wolny	1	Stałe				
SO_{cl} [% s.m.]	2	Stałe	1,0000	-0,4533	0,8039	-0,6854
T_I [°C]	3		-0,4533	1,0000	-0,5536	0,0332
W_I [%]	4		0,8039	-0,5536	1,0000	-0,6765
O_{2I} [% obj.]	5		-0,6854	0,0332	-0,6765	1,0000

Tabela 28. Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap I/pk2

Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (seria II)					
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO_{cII} [% s.m.]	Kol. 3 T_{II} [°C]	Kol. 4 W_{II} [%]	Kol. 5 O_{2II} [% obj.]
Wyraz wolny	1	Stałe				
SO_{cII} [% s.m.]	2	Stałe	1,0000	-0,8424	-0,2073	0,3395
T_{II} [°C]	3		-0,8424	1,0000	0,0058	-0,5196
W_{II} [%]	4		-0,2073	0,0058	1,0000	0,3692
O_{2II} [% obj.]	5		0,3395	-0,5196	0,3692	1,0000

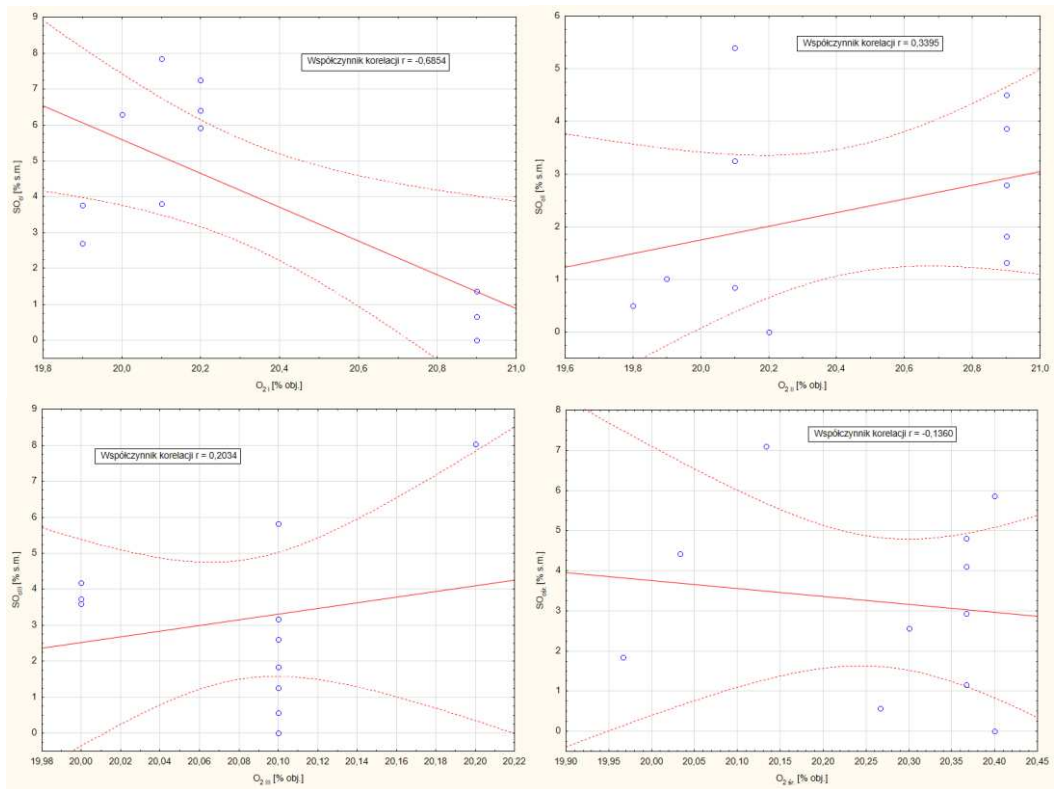
Tabela 29. Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap I/pk3

Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (seria III)					
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO_{cIII} [% s.m.]	Kol. 3 T_{III} [°C]	Kol. 4 W_{III} [%]	Kol. 5 O_{2III} [% obj.]
Wyraz wolny	1	Stałe				
SO_{cIII} [% s.m.]	2	Stałe	1,0000	-0,8835	0,0717	0,2034
T_{III} [°C]	3		-0,8835	1,0000	0,0275	0,1627
W_{III} [%]	4		0,0717	0,0275	1,0000	0,1637
O_{2III} [% obj.]	5		0,2034	0,1627	0,1637	1,0000

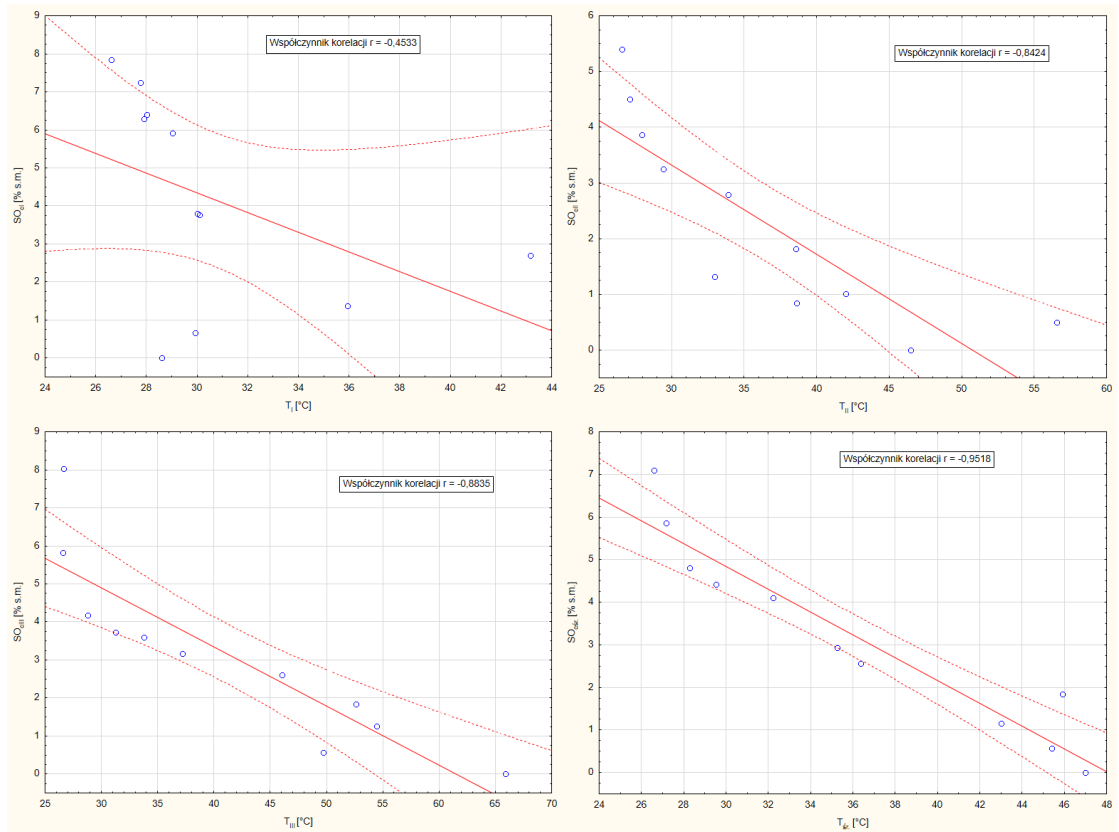
Tabela 30. Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap I/średnie

Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (średnie)					
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO _c śr. [% s.m.]	Kol. 3 T _{śr.} [°C]	Kol. 4 W _{śr.} [%]	Kol. 5 O ₂ śr. [% obj.]
Wyraz wolny	1	Stale				
SO _c śr. [% s.m.]	2	Stale	1,0000	-0,9518	0,1072	-0,1360
T _{śr.} [°C]	3		-0,9518	1,0000	-0,2413	-0,1895
W _{śr.} [%]	4		0,1072	-0,2413	1,0000	0,0461
O ₂ śr. [% obj.]	5		-0,1360	-0,1895	0,0461	1,0000

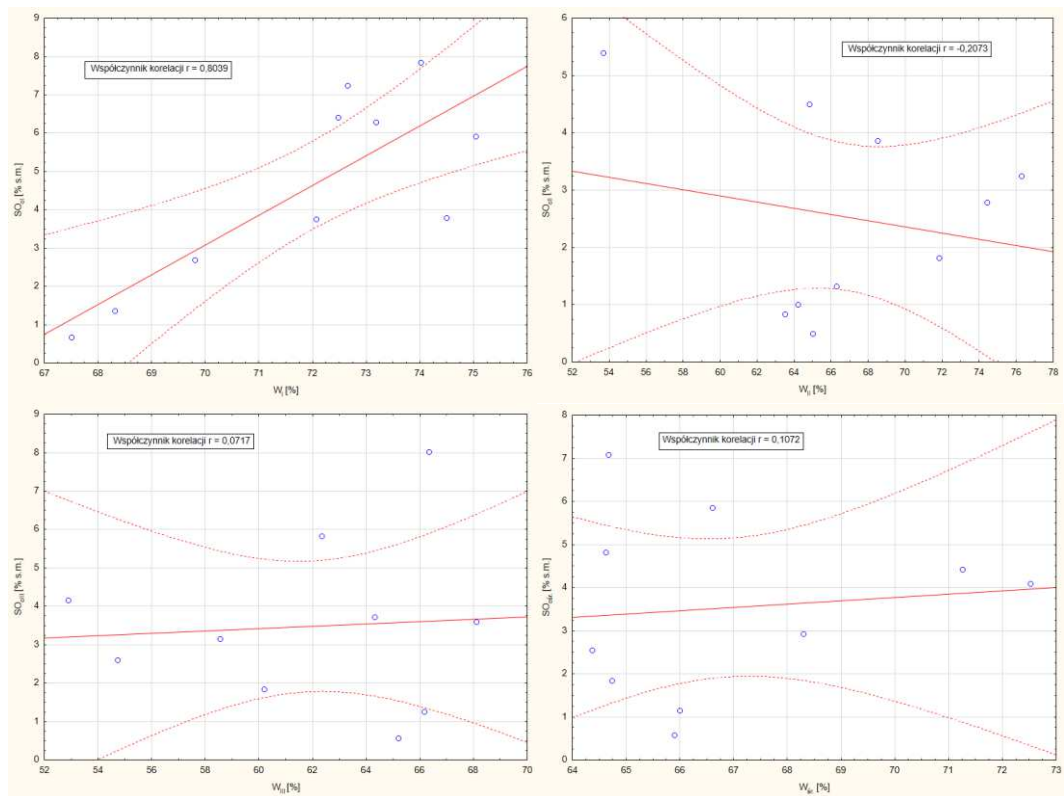
Na rysunkach 36 – 38 przedstawiono wykresy rozrzutu wraz z liniami regresji.



Rys. 36. Regresja liniowa dla $SO_c = f(O_2)$, OS, etap I, pk 1-3



Rys. 37. Regresja liniowa dla $SO_c = f(T)$, OS, etap I, pk 1-3



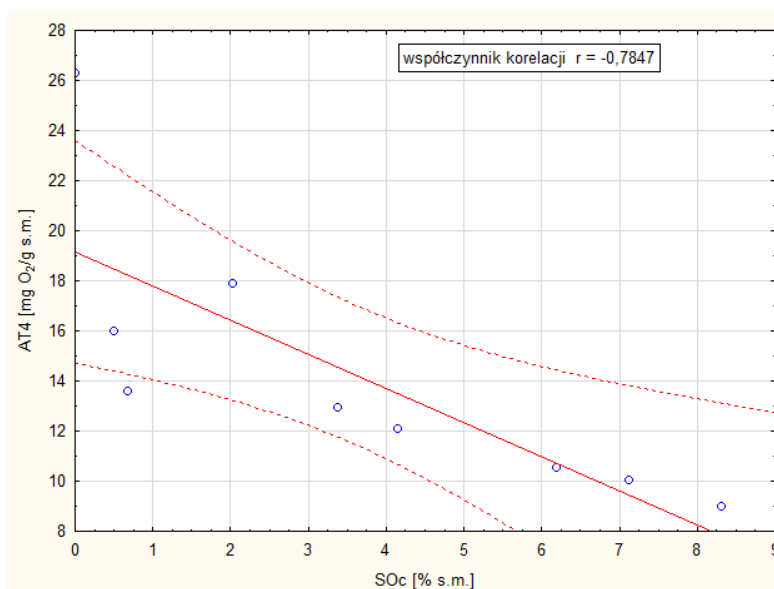
Rys. 38. Regresja liniowa dla $SO_c = f(W)$, OS, etap I, pk 1-3

b) korelacja parametrów dla kompostowanych osadów ściekowych w warunkach przemysłowych

Współczynnik korelacji pomiędzy ubytkiem substancji organicznej SO_c a AT_4 dla kompostowania osadów ściekowych w warunkach przemysłowych przedstawia tabela 31. Współczynnik korelacji między SO_c a wilgotnością, temperaturą oraz zawartością tlenu w porach kompostu przedstawia tabela 32. Na rysunkach 39 – 42 przedstawiono wykresy rozrzutu wraz z liniami regresji.

Tabela 31. Macierz korelacji ubytku substancji organicznej i AT_4 w procesie kompostowania OS, etap II/bp1

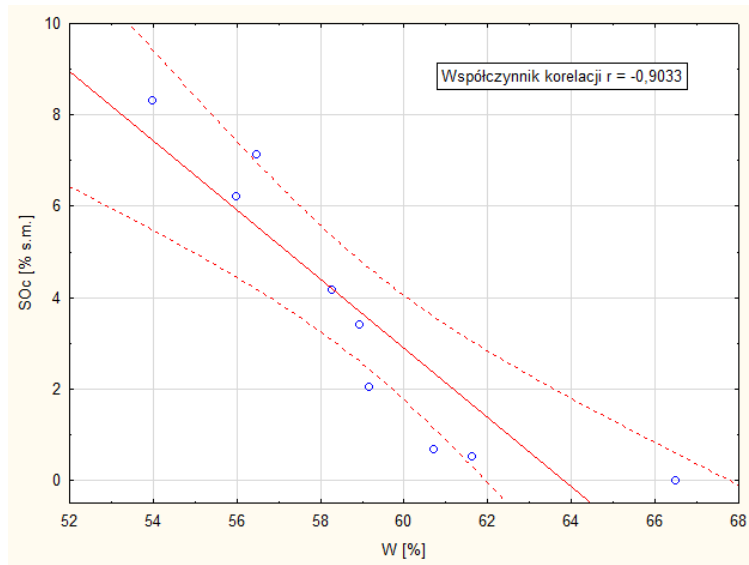
Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu			
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO_c [% s.m.]	Kol. 3 AT_4 [mg O_2 /g s.m.]
Wyraz wolny	1	Stałe		
SO_c [% s.m.]	2	Stałe	1,0000	-0,7847
AT_4 [mg O_2 /g s.m.]	3		-0,7847	1,000000



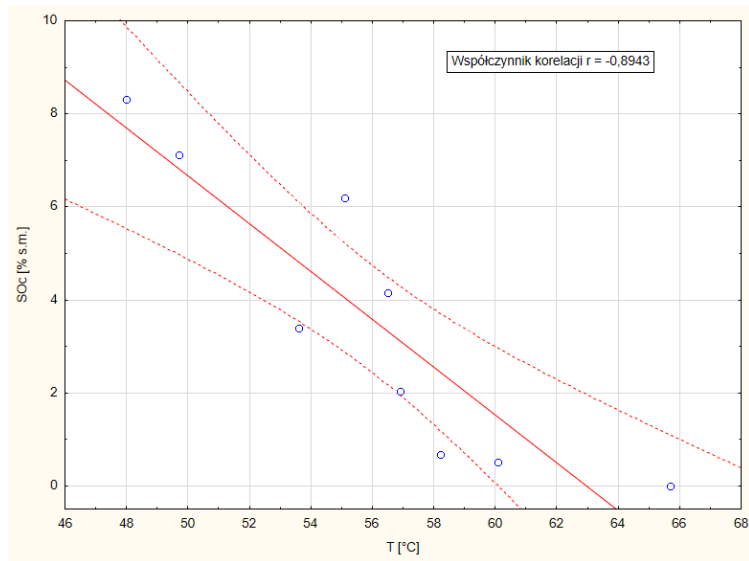
Rys. 39. Regresja liniowa dla $AT_4 = f(SO_c)$, OS, etap II, bp1

Tabela 32. Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap II/bp1

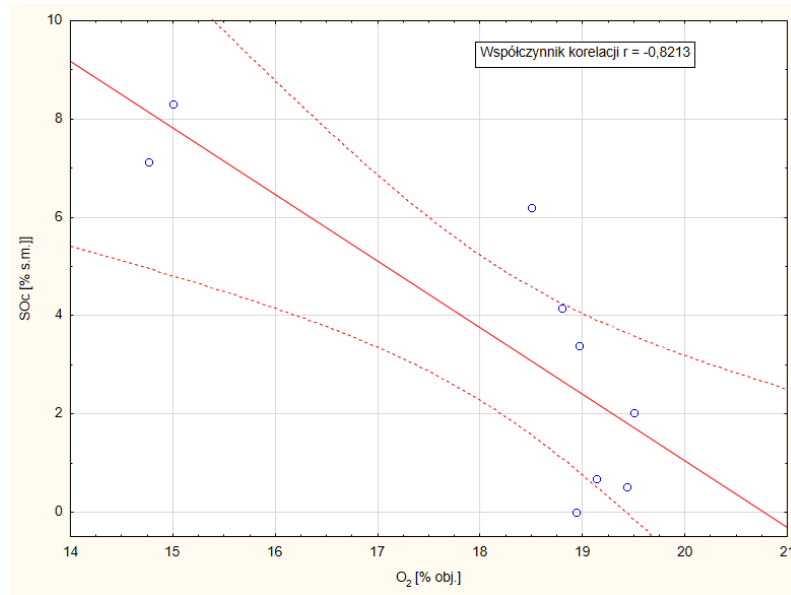
Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu					
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO_c [% s.m.]	Kol. 3 W [%]	Kol. 4 T [°C]	Kol. 5 O_2 [% obj.]
Wyraz wolny	1	Stałe				
SO_c [% s.m.]	2	Stałe	1,0000	-0,9033	-0,8943	-0,8213
W [%]	3		-0,9033	1,0000	0,9352	0,6232
T [°C]	4		-0,8943	0,9352	1,0000	0,7677
O_2 [% obj.]	5		-0,8213	0,6232	0,7677	1,0000



Rys. 40. Regresja liniowa dla $SO_c = f(W)$, OS, etap II, bp1



Rys. 41. Regresja liniowa dla $SO_c = f(T)$, OS, etap II, bp1



Rys. 42. Regresja liniowa dla $SO_c = f(O_2)$, OS, etap II, bp1

c) korelacja parametrów dla kompostowanej frakcji organicznej w warunkach laboratoryjnych

Współczynnik korelacji pomiędzy ubytkiem substancji organicznej SO_c a temperaturą oraz wilgotnością dla kompostowania frakcji organicznej w warunkach laboratoryjnych przedstawiają tabele 33, 34, 35 i 36. Na rysunkach 43 i 44 przedstawiono wykresy rozrzutu wraz z liniami regresji.

Tabela 33. Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap III/pk4

Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (seria I)				
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO_{cl} [% s.m.]	Kol. 3 T_I [°C]	Kol. 4 W_I [%]
Wyraz wolny	1	Stałe			
SO_{cl} [% s.m.]	2	Stałe	1,0000	-0,5595	-0,7748
T_I [°C]	3		-0,5595	1,0000	0,6352
W_I [%]	4		-0,7748	0,6352	1,0000

Tabela 34. Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap III/pk5

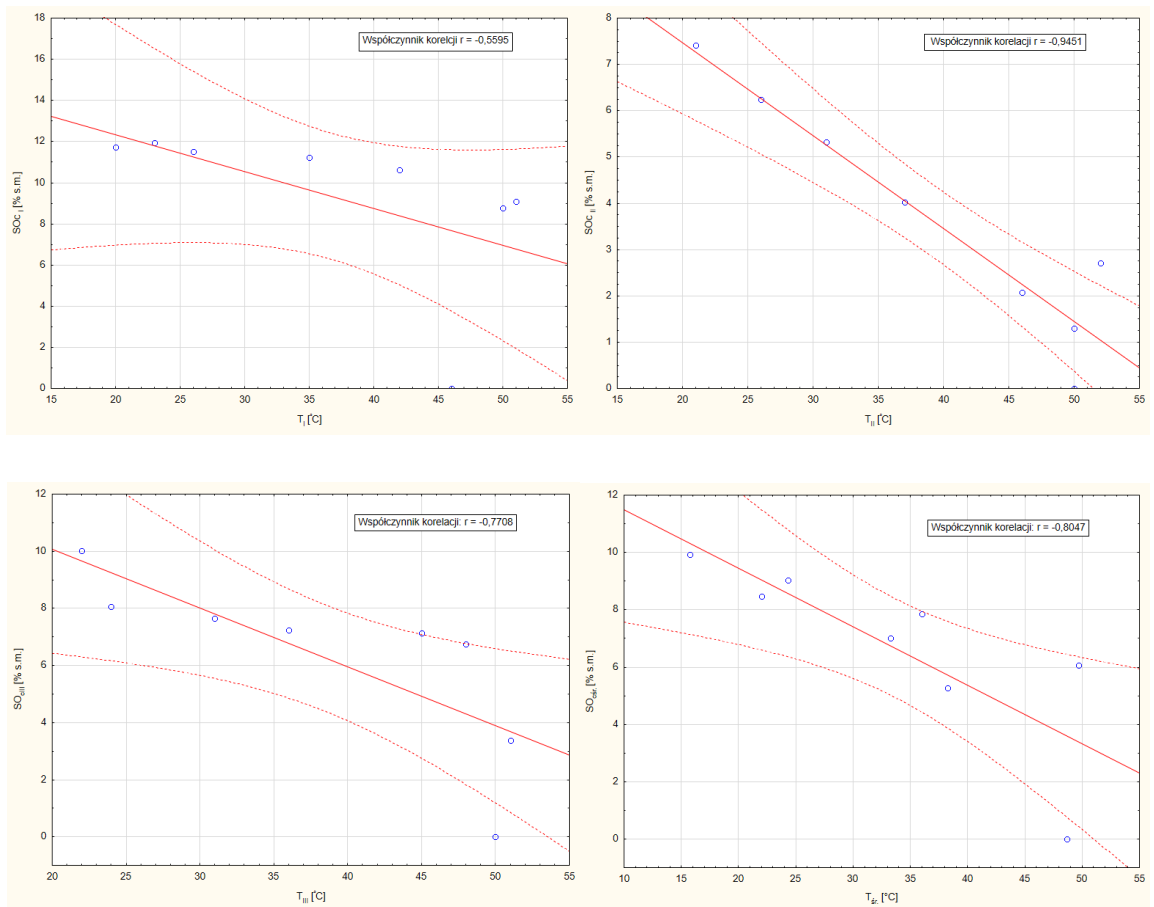
Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (seria II)				
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO_{cII} [% s.m.]	Kol. 3 T_{II} [°C]	Kol. 4 W_{II} [%]
Wyraz wolny	1	Stałe			
SO_{cII} [% s.m.]	2	Stałe	1,0000	-0,9451	-0,9502
T_{II} [°C]	3		-0,9451	1,0000	0,9404
W_{II} [%]	4		-0,9502	0,9405	1,0000

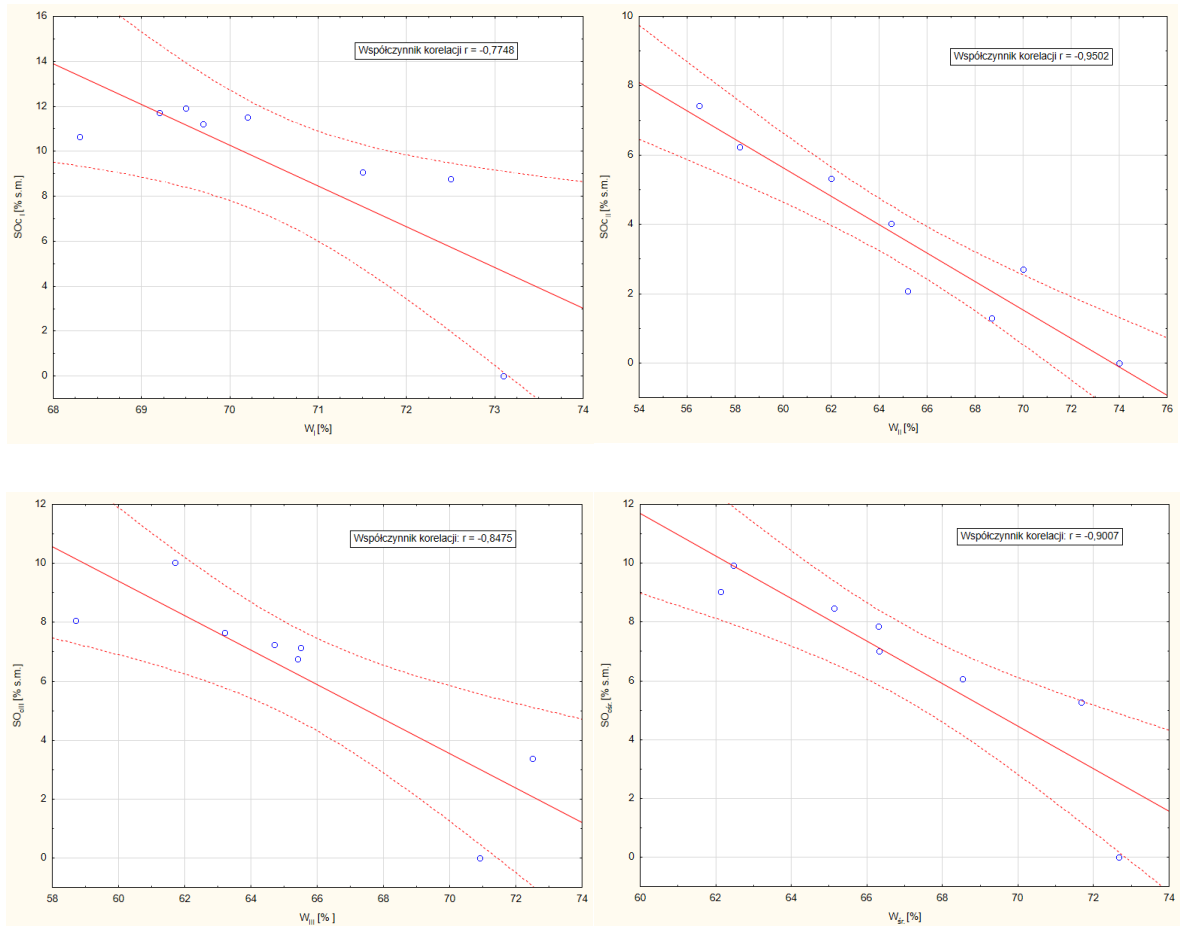
Tabela 35. Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap III/pk6

Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (seria III)				
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO _{cIII} [% s.m.]	Kol. 3 T _{III} [°C]	Kol. 4 W _{III} [%]
Wyraz wolny	1	Stałe			
SO _{cIII} [% s.m.]	2	Stałe	1,000000	-0,7708	-0,8475
T _{III} [°C]	3		-0,7708	1,0000	0,8806
W _{III} [%]	4		-0,8475	0,8806	1,0000

Tabela 36. Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap III/średnie

Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (średnie)				
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO _{cśr.} [% s.m.]	Kol. 3 T _{śr.} [°C]	Kol. 4 W _{śr.} [%]
Wyraz wolny	1	Stałe			
SO _{cśr.} [% s.m.]	2	Stałe	1,0000	-0,8047	-0,9007
T _{śr.} [°C]	3		-0,8047	1,0000	0,8367
W _{śr.} [%]	4		-0,9007	0,8367	1,0000

**Rys. 43.** Regresja liniowa dla $SO_c = f(T)$, Fr. O, etap III, pk 4-6



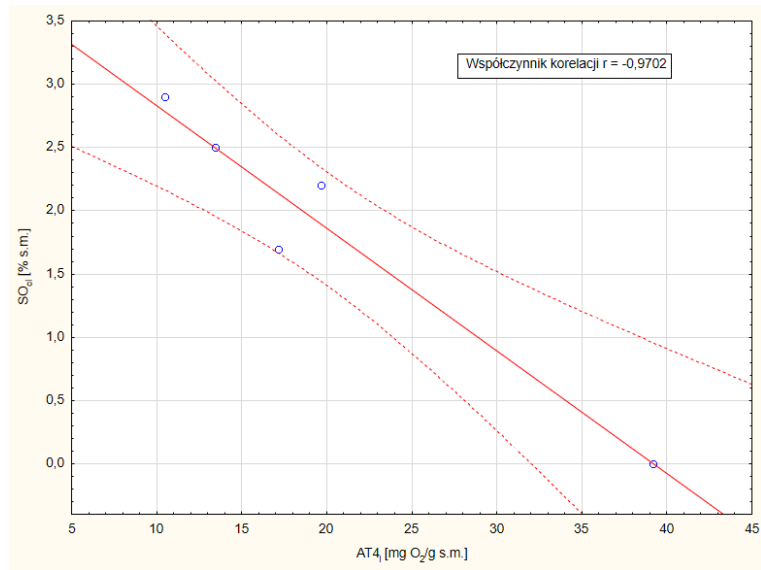
Rys. 44. Regresja liniowa dla $SO_c = f(W)$, Fr. O, etap III, pk 4-6

d) korelacja parametrów dla kompostowanej frakcji organicznej w warunkach przemysłowych

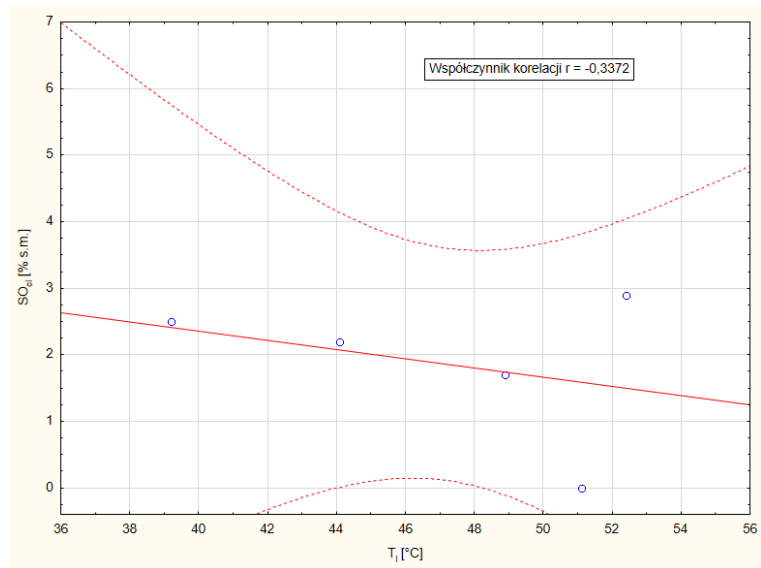
Współczynnik korelacji pomiędzy ubytkiem substancji organicznej SO_c a AT_4 , temperaturą, oraz wilgotnością dla kompostowania osadów ściekowych w warunkach przemysłowych przedstawia tabela 37. Na rysunkach 45 – 47 przedstawiono wykresy rozrzutu wraz z liniami regresji.

Tabela 37. Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap IV/bp2

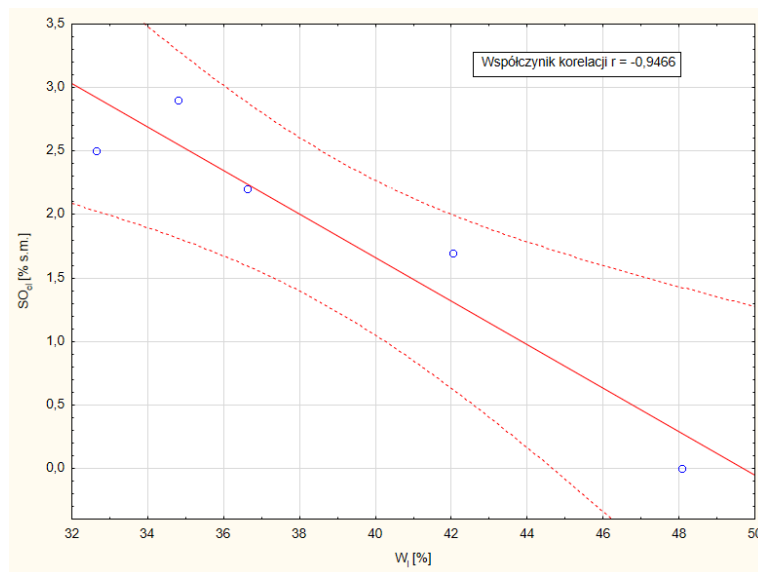
Efekt	Macierz korelacji dla wektorów w macierzy eksperymentu (bioreaktor I)					
	Kolumna	Efekt (S/L)	Kol. 2 SO_{cl} [% s.m.]	Kol. 3 T_1 [°C]	Kol. 4 W_1 [%]	Kol. 5 AT_{4l} [mg O ₂ /g s.m.]
Wyraz wolny	1	Stałe				
SO_{cl} [% s.m.]	2	Stałe	1,000000	-0,337203	-0,946606	-0,970156
T_1 [°C]	3		-0,337203	1,000000	0,566603	0,301829
W_1 [%]	4		-0,946606	0,566603	1,000000	0,881542
AT_{4l} [mg O ₂ /g s.m.]	5		-0,970156	0,301829	0,881542	1,000000



Rys. 45. Regresja liniowa dla $SO_c = f(AT4)$, Fr. O, etap IV, bp2



Rys. 46. Regresja liniowa dla $SO_c = f(T)$, Fr. O, etap IV, bp2



Rys. 47. Regresja liniowa dla $SO_c = f(W)$, Fr. O, etap IV, bp2

5.3. Ubytek substancji organicznej podczas procesu kompostowania

Tabele 38 – 41 przedstawiają wyniki obliczeń skonsumowanej ilości substancji organicznej. Ubytek substancji organicznej, będący *de facto* skutkiem intensyfikacji procesu mineralizacji materii organicznej, podczas procesu kompostowania osadów ściekowych oraz frakcji organicznej odpadów komunalnych obliczony został na podstawie wzoru nr 38.

Jak można zauważyć rozkład łatwo dostępnej substancji organicznej następuje szybciej w przypadku kompostowania osadów ściekowych. W przypadku kompostowania frakcji organicznej mniejszy ubytek substancji organicznej może być związany z większą zawartością w masie wsadu trudno rozkładalnych związków takich jak: ligniny, hemiceluloza, celuloza, które stanowią 95% masy drewna lub jego pochodnych, na przykład papieru [39].

Tabela 38. Wyniki obliczeń dla kompostowania OS, etap I, pk 1-3

	czas [d]	SO ₀ [%]	SO [%]	SO _{c1} [%]
Seria I	1	78,69	78,69	0,00
	2		78,30	0,67
	4		77,89	1,37
	6		77,12	2,70
	8		76,50	3,76
	10		76,48	3,80
	12		75,25	5,91
	14		75,03	6,29
	16		74,96	6,41
	18		74,47	7,25
	20		74,12	7,85
	czas [d]	SO ₀ [%]	SO [%]	SO _{c1} [%]
Seria II	1	73,53	73,53	0,00
	2		73,26	0,50
	4		73,07	0,84
	6		72,98	1,01
	8		72,81	1,32
	10		72,54	1,82
	12		72,01	2,79
	14		71,76	3,25
	16		71,43	3,86
	18		70,59	4,50
	20		69,50	5,40
	czas [d]	SO ₀ [%]	SO [%]	SO _{c1} [%]
Seria III	1	74,90	74,90	0,00
	2		74,59	0,56
	4		74,20	1,26
	6		73,88	1,84
	8		73,46	2,60
	10		73,15	3,16
	12		72,91	3,59
	14		72,84	3,72
	16		72,59	4,17
	18		71,67	5,83
	20		70,45	8,03

Tabela 39. Wyniki obliczeń dla kompostowania OS, etap II/bp1

czas [d]	SO₀ [%]	SO [%]	SO_{c1} [%]
1		75,40	0,00
3		75,10	0,54
5		74,95	0,99
8		74,20	2,15
10	75,40	73,40	3,58
12		72,95	4,39
15		73,31	3,75
17		71,74	6,56
19		71,20	7,53
25		70,00	7,22

Tabela 40. Wyniki obliczeń dla kompostowania Fr. O, etap III, pk 4-6

	czas [d]	SO₀ [%]	SO [%]	SO_{c1} [-]
Seria I	1		62,64	0,00
	4		58,57	8,78
	7		58,43	9,08
	9	62,64	57,71	10,64
	12		57,44	11,22
	14		57,30	11,52
	16		57,11	11,93
	21		57,21	11,71
Seria II	1		47,00	0,00
	4		46,06	2,70
	7		46,55	1,29
	9	47,00	46,28	2,07
	12		45,60	4,03
	14		45,15	5,32
	16		44,83	6,24
	21		44,42	7,42

	czas [d]	SO ₀ [%]	SO [%]	SO _{c1} [-]
Seria III	1	52,81	52,81	0,00
	4		51,49	3,38
	7		50,17	6,76
	9		50,02	7,14
	12		49,98	7,24
	14		49,82	7,65
	16		49,66	8,06
	21		48,89	10,03

Tabela 41. Wyniki obliczeń dla kompostowania Fr. O, etap IV, bp 2-3

	czas [d]	SO ₀ [%]	SO [%]	SO _{c1} [%]
Bioreaktor I	1	32,53	32,53	0,00
	7		26,95	1,70
	14		25,35	2,20
	21		24,38	2,50
	czas [d]	SO ₀ [%]	SO [%]	SO _{c1} [%]
Bioreaktor II	1	33,40	33,40	0,00
	7		24,13	2,80
	14		25,93	2,20
	21		31,10	0,70

5.4. Stała szybkości procesu kompostowania

Wyznaczenie stałych szybkości procesu kompostowania stanowiło istotę celu cząstkowego nr 1 (str. 31). W ustalonym harmonogramie badawczym, przedstawionym na rys. 1, osiągnięciu tego celu cząstkowego służyły etapy I i III, które różniły się rodzajem kompostowanego materiału (wsadu). Badania - próby kompostowe, były wykonywane w sposób zapewniający optymalne napowietrzenie kompostu oraz wilgotność materiału nie mniejszą, niż 50%. Zapewniając warunki optymalne, zgodnie z równaniem 26., szybkość rozkładu materii organicznej wyrażona ubytkiem substancji organicznej w czasie jest największa.

Wyniki badań przedstawione w tabelach 7÷9, dotyczące przebiegu kompostowania osadów ściekowych, jak również wyniki kompostowania frakcji organicznej umieszczone w tabelach wskazują, że temperatura wsadu w zależności od wariantu - serie pk1÷6, obniżała się poniżej wartości optymalnej wynoszącej 45 °C, oznaczonej jako T_{opt} we wzorze nr 23. W związku z powyższym, w przypadku etapu I, wartość współczynnika k policzono z uwzględnieniem danych dla całego 21. dniowego cyklu badawczego oraz danych do 12. doby trwania próby kompostowej. Jako kryterium pozwalające ostatecznie wybrać wartość stałej szybkości procesu, która będzie wykorzystana w dalszej części, przyjęto wartości współczynnika determinacji - R^2 , który jest miarą dopasowania modelowanej funkcji wyznaczonej poprzez aproksymację zmiennych takich jak ubytek substancji organicznej.

► Stała szybkości procesu kompostowania osadów ściekowych

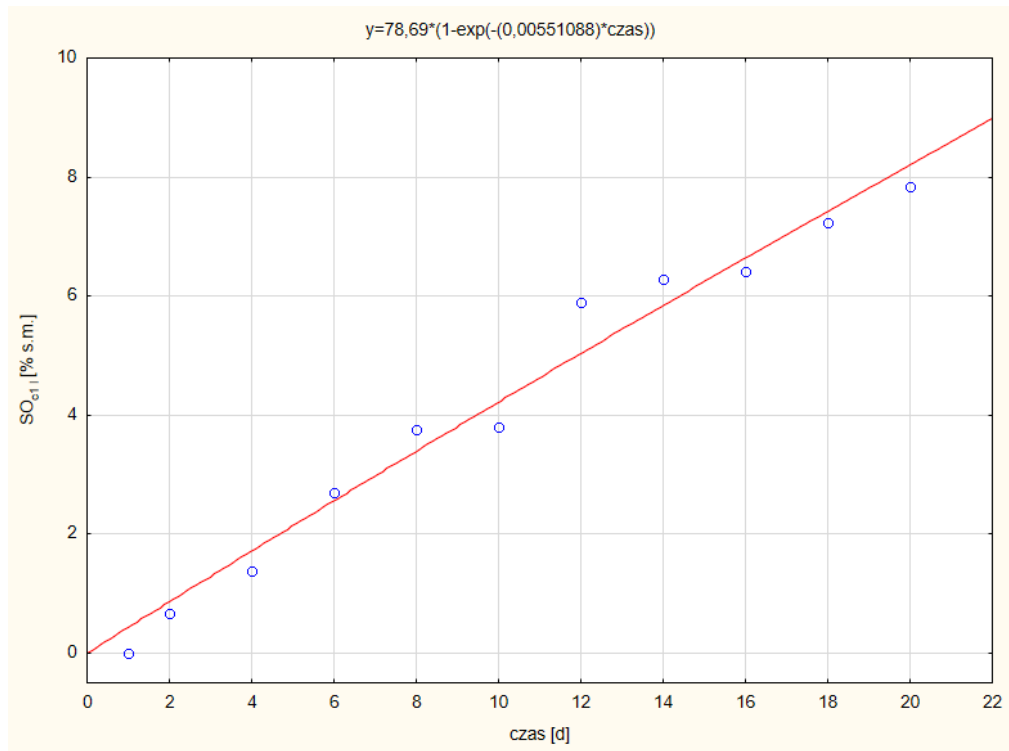
W tabeli nr 42 przedstawiono wartości stałej szybkości procesu dla kompostowania osadów ściekowych w warunkach laboratoryjnych wyznaczone za pomocą estymacji nieliniowej metodą najmniejszych kwadratów (rysunki 48 – 55). Stałe k zostały wyznaczone dla okresu 21 dni oraz dla 12 dni. Dla modelowania zmiennych do 21 doby współczynnik R^2 wyniósł 0,9814; natomiast dla zmiennych do 12 doby $R^2 = 0,9766$.

Wartość stałej szybkości procesu dla kompostowania osadów ściekowych wybrana na podstawie współczynnika determinacji (R^2) wynosi: **$k = 0,004433 [d^{-1}]$** .

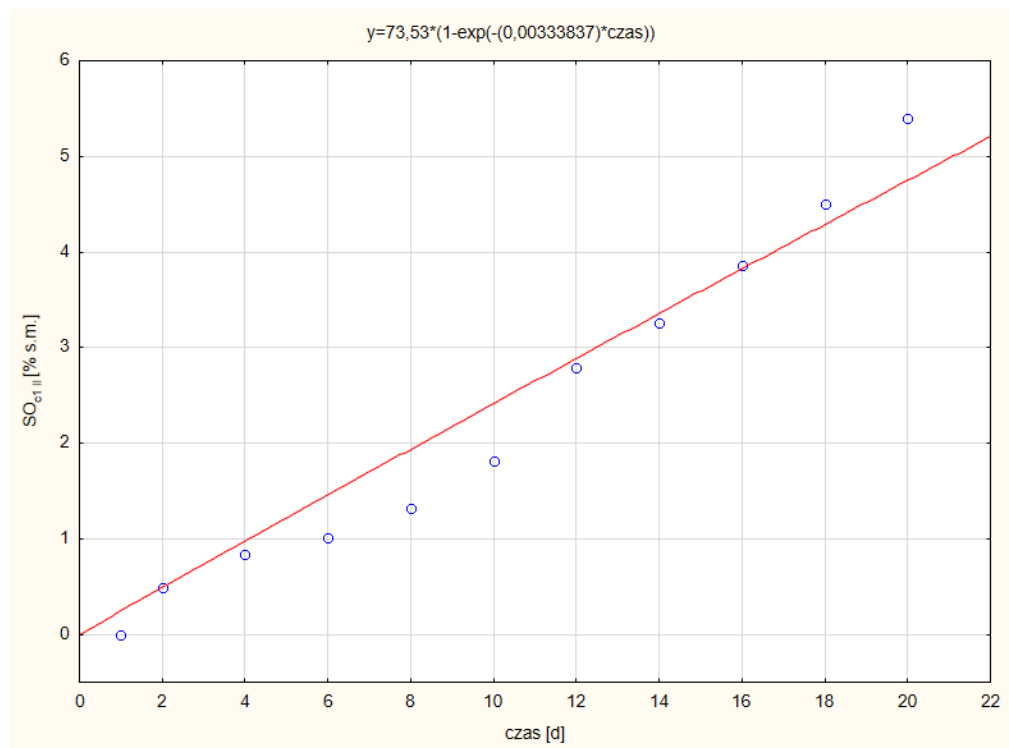
Tabela 42. Stała szybkości procesu kompostowania OS, etap I, pk 1-3

<i>Stała szybkości dla 21 dni</i>				<i>Stała szybkości dla 12 dni</i>			
k_I	k_{II}	k_{III}	k_{sr}	k_I	k_{II}	k_{III}	k_{sr}
0,004448	0,003338	0,005511	0,004433	0,005791	0,002744	0,004205	0,004274

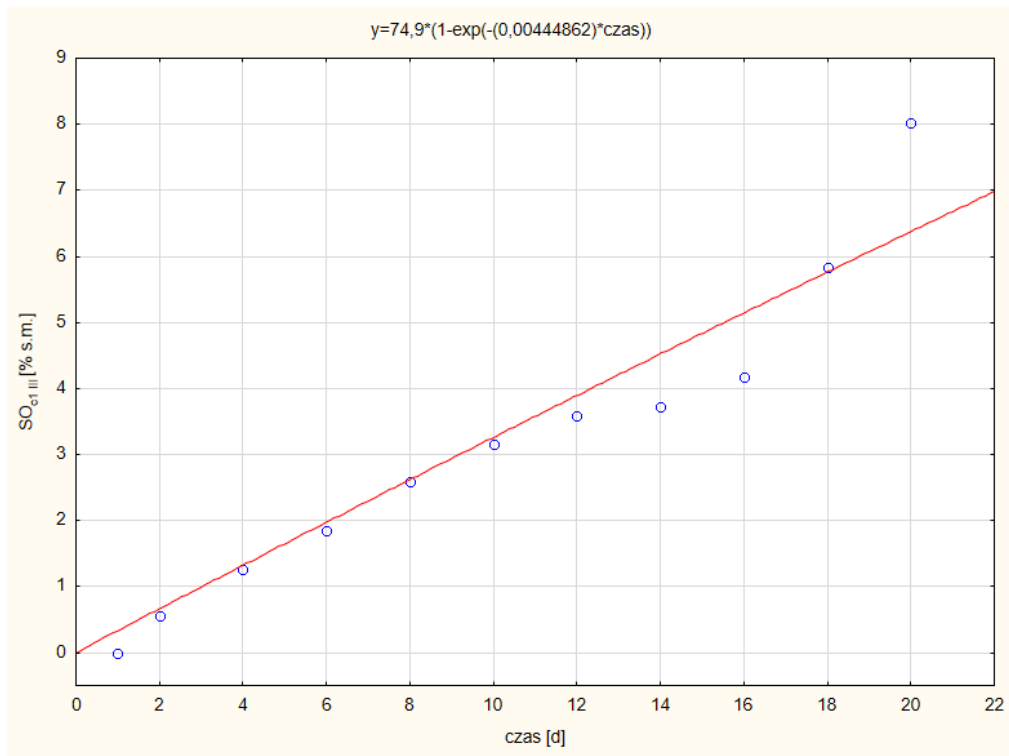
k_I, k_{II}, k_{III} – stała szybkości procesu dla 1,2,3 serii procesu kompostowania osadów ściekowych
 k_{sr} – średnia wartość stałej szybkości procesu



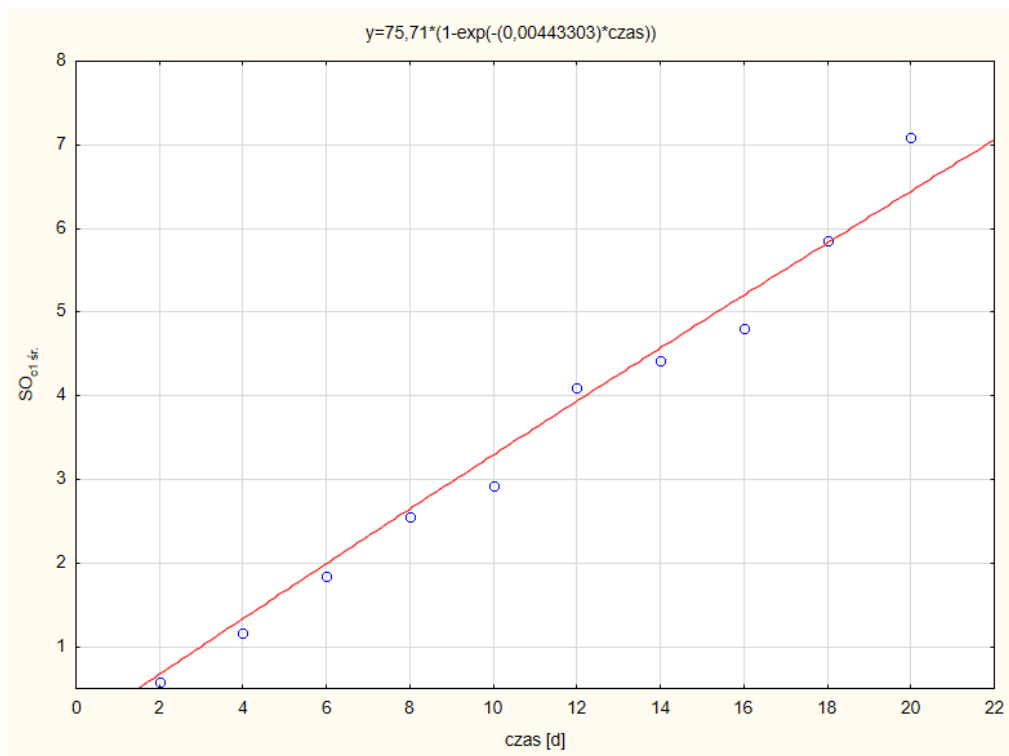
Rys. 48. Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk1



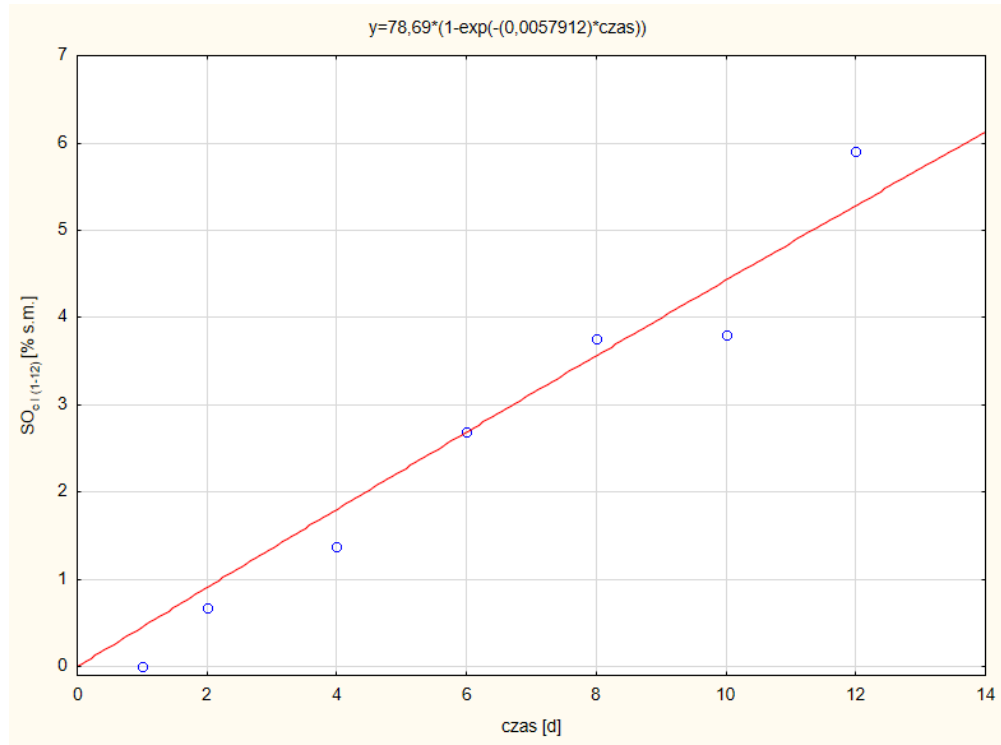
Rys. 49. Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk2



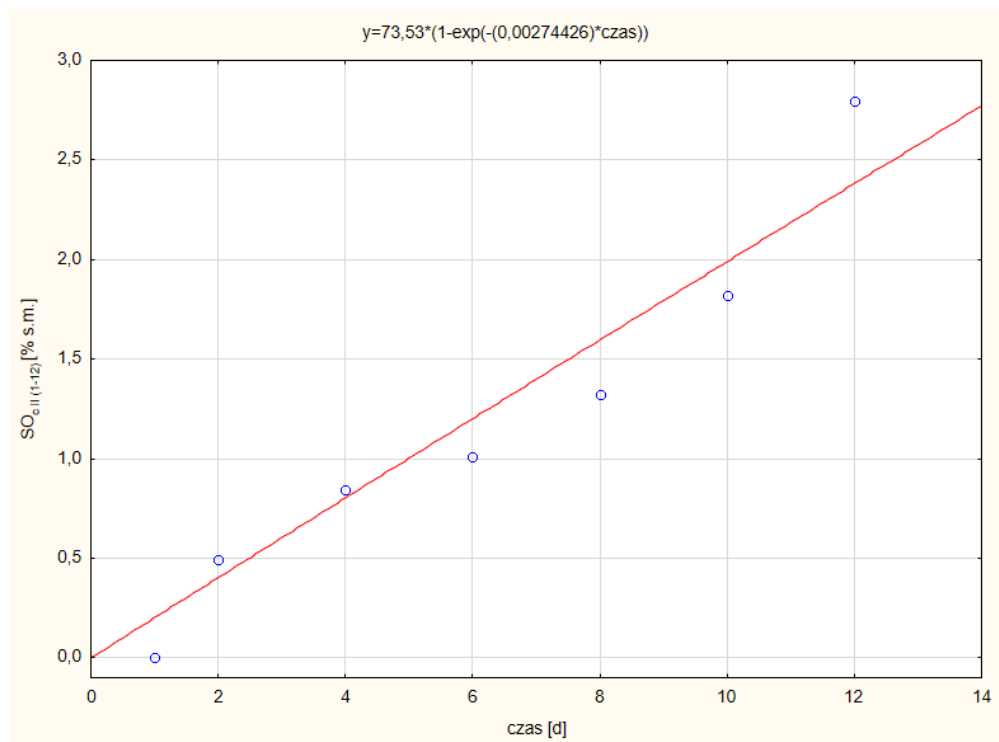
Rys. 50. Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk3



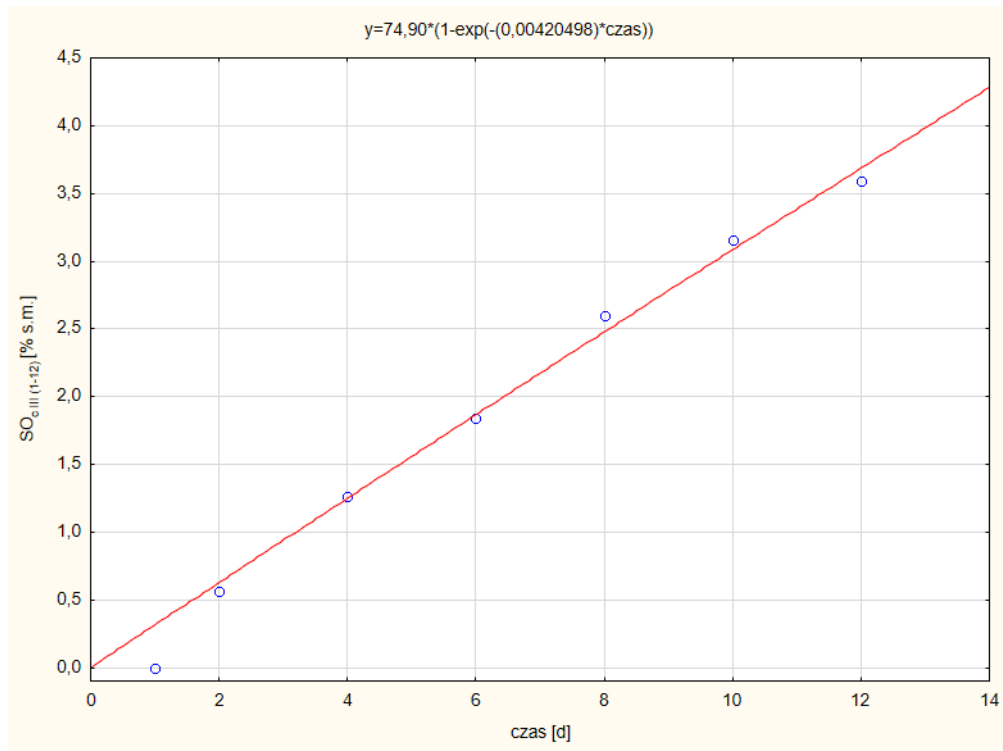
Rys. 51. Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, średnie



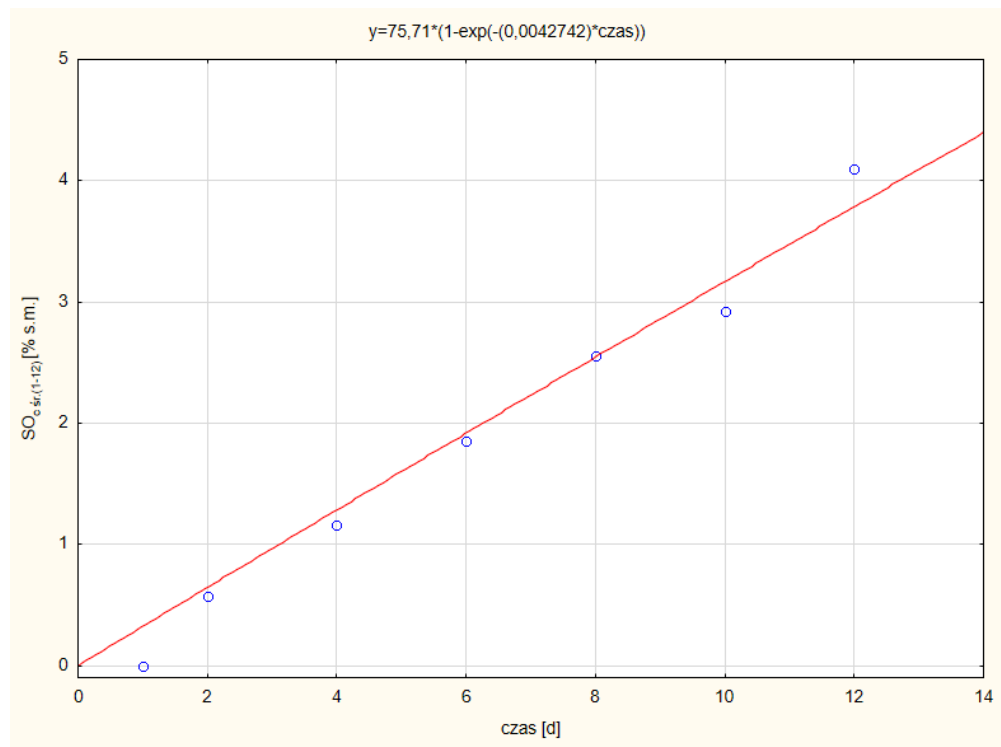
Rys. 52. Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk1; t = 12 [d]



Rys. 53. Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk2; t = 12 [d]



Rys. 54. Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk3; t = 12 [d]



Rys. 55. Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, średnie; t = 12 [d]

► Stała szybkości procesu kompostowania frakcji organicznej

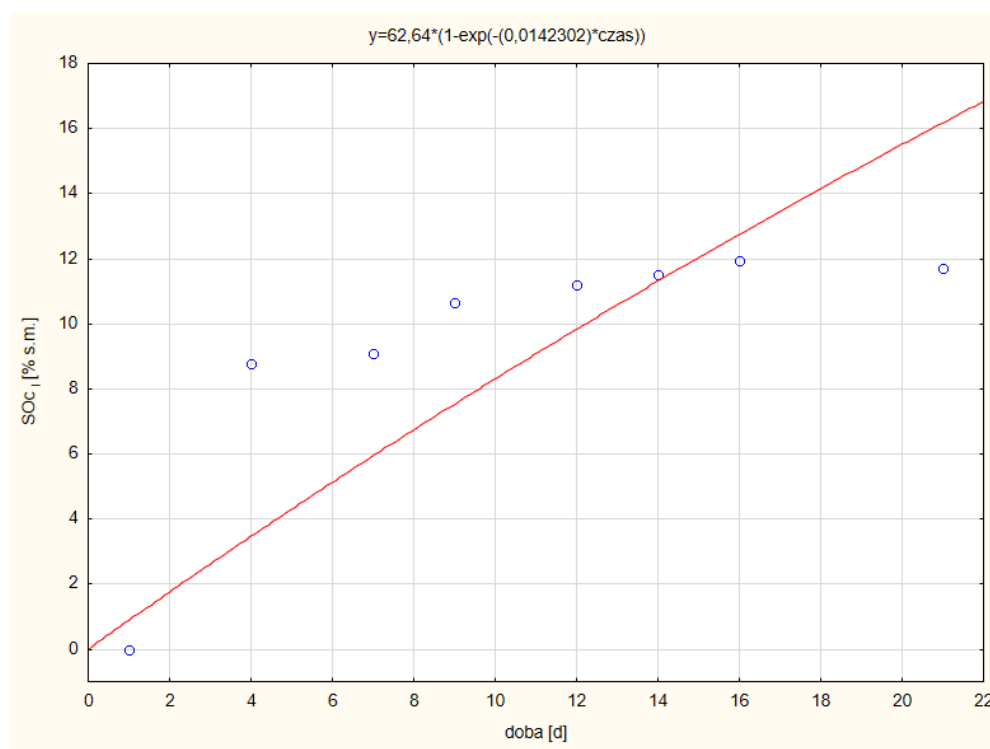
Tabela nr 43 przedstawia wartości stałej szybkości procesu dla kompostowania frakcji organicznej z odpadów komunalnych w warunkach laboratoryjnych wyznaczone za pomocą estymacji nieliniowej (rysunki 56 – 59). Stałe k zostały wyznaczone dla okresu 28 dni, z uwagi na zbyt małą liczbę danych dla okresu 21 dni. Współczynnik determinacji dla modelowanych danych wyniósł $R^2 = 0,8562$.

Wartość stałej szybkości procesu dla kompostowania frakcji organicznej wydzielonej z odpadów komunalnych wynosi: $k = 0,011982 [d^{-1}]$.

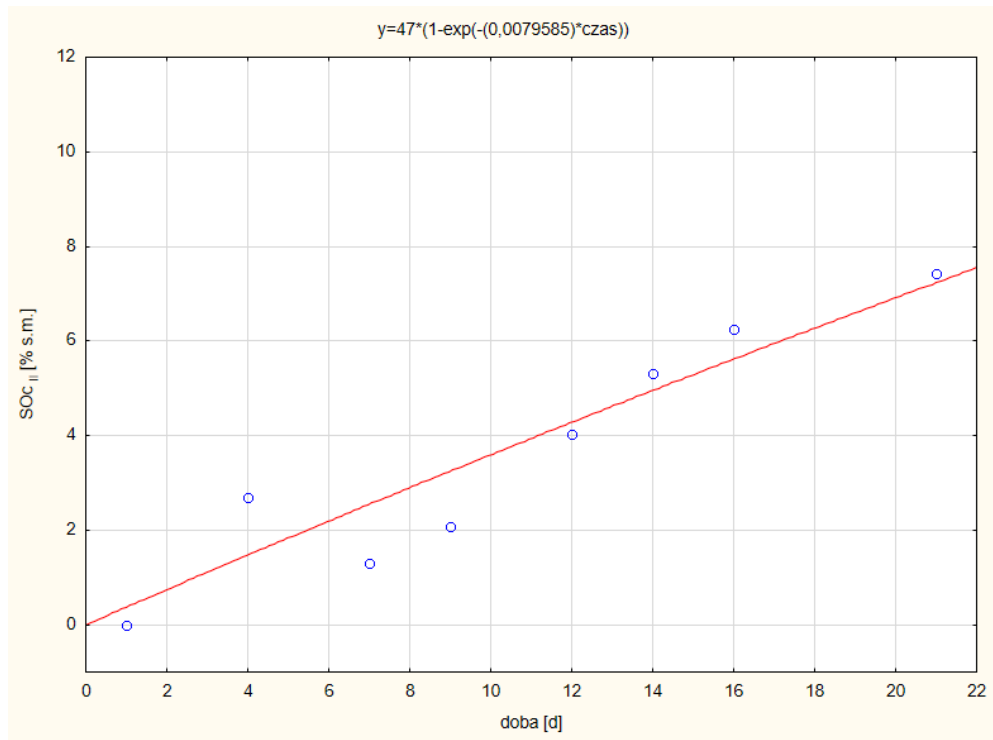
Tabela 43. Stała szybkości procesu kompostowania Fr. O, etap III, pk 4-6

k_I	k_{II}	k_{III}	k_{sr}
0,014230	0,007958	0,011642	0,011982

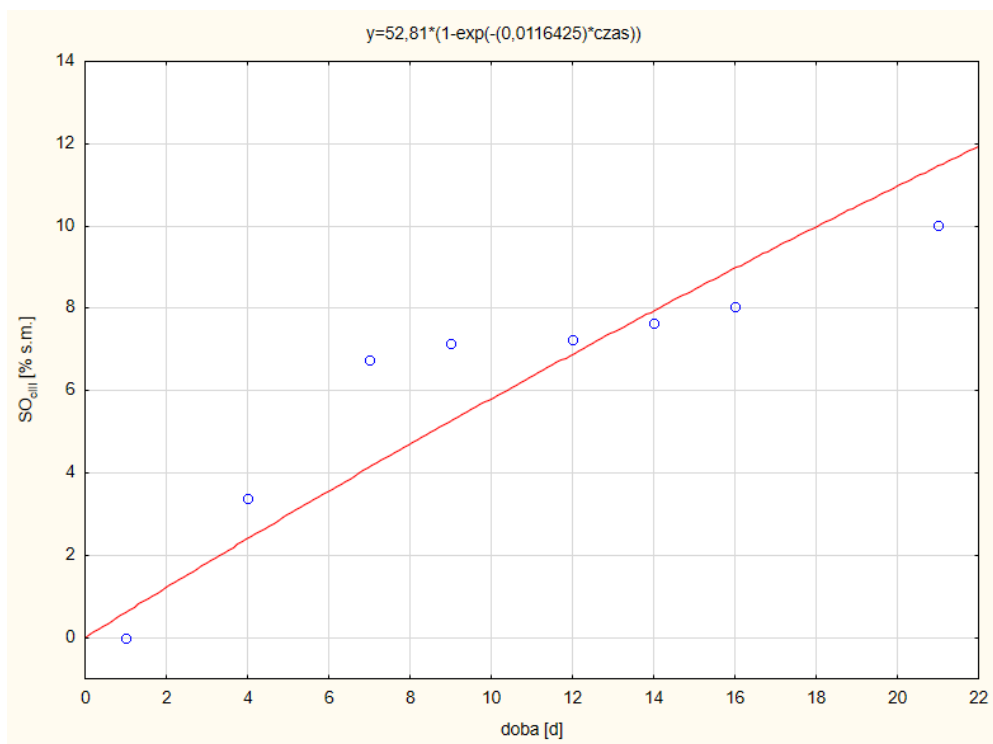
k_I, k_{II}, k_{III} – stała szybkości procesu dla 1,2,3 serii procesu kompostowania frakcji organicznej
 k_{sr} – średnia wartość stałej szybkości procesu



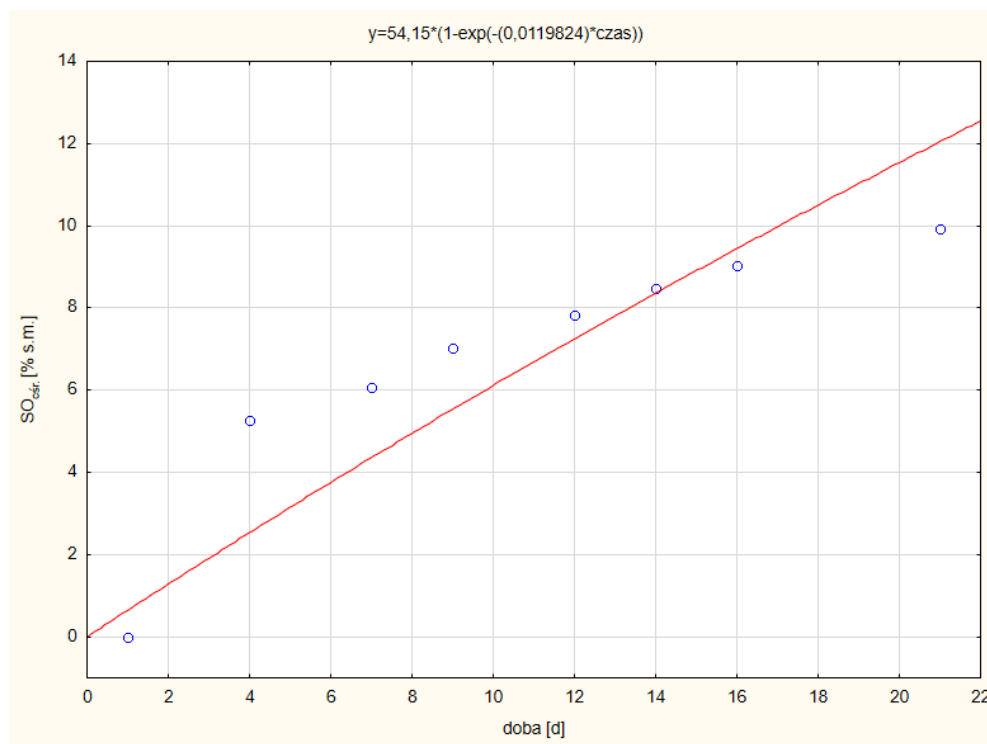
Rys. 56. Estymacja nieliniowa dla Fr. O, etap III, pk4



Rys. 57. Estymacja nieliniowa dla Fr. O, etap III, pk5



Rys. 58. Estymacja nieliniowa dla Fr. O, etap III, pk6



Rys. 59. Estymacja nieliniowa dla Fr. O, etap III, średnie

5.5. Model matematyczny prognozowania AT4 dla kompostowania osadów ściekowych w pryzmach

Dla procesu kompostowania osadów ściekowych w warunkach przemysłowych na ślupskiej oczyszczalni ścieków, równanie opisujące ubytek substancji organicznej ma postać:

$$SO_c = 0,754 \cdot (1 - \exp(-0,004433 \cdot t)) \quad (39)$$

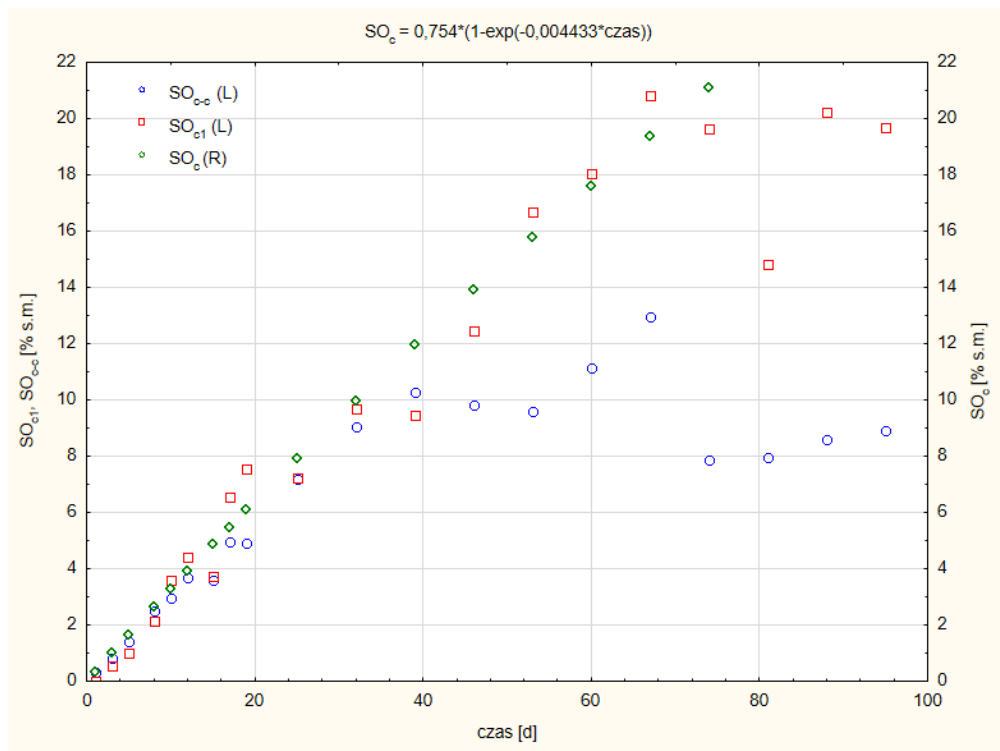
Korekcja stałej szybkości reakcji k :

$$SO_{c_c(t_1)} = SO_0(1 - e^{-k\Pi_1^3 f(z)t_1 \cdot t_1}) \quad (40)$$

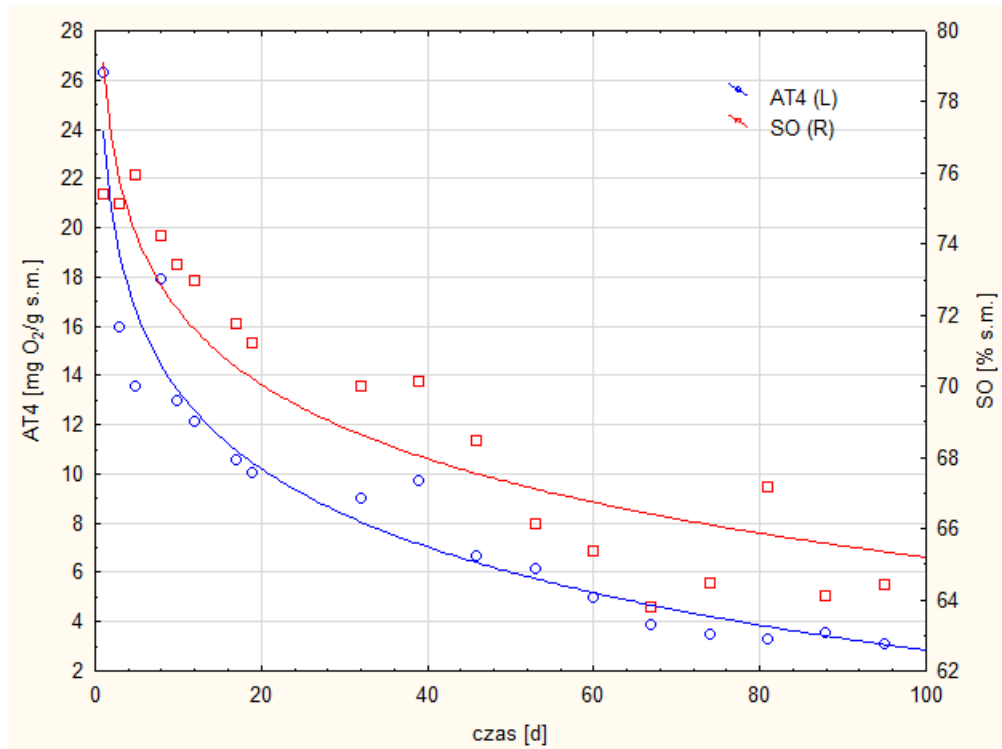
$$SO_{c_c} = SO_{c_c(t_1)} + (SO_0(1 - e^{-k\Pi_1^3 f(z)t_2 \cdot t_2}) - SO_0(1 - e^{-k\Pi_1^3 f(z)t_1 \cdot t_1})) \quad (41)$$

$$SO_{c_c(t_i)} = \sum_1^{i-1} SO_{c_c} + (SO_0(1 - e^{-k\Pi_1^3 f(z)t_i \cdot t_i}) - SO_0(1 - e^{-k\Pi_1^3 f(z)t_{i-1} \cdot t_{i-1}})) \quad (42)$$

Dla stworzonego modelu współczynnik determinacji R^2 wyniósł 0,99 dla pierwszych 32 dni (rys. 60). Po 32 dobie osiąga wartość $R^2 = 0,67$.



Rys. 60. Zmiany wartości SO_c , SO_{c1} oraz SO_{c-c} – wyników modelowania matematycznego, OS



Rys. 61. Zmiany wartości substancji organicznej i parametru AT4 w czasie, OS

Wyniki obliczeń według przyjętych wzorów empirycznych (nr 23,24,25) oraz modelu podano w tabeli 44. Graficzna ilustracja zmian wartości AT4 i SO przedstawiona została na rys. 61. Rysunek 62. przedstawia wyniki regresji liniowej wraz z wartością korelacji pomiędzy parametrami AT4 i SO_{c-c} . Wartości błędów prognozy ubytku substancji organicznej obliczonej jako różnica pomiędzy: $SO_{c1} - SO_c = SO_{12}$ i $SO_{c1} - SO_{c-c} = SO_{22}$ dla 21 dni przedstawia rysunek 63. Natomiast błędy prognozy liczone analogicznie, ale dla okresu 25 – 95 doby przedstawia rysunek 64.

Tabela 44. Wyniki modelowania matematycznego dla pomiarów kompostowania OS, etap II/bp1

czas [d]	Część I (analizy fizykochemiczne)					Część II			(modelowanie matematyczne)		
	T ¹ [°C]	O ₂ ¹ [% obj.]	s.m. ¹ [%]	SO ¹ [%s.m.]	AT4 ¹ [mgO ₂ /g s.m.]	f(T) ⁵ [-]	f(O ₂) ⁵ [-]	f(W) ⁵ [-]	SO _c ² [%]	SO _{c-c} ³ [%]	SO _{cl} ⁴ [%]
1	65,7	18,93	33,50	75,40	26,29	0,91	1,00	0,99	0,33	0,30	0,00
3	50,1	19,43	38,36	75,10	15,97	0,86	1,00	0,98	1,00	0,84	0,54
5	50,2	19,13	39,29	75,95	13,56	0,86	1,00	0,98	1,65	1,40	0,99
8	56,9	19,50	40,83	74,20	17,89	0,98	1,00	0,97	2,63	2,50	2,15
10	53,6	18,97	41,05	73,40	12,93	0,93	1,00	0,97	3,27	2,96	3,58
12	56,5	18,80	41,73	72,95	12,10	0,98	1,00	0,96	3,91	3,69	4,39
15	68,3	15,37	44,23	73,31	5,33	0,79	0,99	0,94	4,85	3,60	3,75
17	55,1	18,50	44,01	71,74	10,52	0,96	1,00	0,94	5,47	4,96	6,56
19	49,7	14,77	43,52	71,20	10,01	0,85	0,99	0,95	6,09	4,92	7,53
25	61,2	15,40	46,81	71,37	1,82	1,00	0,99	0,91	7,91	7,17	7,22
32	58,0	15,00	46,00	70,00	9,00	0,99	0,99	0,92	9,97	9,07	9,68
39	55,1	14,60	48,76	70,12	9,69	0,96	0,99	0,89	11,97	10,27	9,46
46	19,0	12,80	50,14	68,45	6,67	0,11	0,98	0,85	13,91	9,80	12,46
53	38,0	13,00	49,10	66,10	6,11	0,53	0,98	0,87	15,79	9,60	16,67
60	43,3	13,90	47,46	65,34	4,99	0,68	0,98	0,90	17,61	11,13	18,03
67	47,8	4,90	48,29	63,78	3,86	0,80	0,89	0,89	19,38	12,95	20,83
74	35,7	3,30	49,60	64,44	3,46	0,47	0,83	0,86	21,09	7,87	19,64
81	30,0	3,30	51,17	67,13	3,20	0,45	0,83	0,83	22,75	7,95	14,82
88	28,0	3,20	51,01	64,10	3,10	0,45	0,83	0,83	24,36	8,60	20,25
95	25,0	3,30	52,12	64,41	3,00	0,45	0,83	0,80	25,91	8,93	19,70

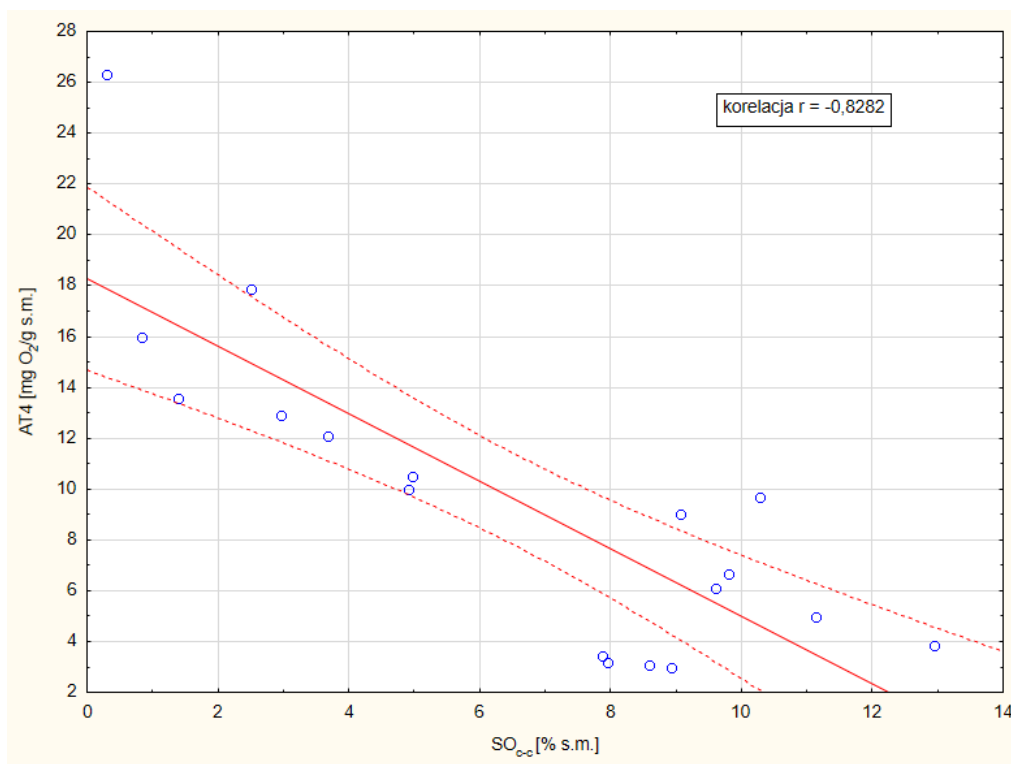
¹ średnie wyniki z pomiarów procesu kompostowania

² SO_c obliczone na podstawie równania (33)

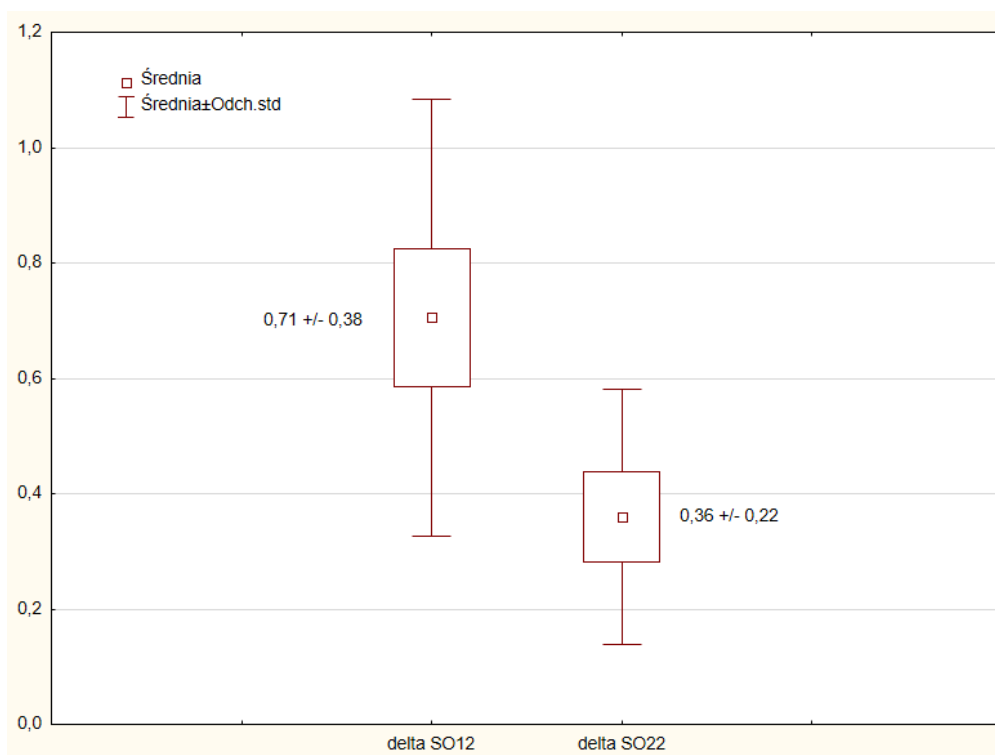
³ SO_{c-c} obliczone na podstawie zmodyfikowanego równania (33)

⁴ SO_{cl} obliczone na podstawie równania (38)

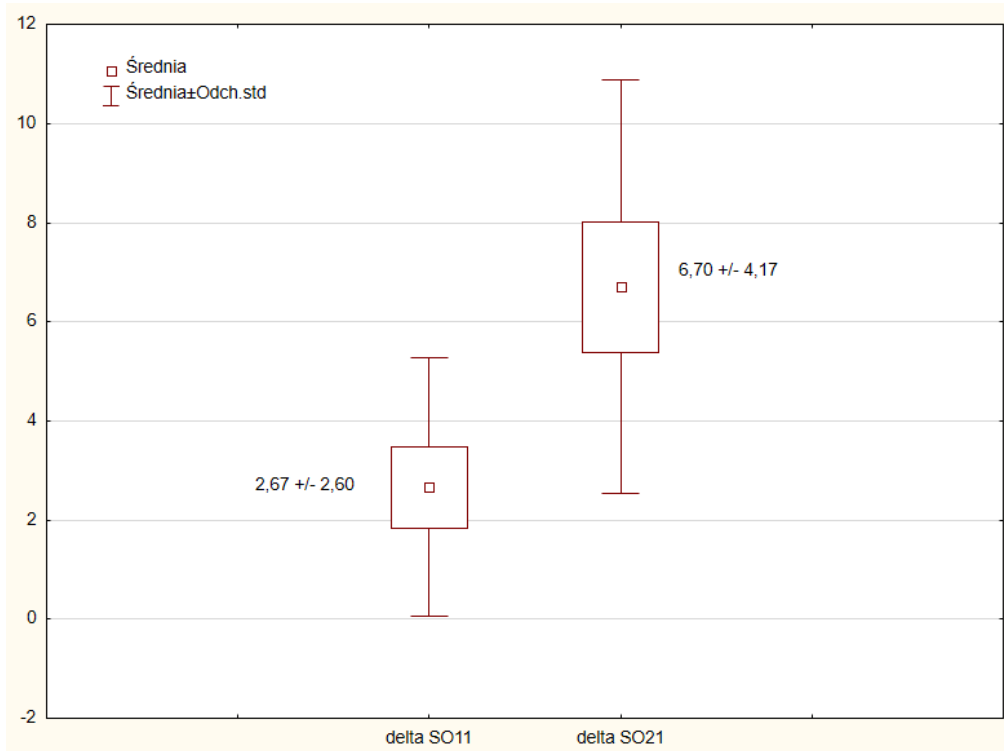
⁵ f(T), f(O₂), f(W) obliczone na podstawie równań (23), (24), (25)



Rys. 62. Regresja liniowa dla $AT4 = f(SO_{c-c})$, OS



Rys. 63. Wykres błędów prognozy ubytku substancji organicznej w procesie kompostowania, OS dla 25 dni



Rys. 64. Wykres błędów prognozy ubytku substancji organicznej w procesie kompostowania, OS dla okresu 25 do 95 doby,

5.6. Model matematyczny prognozowania AT4 dla kompostowania frakcji organicznej odpadów komunalnych w reaktorach

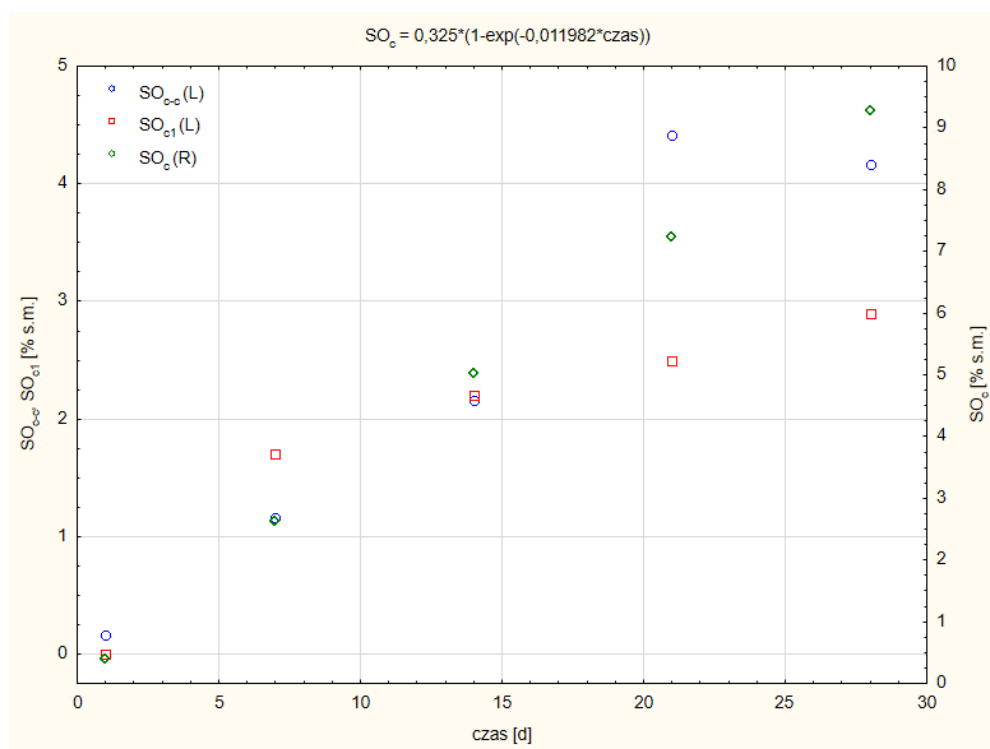
Dla procesu kompostowania frakcji organicznej w warunkach przemysłowych w miejscowości Rudna Wielka, równanie opisujące ubytek substancji organicznej ma postać:

$$SO_c = 0,325 \cdot (1 - \exp(-0,011982 \cdot t)) \quad (43)$$

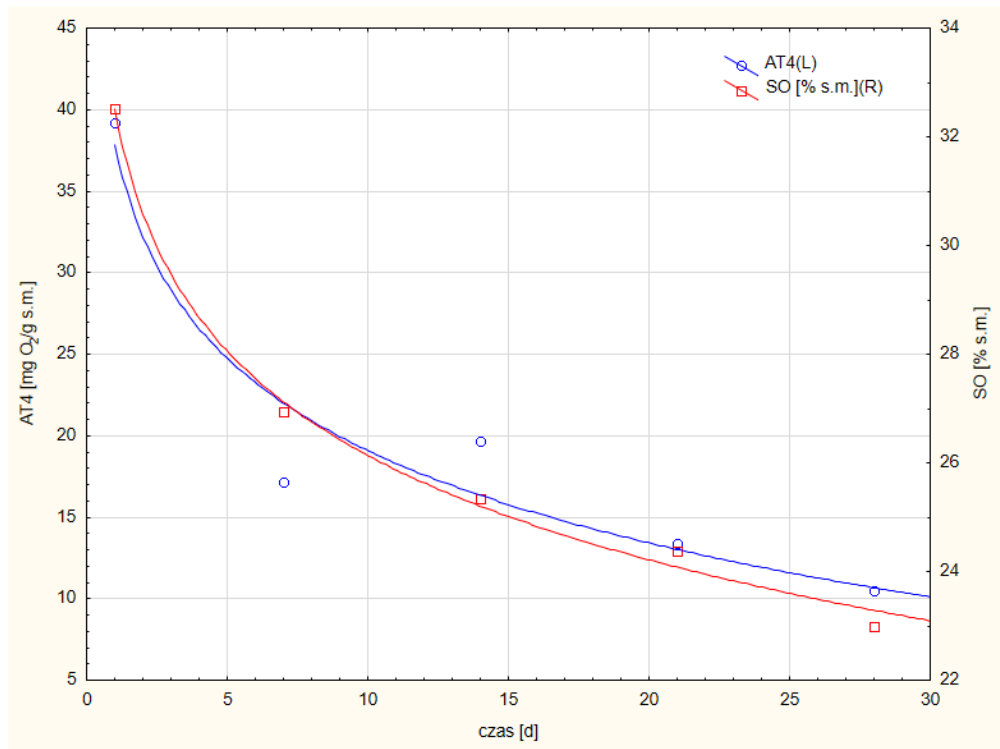
Dla stworzonego modelu współczynnik determinacji R^2 wyniósł 0,92 (rys. 65).

Tabela 45. Wyniki modelowania matematycznego dla pomiarów kompostowania Fr. O, etap IV/bp2

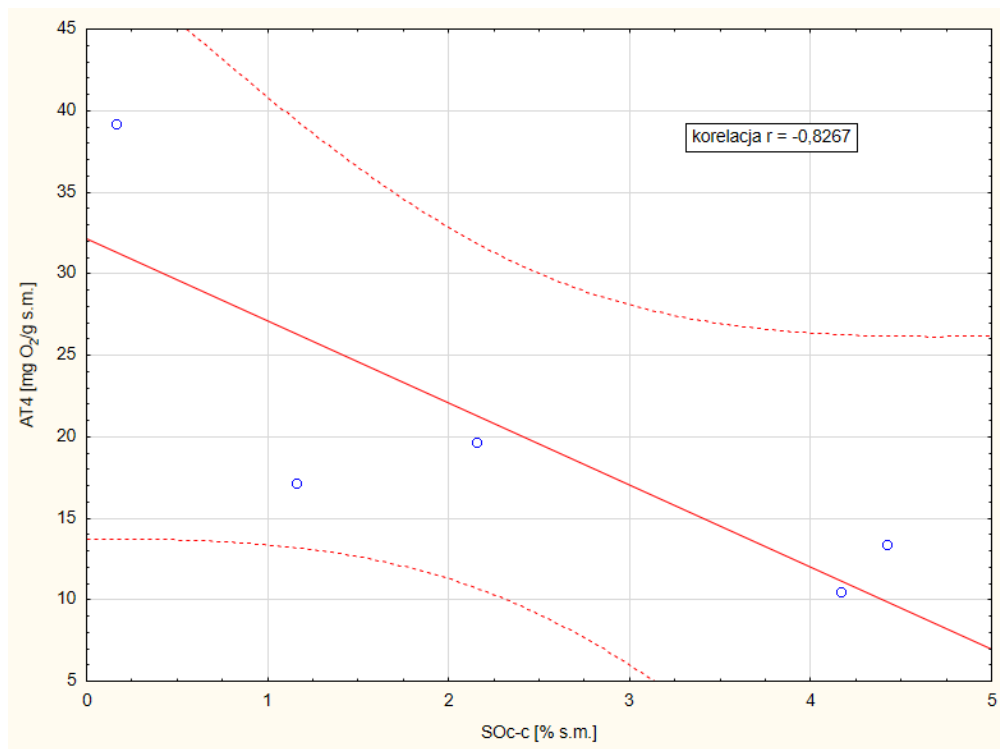
Część I (analizy fizykochemiczne)					Część II (modelowanie matematyczne)					
czas [d]	T ¹ [°C]	s.m. ¹ [%]	SO ¹ [%s.m.]	AT4 ¹ [mgO ₂ /g s.m.]	f(T) ⁵ [-]	f(O ₂) ⁵ [-]	f(W) ⁵ [-]	SO _c ² [%]	SO _{c-c} ³ [%]	SO _{c1} ⁴ [%]
1	51,10	48,90	32,53	39,20	0,48	1,00	0,88	0,39	0,16	0,00
7	48,88	51,12	26,95	17,15	0,52	1,00	0,83	2,62	1,16	1,70
14	44,10	55,90	25,35	19,67	0,61	1,00	0,68	5,02	2,16	2,20
21	39,20	60,80	24,38	13,43	0,68	1,00	0,86	7,24	4,42	2,50
28	52,40	47,60	23,00	10,50	0,45	1,00	0,90	9,27	4,17	2,90

Rys. 65. Zmiany wartości SO_c, SO_{c1} oraz SO_{c-c} – wyników modelowania matematycznego, Fr.O

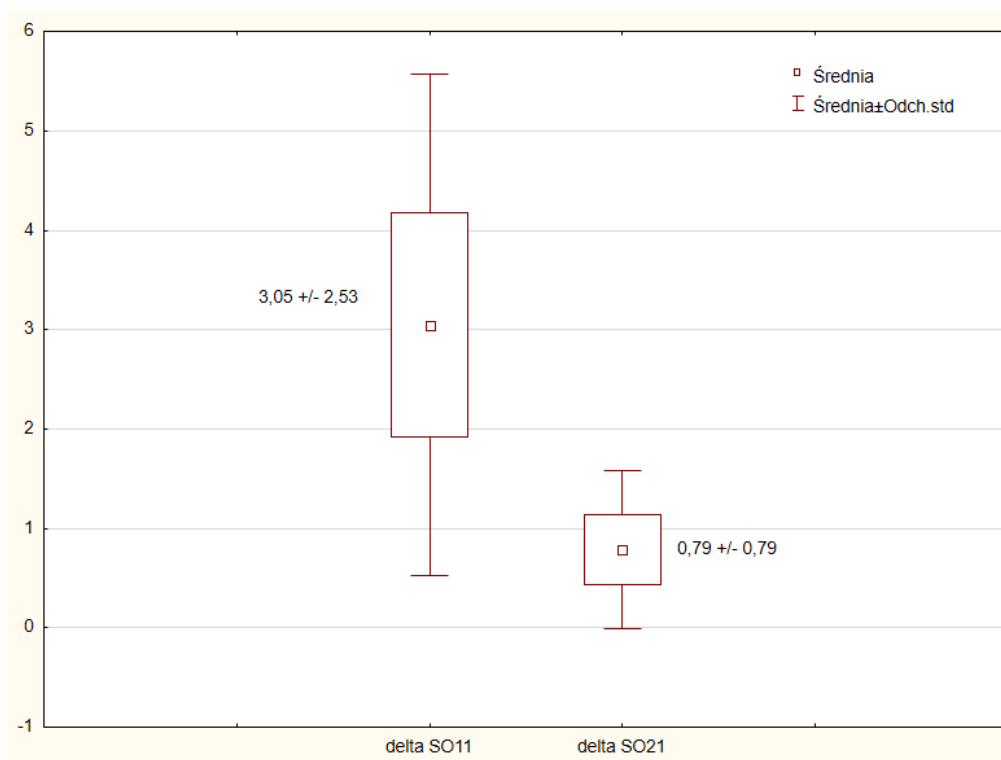
Wyniki obliczeń według przyjętych wzorów empirycznych (nr 23,24,25) oraz modelu podano w tabeli 45. Graficzna ilustracja zmian wartości AT4 i SO przedstawiona została na rys. 66. Rysunek 67. przedstawia wyniki regresji liniowej wraz z wartością korelacji pomiędzy parametrami AT4 i SO_{c-c}. Wartości błędów prognozy ubytku substancji organicznej obliczonej jako różnica pomiędzy: SO_{c1} – SO_c = SO₁₂ i SO_{c1} – SO_{c-c} = SO₂₂ dla 28 dni przedstawia rysunek 68. Natomiast błędy prognozy liczone w ten sam sposób dla okresu 21 dni przedstawia rysunek 69.



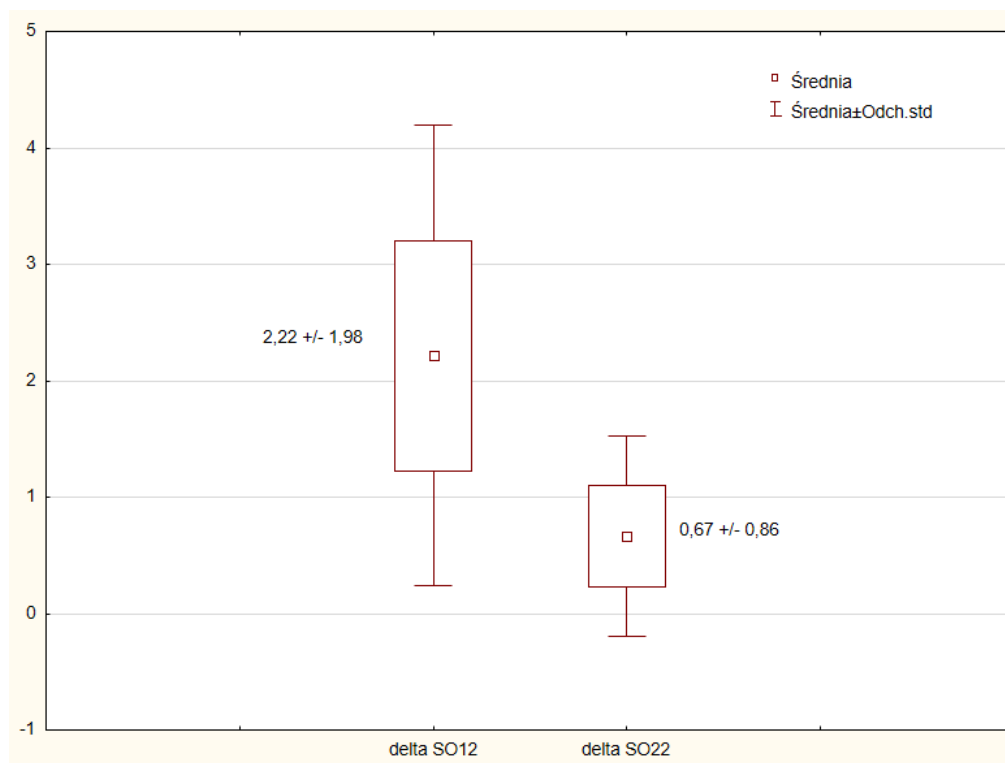
Rys. 66. Zmiany wartości substancji organicznej i parametru AT4 w czasie, Fr. O



Rys. 67. Regresja liniowa dla $AT4 = f(SO_{c-c})$, Fr. O



Rys. 68. Wykres błędów prognozy ubytku substancji organicznej w procesie kompostowania, Fr. O dla 28 dni



Rys. 69. Wykres błędów prognozy ubytku substancji organicznej w procesie kompostowania, Fr. O dla 21 dni

6. Podsumowanie

Stabilizacja biologiczna w warunkach intensywnego napowietrzania frakcji podsitowej wydzielanej ze zmieszanych odpadów bytowo – gospodarczych, stanowi obecnie jeden z dominujących sposobów przetwarzania odpadów w Polsce. Według danych GUS za 2016 r., za pomocą biologicznej stabilizacji przetworzono 1 889,8 tys. Mg odpadów, co stanowi 16,22% ogólnej masy wytworzonych odpadów tj. 11 654,3 tys. Mg [140]. Ze względu na produkt końcowy, którym może być nawóz o wysokich walorach użytkowych, również w przypadku osadów ściekowych, preferowaną metodą ich przetwarzania są metody biologiczne. Zagospodarowanie obu rodzajów odpadów kwalifikowanych jako odpady komunalne z wykorzystaniem metody biologicznego przekształcania w warunkach tlenowych, traktowane jako rodzaj recyklingu organicznego, jest zgodny z działaniem zalecanym w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami (KPGO 2022) [139].

Dokładny opis przebiegu proces stabilizacji odpadów w warunkach tlenowych, został umieszczony w dokumencie referencyjnym BREF pt.: *Przemysłowe przetwarzanie odpadów*, zawierającym między innymi zalecenia BAT (Best Available Technic) dla instalacji biologicznego przetwarzania odpadów [141]. Z dokumentu tego wynika, że procesy stabilizacji biologicznej powinny przebiegać w reaktorze zamkniętym. Dokument nie definiuje wartości brzegowych parametrów kontroli przebiegu procesu. W tym względzie istotne są informacje zawarte w dokumencie roboczym z posiedzenia komisji europejskiej [105]. Chociaż dokument ten nie przedłożono do parlamentu EU, to stał się on wzorem do tworzenia krajowych przepisów państw członkowskich, w tym również Polski. W 2012 roku ukazało się rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie mechaniczno – biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (Dz. U. Poz. 1052), w którym podano kryterium aktywności biologicznej frakcji podsitowej, uzyskanej w wyniku przesiewania odpadów na sicie o wymiarze oczek co najmniej 80 mm, którym jest parametr AT4. Określono końcową wartość AT4 wymaganą dla stabilizatu w wysokości nie większej niż 10 mg O₂/g s.m. Podano również wartość AT4 (< 20 mg O₂/g s.m.), którą powinien charakteryzować się stabilizowany materiał po fazie intensywnego napowietrzania przebiegającej w zamkniętym reaktorze lub hali z aktywnym napowietrzaniem, z zabezpieczeniem uniemożliwiającym przedostawanie się nieoczyszczonego powietrza procesowego do atmosfery. W 2015 roku, po tym jak wygasło przywołane powyżej

rozporządzenie, zostało przygotowane nowe rozporządzenie podtrzymujące wymagania w zakresie kryterium stabilności biologicznej. Pomimo podpisania przez Ministra Środowiska nowelizacji rozporządzenia MBP, wstrzymano jego publikację. W komunikacie, który ukazał się na stronie internetowej Ministerstwa Środowiska w dniu 22 stycznia 2016 roku poinformowano, że zasady działania instalacji mechaniczno – biologicznego przetwarzania odpadów są zawarte w dokumencie referencyjnym BREF. Reasumując, biologiczne przetwarzanie odpadów o wysokiej koncentracji części biodegradowalnych w warunkach tlenowych powinno przebiegać w zamkniętych reaktorach z zintegrowanym systemem oczyszczania powietrza poprocesowego i co najważniejsze gwarantować zmniejszenie aktywności biologicznej.

Opisany kontekst prawny dotyczący zagospodarowania odpadów poprzez ich biologiczne przekształcanie jest istotny ponieważ uzasadnia konieczność prowadzenia intensywnych badań naukowych związanych z procesem kompostowania. Szczególnie ważnym zagadnieniem jest ocena stopnia stabilności przetwarzanego materiału w trakcie trwania procesu. Parametr AT4 odgrywa w tym względzie podstawowe znaczenie, gdyż wynika wprost z aktywności oddechowej mikroorganizmów biorących udział w mineralizacji substancji organicznej. Zdefiniowanie w dostępnych dokumentach [2, 105, 141] wartości kryterialnych parametru AT4 spowodowało duże zainteresowanie przemysłu. Niemniej jednak istotnym ograniczeniem jest w tym przypadku metodyka oznaczania AT4 zajmująca od 5 do 7 dni, co znacznie obniża walor użytkowy.

Opracowany model matematyczny prognozujący wartość AT4 służącą określeniu stopnia stabilności biologicznej wsadu w procesie kompostowania ma tę zaletę, że umożliwia uzyskanie informacji w czasie rzeczywistym (*on line*). W każdym momencie procesu przebiegającego w reaktorze można sprawdzić czy określone wytycznymi wartości AT4 są osiągnięte. W konsekwencji można stwierdzić, czy przetwarzany materiał jest na tyle ustabilizowany, aby mógł być przeniesiony na pryzmy lub do boksów w celu dojrzewania. Wartość parametru AT4 może być szacowana *on line* w oparciu o pomiary temperatury, wilgotności i stężenia tlenu w porach kompostu. Pomiary tych parametrów w czasie rzeczywistym są możliwe dzięki detektorom i czujnikom, które podłączone do komputera przesyłają w sposób ciągły wyniki pomiarów. Jest to szybki sposób wyznaczania wartości AT4 bez konieczności prowadzenia badań laboratoryjnych.

Wyznaczenie stałej szybkości procesu kompostowania było jednym z trzech celów cząstkowych, których osiągnięcie warunkowało opracowanie poprawnego działającego modelu. Przeprowadzone w ramach zadań badawczych próby kompostowe zrealizowano

w warunkach laboratoryjnych, co znacznie ograniczyło wpływu czynników zewnętrznych na przebieg procesu. W przeprowadzonych badaniach wykonanych w skali laboratoryjnej podobieństwo do warunków przemysłowych wynikało z utrzymania zbliżonych wartości parametrów procesowych głównie wilgotności wsadu oraz zawartości tlenu w porach kompostowanego materiału. Wartość współczynnika określającego proporcje pomiędzy powierzchnią boczną reaktora a jego objętością, która wynosiła $1,25 \text{ m}^2/\text{m}^3$ była niższa od $4 \text{ m}^2/\text{m}^3$, tj. wartości zalecanej w badaniach procesu kompostowania z zastosowaniem reaktorów biologicznych [13, 117].

Dokładna analiza otrzymanych wyników kompostowania osadów ściekowych oraz frakcji organicznej w warunkach laboratoryjnych pozwoliła wybrać wartości optymalne stałych szybkości procesu – k . Dysponując wynikami badań przeprowadzono aproksymację metodą najmniejszych kwadratów wykorzystując funkcję nieliniową, dla której współczynnik dopasowania (determinacji) wyniósł powyżej 0,8 dla danych dotyczących obydwu rodzaju wsadu. Porównując wartości literaturowe stałej szybkości procesu kompostowania frakcji organicznej odpadów komunalnych obserwowane w warunkach przemysłowej do stwierdzonych w warunkach laboratoryjnych można zauważyć, że ich wartości są odmienne (tabele 5, 6). Warto zwrócić uwagę na to, że wartości współczynnika k stwierdzone w warunkach laboratoryjnych mają większe wartości niż w warunkach przemysłowych. Stwierdzona rozbieżność może być wynikiem dokładniejszego wymieszania wsadu w reaktorze przemysłowym, a w konsekwencji zniwelowania różnic składu chemicznego w całej masie wsadu. Istotne znaczenie ma również potencjał techniczny instalacji stanowiącej osprzęt reaktora, odpowiedzialny za utrzymywanie optymalnych parametrów procesowych oraz ograniczenia oddziaływania czynników zewnętrznych wpływających niekorzystnie na przebieg i szybkość procesu kompostowania.

Ustalona w wyniku realizacji badań własnych wartość stałej szybkości procesu kompostowania frakcji organicznej wydzielonej z odpadów komunalnych wyniosła $0,011982 \text{ d}^{-1}$. Podobne wartości stałej k dla kompostowanych odpadów komunalnych, w swoich badaniach uzyskali Keener (1997) $k = 0,024 \text{ d}^{-1}$ i $k = 0,032 \text{ d}^{-1}$ oraz Hamoda i in. (1998) $k = 0,011 \text{ d}^{-1}$. W przypadku pierwszych dwóch badań zastosowano reaktor o dużo większej pojemności – 200 litrów, natomiast trzecie prowadzono w kolbach erlenmayera o pojemności 2 dm^3 . Pozostałe liczne badania opisują stałą szybkości procesu kompostowania dla odmiennych technologii lub surowców. Rozbieżności w wartościach stałej k mogą być zależne od:

- rozmiaru reaktora, masy wsadu do procesu,

- rodzaju kompostowanego materiału (odpady komunalne, osady ściekowe, odpady kuchenne itd.),
- ilości i aktywności mikroorganizmów,
- zastosowanej technologii.

W przypadku kompostowania osadów ściekowych wyznaczona w badaniach własnych stała szybkości procesu kompostowania wyniosła $0,004433 \text{ d}^{-1}$. Ilość publikacji dostępnych w literaturze naukowej związanych z badaniami kinetyki procesu kompostowania tego rodzaju odpadów jest stosunkowo niewielka, co znacznie utrudnia interpretację wyników uzyskanych w badaniach własnych. Przykładowo, podczas badań polegających na kompostowaniu osadów ściekowych z dodatkiem zrębków drewnianych, słomy i liści w bioreaktorze o pojemności 1 m^3 (Kulikowska, 2016), stwierdzono wartość współczynnika $k = 0,196 \text{ d}^{-1}$. Pozostałe dostępne wyniki badań procesu kompostowania przeprowadzonych w warunkach laboratoryjnych, przedstawiają dane dotyczące stałej szybkości procesu dla kompostowania odpadków kuchennych. Wartości współczynnika k dla tego rodzaju odpadów wahają się w granicach $0,3 - 0,5 \text{ d}^{-1}$ (tabela 6).

Wyniki badań własnych wskazują na niewielkie różnice pomiędzy wartościami współczynników szybkości procesu kompostowania w przypadku dwóch odmiennych surowców wykorzystanych do preparowania wsadu kompostowego. Jedną z przyczyn podobieństwa szybkości przebiegu procesu kompostowania frakcji organicznej oraz odwodnionych osadów ściekowych mogło być to, że w drugim przypadku do przygotowania wsadu wykorzystano materiał strukturotwórczy w postaci zrębek drewnianych oraz słomy. W konsekwencji, osady ściekowe podczas ich mieszania z pozostałymi dwoma komponentami nie były zbite, a powietrze mogło swobodniej przepływać w całej objętości wsadu. Uzyskany w ten sposób materiał stanowiący wsad organiczny do procesu kompostowania wykazywał duże podobieństwo do frakcji organicznej wydzielonej ze zmieszanych odpadów komunalnych. Zbliżone właściwości w zakresie porowatości oraz składu chemicznego przyczyniły się do uzyskania podobnych szybkość rozkładu substancji organicznej zawartej w badanych odpadach.

Zaimplementowanie modelu do symulacji zmienności AT4 podczas kompostowania przebiegającego w skali przemysłowej charakteryzującej się okresową zmianą wartości parametrów technologicznych wpływających na szybkość rozkładu substancji organicznej, wymagało opracowania procedury korygowania równania kinetyki procesu (22). W tym celu wykorzystano równania: (23), (24) i (25) służące obliczeniu współczynników, których wartości mieszczą się w przedziale $<1 \div 0>$. Sposób, w jaki obliczone wartości

współczynników wpływają na wartość stałej szybkości procesu w równaniu (22) nadaje im znaczenie współczynników wagowych, których wartości decydują o kształcie funkcji opisującej ilość skonsumowanej substancji organicznej – SO_c . Taka sytuacja, w której omawiana zależność $SO_c = f(O_2, T, W)$ podlega ciągłym zmianom, wymagała opracowania metody korygowania sposobu obliczania rzeczywistej ilości skonsumowanej substancji organicznej. Ogólnie rzecz biorąc algorytm obliczający tę wartość polega na ciągłym przeliczeniu SO_c z wykorzystaniem aktualnych wartości monitorowanych parametrów i obliczeniu różnic skumulowanej ilości SO_c pomiędzy początkiem i końcem okresu pomiarowego w sposób, który przedstawiają równania (40, 41, 42). Czas trwania okresu pomiarowego – interwały pomiarowe, jest uzależniony od możliwości technicznych zastosowanych czujników.

Zapotrzebowanie na tego typu badania jest duże. Aktualnie opracowany algorytm numeryczny z zaimplementowanym modelem prognozującym wartość parametru AT4 został wdrożony w 7. instalacjach na terenie kraju. Są to:

- Przedsiębiorstwo Usług Komunalnych i Mieszkaniowych EKOSYSTEM Sp. z o.o. z siedzibą w Wąbrzeźnie,
- Instalacja do biologicznego przetwarzania odpadów w miejscowości Niedźwiedź, gmina Dębowa Łąka,
- Zakład Unieszkodliwiania Odpadów Komunalnych w Zawierciu,
- Regionalny Zakład Zagospodarowania Odpadów w Ostrowie Wlkp.,
- Zakład Odzysku i Unieszkodliwiania Odpadów w Katowicach,
- Zakład Zagospodarowania Odpadów Komunalnych w Adamkach k. Radzyna Podlaskiego,
- Zakład Przetwarzania Odpadów- PGK Sp. z o.o. w Legnicy,
- Zakład Zagospodarowania Odpadów Nowy Dwór Sp. z o.o. z siedzibą w Chojnicach.

7. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań i uzyskanych wyników stwierdzono, że:

1. Szybkość rozkładu materii organicznej w warunkach intensywnego napowietrzania w procesie kompostowania, wyrażona ubytkiem substancji organicznej w czasie, w sposób optymalny opisuje równanie kinetyki pierwszego rzędu, w postaci: $r = \frac{dSO_c}{dt} = k \cdot SO_t$.
2. Współczynnik determinacji (R^2) wyrażający dopasowanie funkcji wykładniczej będącej rozwiązaniem równania kinetyki metodą najmniejszych kwadratów w przypadku badań, tj. prób kompostowych odwodnionych osadów ściekowych, obliczony jako średnia dla trzech serii ($\overline{R^2} = \frac{1}{3} \sum_1^3 R_i^2$) wyniósł 0,9754; a w przypadku prób kompostowych frakcji organicznej wydzielonej ze zmieszanych odpadów komunalnych 0,8562.
3. Zastosowanie metody estymacji nieliniowej funkcji jednej zmiennej pozwoliło wyznaczyć średnią wartość stałej szybkości przebiegu procesu kompostowania w warunkach laboratoryjnych ($\bar{k} = \frac{1}{3} \sum_1^3 k_i$), która w przypadku obu badanych surowców, tj. odwodnionych osadów ściekowych i frakcji organicznej, wyniosły odpowiednio 0,004433 i 0,011982 d⁻¹.
4. Przyjęte *a priori* założenie istnienia silnej współzależności pomiędzy wartością parametru AT4, a ilością skonsumowanej substancji organicznej w warunkach przemysłowych, zostało potwierdzone wysokimi, ujemnymi wartościami obliczonych współczynników korelacji Pearsona wynoszącymi: -0,8282 w przypadku kompostowania odwodnionych osadów ściekowych oraz -0,8267 w przypadku kompostowania frakcji organicznej.
5. Wprowadzenie współczynników korygujących wartość stałej szybkości procesu kompostowania poprzez uwzględnienie mierzonych w trakcie trwania procesu parametrów technologicznych w postaci: zawartości tlenu w porach kompostu, temperatury i wilgotności, zmniejszyła błąd prognozy ilości skonsumowanej substancji organicznej, a w konsekwencji przybliżyła wartość prognozowaną przez opracowany model do wartości rzeczywistej.
6. Obliczona średnia wartość błędu bezwzględnego ΔSO obliczona jako różnica pomiędzy wartościami obliczonymi na podstawie wyników badań laboratoryjnych (SO_{cl}) i wyników uzyskanych przy zastosowaniu równania kinetyki (SO_c) w okresie pierwszych 21 dni trwania procesu kompostowania odwodnionych osadów ściekowych, wyniosła 0,71;

natomiast w przypadku zastosowania zmodyfikowanego równania kinetyki (SO_{c-c}) błąd wynosił 0,36.

7. Obliczona średnia wartość błędu bezwzględnego ΔSO obliczona jako różnica pomiędzy wartościami obliczonymi na podstawie wyników badań laboratoryjnych (SO_{cl}) i wyników uzyskanych przy zastosowaniu równania kinetyki (SO_c) w całym 95. dniowym okresie badań procesu kompostowania odwodnionych osadów ściekowych, wyniosła 2,67; natomiast w przypadku zastosowania zmodyfikowanego równania kinetyki błąd wynosił 6,70.
8. Obliczona średnia wartość błędu bezwzględnego ΔSO obliczona jako różnica pomiędzy wartościami obliczonymi na podstawie wyników badań laboratoryjnych (SO_{cl}) i wyników uzyskanych przy zastosowaniu równania kinetyki (SO_c) w okresie pierwszych 21 dni trwania procesu kompostowania frakcji organicznej, wyniosła 2,22; natomiast w przypadku zastosowania zmodyfikowanego równania kinetyki błąd wynosił 0,67.
9. Obliczona średnia wartość błędu bezwzględnego ΔSO obliczona jako różnica pomiędzy wartościami obliczonymi na podstawie wyników badań laboratoryjnych (SO_{cl}) i wyników uzyskanych przy zastosowaniu równania kinetyki (SO_c) w całym 28. dniowym okresie badań procesu kompostowania frakcji organicznej, wyniosła 3,05; natomiast w przypadku zastosowania zmodyfikowanego równania kinetyki błąd wynosił 0,79.
10. Interpretacja uzyskanych wyników badań w kontekście rosnącej wartości błędu prognozy skonsumowanej substancji organicznej w miarę upływu czasu, uzasadnia stosowanie opracowanego modelu w pierwszych 21. dniach trwania procesu kompostowania, co odpowiada powszechnie stosowanemu w praktyce czasowi przetrzymania wsadu w bioreaktorze gwarantującemu uzyskanie wartości AT4 poniżej 20 mg O_2/g s.m.

SPIS TABEL

- Tabela 1 Testy respiracyjne statyczne
- Tabela 2 Klasyfikacja stopnia stabilności biologicznej kompostu
- Tabela 3 Testy respiracyjne dynamiczne
- Tabela 4 Równania kinetyki opisujące przebieg procesu kompostowania
- Tabela 5 Wartości stałej szybkości reakcji w warunkach przemysłowych
- Tabela 6 Wartości stałej szybkości reakcji w warunkach laboratoryjnych
- Tabela 7 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania OS, etap I/pk1
- Tabela 8 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania OS, etap I/pk2
- Tabela 9 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania OS, etap I/pk3
- Tabela 10 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania OS, etap II/bp1
- Tabela 11 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk4
- Tabela 12 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk5
- Tabela 13 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk6
- Tabela 14 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap IV/bp2
- Tabela 15 Wartości parametrów fizykochemicznych procesu kompostowania Fr. O, etap IV/bp3
- Tabela 16 Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap I/pk1
- Tabela 17 Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap I/pk2
- Tabela 18 Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap I/pk3
- Tabela 19 Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap I/średnie
- Tabela 20 Test T – Studenta dla procesu kompostowania OS, etap II/bp1
- Tabela 21 Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk4
- Tabela 22 Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk5
- Tabela 23 Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap III/pk6
- Tabela 24 Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap III/średnie

- Tabela 25 Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap IV/bp2
- Tabela 26 Test T – Studenta dla procesu kompostowania Fr. O, etap IV/bp3
- Tabela 27 Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap I/pk1
- Tabela 28 Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap I/pk2
- Tabela 29 Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap I/pk3
- Tabela 30 Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap I/średnie
- Tabela 31 Macierz korelacji ubytku substancji organicznej i AT4 w procesie kompostowania OS, etap II/bp1
- Tabela 32 Macierz korelacji parametrów kompostowania OS, etap II/bp1
- Tabela 33 Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap III/pk4
- Tabela 34 Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap III/pk5
- Tabela 35 Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap III/pk6
- Tabela 36 Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap III/średnie
- Tabela 37 Macierz korelacji parametrów kompostowania Fr. O, etap IV/bp2
- Tabela 38 Wyniki obliczeń dla kompostowania OS, etap I, pk1-3
- Tabela 39 Wyniki obliczeń dla kompostowania OS, etap II/bp1
- Tabela 40 Wyniki obliczeń dla kompostowania Fr. O, etap III, pk4-6
- Tabela 41 Wyniki obliczeń dla kompostowania Fr. O, etap IV, bp2-3
- Tabela 42 Stała szybkości procesu kompostowania OS, etap I, pk1-3
- Tabela 43 Stała szybkości procesu kompostowania Fr. O, etap III, pk4-6
- Tabela 44 Wyniki modelowania matematycznego dla pomiarów kompostowania OS, etap II/bp1
- Tabela 45 Wyniki modelowania matematycznego dla pomiarów kompostowania Fr. O, etap IV/bp2

SPIS RYSUNKÓW

- Rys. 1 Schemat badań
- Rys. 2 Schemat stanowiska badawczego prób kompostowych
- Rys. 3 Schemat technologii kompostowania na Oczyszczalni ścieków w Słupsku (OS, etap II, bp1)
- Rys. 4 Schemat technologii NOVAKOMP (Fr. O, etap IV, bp 2-3)
- Rys. 5 Pryzmy kompostowe, Słupsk (OS, etap II, bp1)
- Rys. 6 Bioreaktory, Rudna Wielka (Fr. O, etap IV, bp 2-3)
- Rys. 7 Sekcje poboru próbek (OS, etap II, bp1)
- Rys. 8 Sekcje poboru próbek (Fr. O, etap IV, bp2)
- Rys. 9 Sekcje poboru próbek (Fr. O, etap IV, bp3)
- Rys. 10 Zmiany temperatury w próbach podczas procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 11 Zmiany stężenia tlenu w próbach podczas procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 12 Zawartość wilgotności w próbach podczas procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 13 Zmiany zawartości substancji organicznej podczas procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 14 Zmiany stężenia węgla organicznego w procesie kompostowania – OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 15 Zmiany stężenia azotu ogólnego w procesie kompostowania – OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 16 Iloraz C:N podczas trwania procesu kompostowania – OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 17 Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1
- Rys. 18 Zmiany stężenia tlenu podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1
- Rys. 19 Zmiany wilgotności podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1
- Rys. 20 Zmiany zawartości substancji organicznej podczas procesu kompostowania –OS, etap II, bp1

- Rys. 21 Zmiany stężenia węgla organicznego podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1
- Rys. 22 Zmiany stężenia azotu ogólnego podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1
- Rys. 23 Iloraz C:N podczas trwania procesu kompostowania – OS, etap II, bp1
- Rys. 24 Zmiany wartości AT4 podczas procesu kompostowania – OS, etap II, bp1
- Rys. 25 Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6
- Rys. 26 Zmiany wilgotności podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6
- Rys. 27 Zmiany zawartości substancji organicznej podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6
- Rys. 28 Zmiany stężenia węgla organicznego podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6
- Rys. 29 Zmiany stężenia azotu ogólnego podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6
- Rys. 30 Iloraz C:N podczas trwania procesu kompostowania – Fr. O, etap III, pk 4-6
- Rys. 31 Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap IV, bp 2-3
- Rys. 32 Zmiany wilgotności podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap IV, bp 2-3
- Rys. 33 Zmiany zawartości całkowitego węgla organicznego podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap IV, bp 2-3
- Rys. 34 Zmiany zawartości substancji organicznej podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap IV, bp 2-3
- Rys. 35 Zmiany wartości AT4 podczas procesu kompostowania – Fr. O, etap IV, bp 2-3
- Rys. 36 Regresja liniowa dla $SO_c = f(O_2)$, OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 37 Regresja liniowa dla $SO_c = f(T)$, OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 38 Regresja liniowa dla $SO_c = f(W)$, OS, etap I, pk 1-3
- Rys. 39 Regresja liniowa dla $AT4 = f(SO_c)$, OS, etap II, bp1
- Rys. 40 Regresja liniowa dla $SO_c = f(W)$, OS, etap II, bp1
- Rys. 41 Regresja liniowa dla $SO_c = f(T)$, OS, etap II, bp1
- Rys. 42 Regresja liniowa dla $SO_c = f(O_2)$, OS, etap II, bp1
- Rys. 43 Regresja liniowa dla $SO_c = f(T)$, Fr. O, etap III, pk 4-6
- Rys. 44 Regresja liniowa dla $SO_c = f(W)$, Fr. O, etap III, pk 4-6

- Rys. 45 Regresja liniowa dla $SO_c = f(AT4)$, Fr. O, etap IV, bp2
- Rys. 46 Regresja liniowa dla $SO_c = f(T)$, Fr. O, etap IV, bp2
- Rys. 47 Regresja liniowa dla $SO_c = f(W)$, Fr. O, etap IV, bp2
- Rys. 48 Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk1
- Rys. 49 Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk2
- Rys. 50 Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk3
- Rys. 51 Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, średnie
- Rys. 52 Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk1; t = 12 [d]
- Rys. 53 Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk2; t = 12 [d]
- Rys. 54 Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, pk3; t = 12 [d]
- Rys. 55 Estymacja nieliniowa dla OS, etap I, średnie; t = 12 [d]
- Rys. 56 Estymacja nieliniowa dla Fr. O, etap III, pk4
- Rys. 57 Estymacja nieliniowa dla Fr. O, etap III, pk5
- Rys. 58 Estymacja nieliniowa dla Fr. O, etap III, pk6
- Rys. 59 Estymacja nieliniowa dla Fr. O, etap III, średnie
- Rys. 60 Zmiany wartości rzeczywistych SO_c , SO_{c1} oraz SO_{c-c} – wyników modelowania matematycznego, OS
- Rys. 61 Zmiany wartości substancji organicznej i parametru AT4 w czasie, OS
- Rys. 62 Regresja liniowa dla $AT4 = f(SO_{c-c})$, OS
- Rys. 63 Wykres błędów prognozy ubytku substancji organicznej w procesie kompostowania, OS dla 25 dni
- Rys. 64 Wykres błędów prognozy ubytku substancji organicznej w procesie kompostowania, OS dla okresu 25 do 95 doby
- Rys. 65 Zmiany wartości SO_c , SO_{c1} oraz SO_{c-c} – wyników modelowania matematycznego, Fr. O
- Rys. 66 Zmiany wartości substancji organicznej i parametru AT4 w czasie, Fr. O
- Rys. 67 Regresja liniowa dla $AT4 = f(SO_{c-c})$, Fr. O
- Rys. 68 Wykres błędów prognozy ubytku substancji organicznej w procesie kompostowania, Fr. O dla 28 dni
- Rys. 69 Wykres błędów prognozy ubytku substancji organicznej w procesie kompostowania, Fr. O dla 21 dni

LITERATURA

1. Adani F., Confalonieri R., Tambone F., *Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes*, Journal of Environmental Quality, 2004, 33, 1866-1876.
2. Adani F., Lozzi P., Genevini P., *Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products*, Compost Science and Utilization 2001, 9, 163-178.
3. Adani F., Tambone F. Gotti G., *Biostabilization of municipal solid waste*, Waste Management 2004, 24, 775-793.
4. Adani, F., Ubbiali, C., Genevini, P. L., *The determination of biological stability of composts using the dynamic respiration index: the results of experience after two years*, Waste Management 2006, 26, 41-48.
5. Ahn, H.K., Sauer, T.J., Richard, T.L., Glanville, T.D., *Determination of thermal properties of composting bulking materials*, Bioresources Technology 2009, 100, 3974-3981.
6. AK-NOVA *Sprawozdanie z przebiegu procesu stabilizacji prowadzonego na Instalacji Biologicznego Przetwarzania Odpadów, na terenie Zakładu Utylizacji, Recyklingu, Przerobu i Unieszkodliwiania Odpadów Komunalnych i Przemysłowych w miejscowości Rudna Wielka*, Poznań 2013.
7. Alidadi H., Parvaresh AR., Shahsmansouri MR., Pourmoghadas H., *Evaluation of the biosolids compost maturity in South Isfahan wastewater treatment plant*, Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering 2008, 2, 137-140.
8. Aspray T. J., Dimambro M. E., Wallace P., Howell G., Frederickson J., *Static, dynamic and inoculum augmented respiration based test assessment for determining in-vessel compost stability*, Waste Management 2015, 42, 3-9.
9. Avnimelech Y., Bruner M., Ezrony I., Sela R., Kochba, M., *Stability indexes for municipal solid waste compost*, Compost Science & Utylization 1996, 4, 13-20.
10. Awasthi M. K., Pandey A. K., Bundela P. S., Khan J., *Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: Characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic*, Bioresource Technology 2015, 182, 200-207.
11. Backes Clarice, Marques Santos, Alessandro Jose, Grava de Godoy, Leandro Jose, Villas Boas, Roberto Lyra de Oliveira, Mauricio Roberto de Oliveira, Fernando Carvalho, *Rates*

- of sewage sludge composted in the zoysiagrass sod production*, Revista Brasileira De Ciencia Do Solo 2013, 37, 1402-1414.
12. Baffi C., Dell'Abate MT., Nassisi A., Silva S., Benedetti A., Genevini PL., Adani F., *Determination of biological stability in compost: A comparison of methodologies*, Soil Biology & Biochemistry 2007, 39, 1284-1293.
 13. Baptista, M., *Modeling of the Kinetics of Municipal Solid Waste Composting in Full-scale Mechanical-biological Treatment Plants*, New University of Lisbon 2009., Ph.D. Thesis.
 14. Bari QH., Koenig A., Guihe T., *Kinetic analysis of forced aeration composting - I. Reaction rates and temperature*, Waste Management & Research 2000, 18, 303-312.
 15. Barneto A. G., Carmona J. A., Alfonso J. E., Blanco J. D., *Kinetic models based in biomass components for the combustion and pyrolysis of sewage sludge and its compost*, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 2009, 86, 108-114.
 16. Barneto A. G., Carmona J. A., Conesa Ferrer J. A., Blanco M. J., *Kinetic study on the thermal degradation of a biomass and its compost: Composting effect on hydrogen production*, Fuel 2010, 89, 462-473.
 17. Barneto A. G., Carmona J. A., Martin J. E., Blanco J. D., *Kinetic models based in biomass components for the combustion and pyrolysis of sewage sludge and its compost*, Journal of the analytical and applied pyrolysis 2009, 86, 108-114.
 18. 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 Management 2014, 34, 1109-1116.
 19. Barrena R., Turet J., Busquets A., Farrés M., Font X., Sánchez A., *Respirometric screening of several types of manure and mixtures intended for composting*, Bioresource Technology 2011, 102, 1367-1377.
 20. Barrena, R., d'Imporzano, G., Ponsa, S., Gea, T., Artola, A., Vazquez, F., Sanchez, A., Adani, F., *In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical-biological treated waste*, Journal Hazardous Materials 2009, 162, 1065-1072.
 21. Bekier J., Drozd J., Jamroz E., Jarosz B., Kocowicz A., Walenczak K., Weber J. *Changes in selected hydrophobic components during composting of municipal solid wastes*, Journal of Soils and Sediments 2014, 14, 305-311.

22. Benito M., Masaguer A., Moliner A., Arrigo N., Palma RM., Effron D., *Evaluation of maturity and stability of pruning waste compost and their effect on carbon and nitrogen mineralization in soil*, Soil Science 2005, 170, 360-370.
23. Benito M., Masaguer A., Moliner A., De Antonio R., *Carbon mineralization of pruning wastes compost at different stages of composting*, Compost Science & Utylization 2005, 13, 203-207.
24. Bernal, , Albuquerque, J.A., Moral, R., *Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review*, Bioresources Technology 2009, 100, 5444-5453.
25. Binner E., Boehm K., Lechner P., *Large scale study on measurement of respiration activity (AT(4)) by Sapromat and OxiTop*, Waste Management 2012, 32, 1752-1759.
26. Bolan N. S., Kunhikrishnan A., Choppala G. K., Thangarajan R., Chung J.W., *Stabilization of carbon in composts and biochars in relation to carbon sequestration and soil fertility*, Science of the Total Environment 2012, 424, 264–270.
27. Boruszko, D., *Research and evaluation of fertilizing value of compost and vermicomposts*, Rocznik Ochrona Środowiska 2011, t. 13, 1417–1428.
28. Bożym M., *Wykorzystanie testów do oceny stopnia stabilizacji odpadów*, Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych 2011, 7, 79-88 .
29. Castaldi P., Alberti G., Merella R., Melis P., *Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity*, Waste Management 2005, 25, 209-213.
30. Chai E. W., H'ng P. S., Peng S. H., Wan-Azha W. M., Chin K. L., Chow M. J., Wong W. Z., *Compost feedstock characteristics and ratio modelling for organic waste materials co-composting in Malaysia*, Environmental Technology 2013, 34, 2863-2870.
31. Chang J. I., Hsu T. E., *Effects of composition on food waste composting*, Bioresource Technology 2005, 25, 1037-1045.
32. Chica A., Mohedo JJ., Martin MA., Martin A., *Determination of the stability of MSW compost using a respirometric technique*, Compost Science & Utylization 2003, 11, 169-175.
33. Chowdhury MA., de Neergaard A., Jensen LS., *Prediction of changes in important physical parameters during composting of separated animal slurry solid fractions*, Environmental Technology 2014, 35, 220-231.

34. Colon J., Ponsa S., Alvarez C., Vinot M., Lafuente FJ., Gabriel D., Sanchez A., *Analysis of MSW full-scale facilities based on anaerobic digestion and/or composting using respiration indices as performance indicators*, *Bioresource Technology* 2017, 236, 87-96
35. Cossu R., Raga R., *Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste*, *Waste Management* 2008, 28, 381-388.
36. Crohn DM., Thomas AC., *Mixed-integer programming approach for designing land application systems at a regional scale*, *Journal of Environmental Engineering-Asce* 1998, 124, 170-177.
37. D'Imporzano G., Crivelli F., Adani F., *Biological compost stability influences odor molecules production measured by electronic nose during food-waste high-rate composting*, *Science of the Total Environment* 2008, 402, 278-284.
38. Dores-Silva P. R., Landgraf M. D., Rezende MOD., *The organic waste stabilization process: composting versus vermicomposting*, *Quimica Nova* 2013, 36, 640-645.
39. Doublet, J., Francou, F., Poitrenaud, M., Houot, S., *Sewage sludge composting: influence of initial mixtures on organic matter evolution and N availability in the final composts*, *Waste Management* 2010, 30, 1922–1930.
40. Dresboll DB., Magid J., Thorup-Kristensen K., *Long-term stability and mineralization rate of compost is influenced by timing of nutrient application during composting of plant residues*, *Compost Science & Utylization* 2006, 14, 215-221.
41. El Fels L., Zamama M., El Asli A., Hafidi, M., *Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests*, *International Biodeterioration & Biodegradation* 2014, 87, 128-137.
42. Elshorbagy W. E., Abu Qdais H. A., Hamoda M. F., *Modeling the temporal degradation of municipal solid waste compost*, *Geoengineering in Arid Lands* 2000, 1, 577-583.
43. Epstein E., *The Science of Composting*, Technomic Publishing Company, USA 1997.
44. Gao P.C., Tang X.B., Tong Y.A., Chen Y.X., *Application of sewage sludge compost on highway embankments*, *Waste Management* 2008, 28, 1630-1636.
45. Garcia C., Hernandez T., Costa F., Ayuso M., *Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical-parameters*, *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 1992, 23, 1501-1512.
46. Garcia C., Hernandez T., Costa F., *Changes in carbon fraction during composting and maturation of organic waste*, *Environmental Management* 1991, 3, 433-440.

47. Garcia-Albacete M., Tarquis A. M., Cartagena A. C., *Risk of leaching in soils amended by compost and digestate from Municipal Solid Waste*, Scientific World Journal 2014,
48. Getahun, T., Nigusie, A., Entele, T., Van Gerven, T., Van der Bruggen, B., *Effect of turning frequencies on composting biodegradable municipal solid waste quality*, Resource Conservation Recycling 2012, 65, 79–84.
49. Gil M. V., Carballo M. T., Calvo L. F., *Modelling N mineralization from bovine manure and sewage sludge composts*, Bioresource Technology 2011, 102, 863-871.
50. Goyal S., Dhull S. K., Kapoor K. K., *Chemical and biological changes during composting of different organic waste and assessment of composting maturity*, Bioresources Technology 2005, 96, 1584-1591.
51. Gutierrez M. C., Martín M. A., Serrano A., Chica, A.F., *Monitoring of pile composting process of OFMSW at full scale and evaluation of odour emission impact*, Journal Environmental Management 2015, 151, 531–539.
52. Hamoda M. F., Abu Qdais H. A., Newham J., *Evaluation of municipal solid waste composting kinetics*, Resources Conservation and Recycling 1998, 23, 209-223.
53. Han W., Clarke W., Pratt S., *Composting of waste algae: A review*, Waste Management 2014, 34, 1148-1155.
54. Haug R. T., *The practical handbook of composting engineering*, Lewis Publisher 1993, Boca Raton.
55. Hill GB., Baldwin SA., Vinneras B., *Evaluation of Solvita compost stability and maturity tests for assessment of quality of end-products from mixed latrine style compost toilets*, Waste Management 2013, 33, 1602-1606.
56. Hu W., Zheng G., Fang D., Cui Ch., Liang J., Zhou L., *Bioleached sludge composting drastically reducing ammonia volatilization as well as decreasing bulking agent dosage and improving compost quality: A case study*, Waste Management 2015, 44, 55-62.
57. Hutchinso M., Griffin TS., *Evaluation of fiber content relative to other measures of compost stability*, Compost Science & Utylization 2008, 16, 6-11.
58. Ianotti D. A., Pang T., Totth B. I., Elwell D. I., Keener H. M., Hoithink H. A. J., *Quantitative respirometric method for monitoring compost stability*, Compost Science and Utilization 1993, 1, 52-65.
59. Jędrzszak A., *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, WN PWN, Warszawa 2007.
60. Jimenez EI., Garcia VP., *Evaluation of the city refuse compost maturity – a review*, Biological Wastes 1989, 27, 115-142.
61. Journal of Woods End Laboratories, *Laboratory test interpretation*, Guide, 2013.

62. Jun, Zhang, Ding, Gao, Tong-Bin, Chen, Guo-Di, Zheng, Jun, Chen, Chuang, Ma, Song-Lin, Guo, Wei, Du, *Simulation of substrate degradation in composting of sewage sludge*, Waste Management 2010, 30, 1931–1938.
63. Kalamdhad AS., Kazmi AA., *Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter*, Chemosphere 2009, 74, 1327-1334.
64. Kato K., Miura N., Tabuchi H., Nioh I., *Evaluation of maturity of poultry manure compost by phospholipid fatty acids analysis*, Biology and Fertility of Soils 2005, 14, 399-410.
65. Ke GR., Lai CM., Liu YY., Yang SS., *Inoculation of food waste with the thermo-tolerant lipolytic actinomycete Thermoactinomyces vulgaris A31 and maturity evaluation of the compost*, Bioresource Technology 2010, 101, 7424-7431.
66. Kilian E., Macedowska-Capiga A., *Parametr AT-4 jako wskaźnik stopnia stabilizacji odpadów po mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu*, Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych 2011, 8, 88-94.
67. Koenig, A., Bari QH., *Application of self-heating test for indirect estimation of respirometric activity of compost: Theory and practice*, Compost Science & Utylization 2000, 8, 99-107.
68. Komilis D., Kanellos D., *A modified dynamic respiration test to assess compost stability: Effect of sample size and air flowrate*, Bioresource Technology 2012, 117, 300-309.
69. Komilis D., Kletsas C., *Static respiration indices to investigate compost stability: Effect of sample weight and temperature and comparison with dynamic respiration indices*, Bioresource Technology 2012, 121, 467-470.
70. Komilis D., Kontou I., Ntougias S., *A modified static respiration assay and its relationship with an enzymatic test to assess compost stability and maturity*, Bioresource Technology 2011, 102, 5863-5872.
71. Komilis D.P., *A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions*, Waste Management 2006, 26, 82-91.
72. Komilis, D., Kanellos, D., *A modified dynamic respiration test to assess compost stability: effect of sample size and air flowrate*, Bioresource Technology 2012, 117, 300–309.

73. Kovacs R., Mihaltz P., Csikor Z., *Supplementation of wastewater process modelling tools to enable the kinetic analysis of sewage sludge composting*, Polish Journal of Environmental Studies 2007, 16, 831-839.
74. Külçü R., Yaldiz O., *The composting of agricultural wastes and the new parameter for the assessment of the process*, Ecological Engineering 2014, 69, 220-225.
75. Kulikowska D., *Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting*, Waste Management 2016, 49, 196-203.
76. Lag-Brotons A., Gomez I., Navarro-Pedreno J., Bartual-Martos J., *Effects of Sewage Sludge Compost on Cynara cardunculus L. Cultivation in a Mediterranean Soil*, Compost Science & Utilization 2014, 22, 33-39.
77. Lasaridi, K. E., Stentiford, E.I., *A simple respirometric technique for assessing compost stability*, Water Research 1998, 32, 3717–3723.
78. Lhadi, E.K., Tazi, H., Aylaj, M., Adani, F., *Organic matter evolution during co-composting of the organic fraction of municipal waste and poultry manure*, Bioresource Technology 2006, 97, 2117–2123.
79. Liao PH., Chen A., Vizcarra AT., Lo KV., *Evaluation of the maturity of compost made from salmon farm mortalities*, Journal of Agricultural Engineering Research 1994, 58, 217-222.
80. Liu H. T., Zheng H. X., Chen T. B., Zheng G. D., Gao D., *Reduction in greenhouse gas emissions from sewage sludge aerobic compost in China*, Water Science and Technology 2014, 69, 1129-1135.
81. Lornage R. et al., *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.
82. Mattana S., Petrovicova B., Landi L., Gelsomino A., Cortes P., Ortiz O., Renella G., *Sewage sludge processing determines its impact on soil microbial community structure and function*, Applied Soil Ecology 2014, 75, 150-161.
83. Matteson TL., Sullivan DM., *Stability evaluation of mixed food waste composts*, Compost Science & Utilization 2006, 14, 170-177.
84. Mehta C.M., Palni U., Franke-Whittle I.H., Sharma A.K., *Compost, its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases*, Waste Management 2014, 34, 607-622.

85. Mejias, L., Komilis, D., Gea, T., Sánchez, A., *The effect of airflow rates and aeration mode on the respiration activity of four organic wastes: implications on the composting process*, Waste Management 2017, 65, 22-28.
86. Mingorance M. D., Rossini Oliva S., Valdes Benito, Pina Gata F. J., Leidi Eduardo O., Guzman I., Pena Aranzazu, *Stabilized municipal sewage sludge addition to improve properties of an acid mine soil for plant growth*, Journal of Soils and Sediments 2014, 14, 703-712.
87. Mohajer A., Tremier A., Barrington S., Teglia C., *Compost mixture influence of interactive physical parameters on microbial kinetics and substrate fractionation*, Waste Management 2010, 30, 1464–1471.
88. Mondini C., Dell'Abate MT., Leita L., Benedetti A., *An integrated chemical, thermal, and microbiological approach to compost stability evaluation*, Journal of Environmental Quality 2003, 32, 2379-2386.
89. Mondini C., Sanchez-Monedero MA., Sinicco T., Leita L., *Evaluation of extracted organic carbon and microbial biomass as stability parameters in ligno-cellulosic waste composts*, Journal of Environmental Quality 2006, 35, 2313-2320.
90. Ofosu-Budu GK., Hogarh JN., Fobil JN., Quaye A., Danso SKA., Carboo D., *Harmonizing procedures for the evaluation of compost maturity in two compost types in Ghana*, Resources Conservation and Recycling 2010, 54, 205-209.
91. Onwosi Ch. O., Igbokwe, V. C., Odimba, J. N., Eke, I. E., Nwankwoala, M. O., Iroh, I. N., Ezeogu, L. I., *Composting technology in waste stabilization: on the methods, challenges and future prospects*, Journal of Environmental Management 2017, 190, 140–157.
92. Ouyang J., Shi Z., Zhong H., Liu W., Chai Q., Yuan X., *Static aerobic composting of municipal sewage sludge with forced ventilation: Using matured compost as bulking conditioner*, Journal of Central South University 2014, 21, 303-309.
93. Ozimek A., Kopeć M., *Ocena aktywności biologicznej biomasy na różnych etapach procesu kompostowania przy użyciu system pomiarowego OXITOP CONTROL*, Acta Agrophysica 2012, 19, 379-390.
94. Pagans E., Barrena R., Font X., Sanchez A., *Ammonia emission from the composting of different organic waste. Dependency on process temperature*, Chemosphere 2006, 62, 1534-1542.

95. Pedra F., Polo A., Ribeiro A., Domingues H., *Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter*, *Soil Biology & Biochemistry* 2007, 39, 1375-1382.
96. Petric I., Avdihodži E., Ibri N., *Numerical simulation of composting process for mixture of organic fraction of municipal solid waste and poultry manure*, *Ecological Engineering* 2015, 75, 242-249.
97. Petric I., Helić A., Avdihodžić Avdic E., *Evolution of process parameters and determination of kinetics for co-composting of organic fraction of municipal solid waste with poultry manure*, *Bioresource Technology* 2012, 117, 107–116.
98. Petric I., Selimbašić V., *Development and validation of mathematical model for aerobic composting process*, *Chemical Engineering Journal* 2008, 139, 304-317.
99. PN EN 16087-2: 2011, pt.: *Środki poprawiające glebę i podłoża uprawowe. Oznaczenie aktywności biologicznej. Część 2: Test na samozagrzewanie kompostu.*
100. PN-Z-15011-1:1998, pt.: *Kompost z odpadów komunalnych. Pobieranie próbek.*
101. PN-Z-15011-3:2001. *Kompost z odpadów komunalnych – Oznaczenie: pH, zawartości substancji organicznej, węgla organicznego, azotu, fosforu i potasu.*
102. Ponsá S., Gea T., Sánchez A., *Different indices to express biodegradability in organic solid wastes*, *Journal of Environmental Quality* 2010, 39, 706-712.
103. Proietti P., Calisti R., Gigliotti G., Nasini L., Regni L., Marchini A., *Composting optimization: Integrating cost analysis with the physical-chemical properties of materials to be composted*, *Journal of Cleaner Production* 2016, 137, 1086-1099.
104. Ranalli G., Bottura G., Taddei P., Marchetti R., Sorlini C., *Composting of solid and sludge residues from agricultural and food industries. Bioindicators of monitoring and compost maturity*, *Journal of Environmental Science and Health* 2001, 36, 415-436.
105. Raport z posiedzenia Komisji Europejskiej, *Working Document Biological Treatment of Biowaste - 2nd draft*, Brussels 2001.
106. Rigane MK., Michel JC., Medhioub K., Morel P., *Evaluation of Compost Maturity, Hydrophysical and Physicochemical Properties: Indicators for Use as a Component of Growing Media*, *Compost Science & Utilization* 2011, 19, 226-234.
107. Rodríguez L., Cerrill M. I., García-Albiach V., Villaseñor J., *Domestic sewage sludge composting in a rotary drum reactor: Optimizing the thermophilic stage*, *Journal of Environmental Management* 2012, 112, 284-291.

108. Rosso, L., Lobry, J.R., Flandrois, J. P., *An unexpected correlation between Cardinal temperatures of microbial growth highlighted by a new model*, Journal Theoretical Biology 1993, 162, 447–463.
109. Sanchez, A., Fernandez, V., Rodriguez, F. J., Villasenor, L., *Respiration indices and stability measurements of compost through electrolytic respirometry*, Journal of Environmental Management 2012, 95, 134–138.
110. Scaglia B., Erriquens F.G., Gigliotti G., Taccari M., Ciani M., Genevini P.L., Adani F., *Precision determination for the specific oxygen uptake rate (SOUR) method used for biological stability evaluation of compost and biostabilized products*, Bioresource Technology 2007, 98, 706-713.
111. Schultz K.L., *Aerobic decomposition of organic waste material*, Report project RG-4180, National Institutes of Health, Washington 1961.
112. Seal A., Bera R., Chatterjee AK., Dolui AK., *Evaluation of a new composting method in terms of its biodegradation pathway and assessment of compost quality, maturity and stability*, Archives of Agronomy and Soil Science 2012, 58, 995-1012.
113. Sidelko R. et al., *Two composting phases running in different process conditions timing relationship*, Bioresources Technology 2010, 101, 6692-6698.
114. Sidelko R., *Kompostowanie – optymalizacja procesu i prognoza jakości produktu*, Monografia nr 110 Wyd. Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2008.
115. Sidelko R., Siebielska I., Janowska B., Skubała A., *Assessment of biological stability of organic waste processed under aerobic conditions*, Journal of Cleaner Production 2017, 164, 1563-1570.
116. Sidelko R., Siebielska I., Szymański K., Skubała A., Kołacz N., *Ocena stabilności kompostu w czasie rzeczywistym*, Inżynieria i Ochrona Środowiska 2014, t. 17 nr 2, 221-230.
117. Siebielska I., *Degradacja WWA I PCB w procesach biologicznej przeróbki wybranych odpadów biodegradowalnych*, Monografia nr 239 Wyd. Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2013.
118. Siebielska I., Sidelko R., Walendzik B., Kołacz N., Skubała A., *Ocena wykorzystania ekstrakcji za pomocą NaOH do oznaczania zawartości substancji humusowych w kompostowanym materiale*, Inżynieria i Ochrona Środowiska 2014, t. 17 nr 3, 441-448.
119. Sobczyk M. *Statystyka*, PWN, Warszawa 1998.

120. Sun W., Huang G. H., Zeng G., Qin X., Yu H., *Quantitative effects of composting state variables on C/N ratio through GA-aided multivariate analysis*, *Science of the Total Environment* 2011, 409, 1243-1254.
121. Talib A. T., Mokhtar M. N., Baharuddin A. S., Sulaiman A., *Effects of aeration rate on degradation process of oil palm empty fruit bunch with kinetic-dynamic modelling*, *Bioresource Technology* 2014, 169, 428-438.
122. Tejada M., García-Martínez A. M., Parrado J., *Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste*, *Bioresource Technology* 2009, 100, 4062–4065.
123. Tejada M., Gomez I., Fernandez-Boy E., Diaz MJ., *Effects of Sewage Sludge and Acacia dealbata Composts on Soil Biochemical and Chemical Properties*, *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 2014, 45, 570-580.
124. Tognetti C., Mazzarino MJ., Laos F., *Cocomposting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality*, *Biology and Fertility of Soils* 2007, 43, 387-397.
125. Tomati U., Madejon E., Galli E., *Evolution of humic acid molecular weight as an index of compost stability*, *Compost Science & Utilization* 2000, 8, 108-115.
126. Varank G., Demir A., Akkaya E., Bilgili MS., Ozkaya B., *Product quality of municipal solid waste compost from pilot and real scale plants*, *Fresenius Environmental Bulletin* 2009, 18, 904-910.
127. Vario MAX CN Macro Elementar Analyzer *Operating Instructions*, November 2005.
128. Villasenor J., Perez M., Jesus Fernandez F., Puchalski C. M., *Monitoring respiration and biological stability during sludge composting with a modified dynamic respirometer*, *Bioresource Technology* 2011, 102, 6562-6568.
129. Wang K., Li W., Li Y., Gong X., Wu Ch., Ren N., *The modelling of combined strategies to achieve thermophilic composting of sludge in cold region*, *International Biodeterioration & Biodegradation* 2013, 85, 608-616.
130. Wang Y., Ai P., Cao H., Liu Z., *Prediction of moisture variation during composting process: A comparison of mathematical models*, *Bioresource Technology* 2015, 193, 200–205.
131. Wanga X., Pan S., Zhang Z., Lin X., Zhang Y., Chen S., *Effects of the feeding ratio of food waste on fed-batch aerobic composting and its microbial community*, *Bioresource Technology* 2017, 224, 397-404.

132. Warman PR., *Evaluation of seed germination and growth tests for assessing compost maturity*, *Compost Science & Utilization* 1999, 7, 33-37.
133. Waszkielis K.M., Białobrzewski I., Nowak K.W., Dzadz Ł., Dach J., *Determination of the thermal conductivity of composted material*, *Measurement* 2014, 58, 441-447.
134. Weppen P., *Determining compost maturity: Evaluation of analytical properties*, *Compost Science & Utilization* 2002, 10, 6-15.
135. Whang DS., Meenaghan GF., *Kinetic –model of composting process*, *Compost Science & Utilization* 1980, 21, 44-46.
136. Wilson SB., Stoffella PJ., Graetz DA., *Evaluation of compost as an amendment to commercial mixes used for container-grown golden shrimp plant production*, *Horttechnology* 2001, 11, 31-35.
137. Wu L., Ma LQ., *Effects of sample storage on biosolids compost stability and maturity evaluation*, *Journal of Environmental Quality* 2001, 30, 222-228.
138. Wu L., Ma LQ., Martinez GA., *Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost*, *Journal of Environmental Quality* 2000, 29, 424-429.
139. <http://bip.mos.gov.pl/krajowy-plan-gospodarki-odpadami-2022>
140. <http://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/infrastruktura-komunalna-nieruchomosci/nieruchomosci-budynki-infrastruktura-komunalna/infrastruktura-komunalna-w-2016-r,3,14>
141. <http://www.ekoportal.gov.pl/pozwolenia-zintegrowane/dokumenty-referencyjne-bref>