

FITOREMEDIACJA WSPOMAGANA TERENÓW ZDEGRADOWANYCH Z WYKORZYSTANIEM CYKLU ZAMKNIĘTEGO ORGANICZNEJ MATERII ODPADOWEJ W PRZYRODZIE

Wioleta Stępień¹, Paulina Lange¹, Sylwia Jedlikowska¹,
Anna Grobelak¹, Małgorzata Kacprzak¹

¹ Politechnika Częstochowska, Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Brzeźnicka 60A, 42-200 Częstochowa, e-mail: w.stepien@is.pcz.pl

ABSTRACT

W pracy oceniono wpływ składu mieszaniny kompostowej, składającej się z osadów ściekowych, trawy oraz organicznej frakcji odpadów komunalnych, na efektywność procesu kompostowania oraz wpływ uzyskanych kompostów na efektywność fitoremediacji gleb. W pierwszym etapie prowadzono proces kompostowania a następnie w drugiej części badań założono doświadczenia wazonowe i aplikowano dodatki glebowe oraz oceniano ich wpływ na proces rekultywacji gleby zdegradowanej. W ramach badań oceniono właściwości fizyczne i chemiczne gleb po zastosowaniu preparatów w postaci kompostu oraz bionawozu otrzymanego z przetworzenia osadów ściekowych podczas procesu wspomaganego fitoremediacji gleby silnie zdegradowanej (duża zawartość metali ciężkich). Proces kompostowania prowadzono w dwóch etapach, pierwszy etap trwał 4 tygodnie i prowadzony był w zamkniętym bioreaktorze, gdzie doprowadzany był tlen. Natomiast drugi etap obejmował tzw. dojrzewanie proces ten trwał 6 tygodni, również z dostępem do tlenu. Obie mieszanki charakteryzowały się pod koniec procesu dużą zawartością substancji odżywczych oraz niską zawartością metali ciężkich, przez co kwalifikowały się do zastosowania, w procesie rekultywacji gleby zdegradowanej. Przeprowadzone badania potwierdzają możliwość wykorzystania uzyskanych kompostów w celach nawozowych. Również granulaty uzyskane z przetwarzania osadów ściekowych wykazały pozytywny wpływ na badaną glebę. Wszystkie dodatki zwiększyły przyrost uzyskanej biomasy wprowadzając do gleby brakujące substancje odżywcze.

Słowa kluczowe: kompost, rekultywacja gleb, przyrodnicze wykorzystanie,

ASSISTED PHYTOREMEDIATION OF DEGRADED SOIL USING A CLOSED CYCLE OF THE ORGANIC WASTE MATTER IN THE ENVIRONMENT

ABSTRACT

The thesis has evaluated the impact of the composition of the compost mixture containing sewage sludge, grass and organic fraction of municipal waste, on the effectiveness of the composting process as well as the influence of the obtained composts on the effectiveness of soil phytoremediation. In the first stage, the composting process was carried out and in the second stage of the research, a pot experiment was conducted and the soil supplements were gradually applied, then their influence on the process of degraded soil renourishment was evaluated. During the research, the physical and chemical properties of the soils after the use of resources such as compost and bio-fertilizer gained from the processing of sewage sludge during the process of assisted phytoremediation of highly degraded soil (high content of heavy metals) were assessed. The composting process was carried out in two stages, the first of which lasted for four weeks and was carried out in a closed bioreactor with a flow of added oxygen. The second stage, on the other hand, included so-called ripening. This process lasted for six weeks and it also included the flow of added oxygen. By the end of the process, both mixtures were characterized by high content of nutrients and low content of heavy metals which qualified them to be used in the process of renourishment of degraded soils. The conducted research confirms the possibility of using the obtained composts for fertilization. Moreover, the granulate obtained from the processing of the sewage sludge showed positive influence on the examined soil. All of the supplements increased the increment of the obtained biomass, introducing the missing nutrients into the soil.

Keywords: compost, soil renourishment, environmental use

WSTĘP

Każde z państw należących do Unii Europejskiej ma obowiązek redukcji składowania odpadów komunalnych, które ulegają biodegradacji. Odpady biodegradowalne wg ustawy o odpadach z dn. 14 grudnia 2012 roku, to „odpady, które ulegają tlenowemu lub beztlenowemu rozkładowi przy udziale mikroorganizmów” [Dz.U. 2013, nr 0, poz. 21]. Natomiast Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 25 maja 2012 r. w sprawie poziomów ograniczenia masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania oraz sposobu obliczania poziomu ograniczania masy tych odpadów [Dz.U. 2012 poz. 676] określa poziomy ograniczenia ilości odpadów komunalnych ulegających biodegradacji, które mogą być przekazywane do składowania w stosunku do ilości tych odpadów, jaka została wytworzona w 1995 roku. Wg powyższego rozporządzenia w 2016 roku należało zmniejszyć ilość odpadów biodegradowalnych przekazanych do składowania o 45% [Dz.U. 2012 poz. 676]. Metodami, dzięki którym można unieszkodliwić odpady biodegradowalne są procesy biologiczne przebiegające w warunkach tlenowych i beztlenowych. Jednym z procesów biologicznych jest współkompostowanie, które umożliwia zagospodarowanie różnych rodzajów odpadów organicznych. Współkompostowanie odpadów organicznych (odpadów komunalnych, osadów ściekowych i innych) prowadzi do biologicznego procesu dekompozycji materiału organicznego w warunkach tlenowych, a produktem końcowym tego procesu są związki organiczne będące prekursorami humusu [Cofie et al. 2009]. Komplementarne właściwości osadów ściekowych i organicznej frakcji odpadów komunalnych (OFOK) powodują, że uzasadniona jest ich przeróbka w procesach biologicznych. Zastosowanie tych dwóch rodzajów odpadów organicznych w mieszankach kompostowych niesie za sobą wiele korzyści m. in. poprawę ilorazu C/N, zwiększenie porowatości mieszanek i aktywności mikroorganizmów w trakcie trwania procesu, zwiększenie zawartości substancji organicznej, wpływa również na poprawę zdolności zagrzewania się, a także pozwala na ich bezpieczne unieszkodliwienie [Kucharczak i inni 2010]. Osady z komunalnych oczyszczalni ścieków oraz frakcja organiczna odpadów komunalnych to cenne źródło związków mineralnych i organicznych. Właściwości te sprawiają, że możliwe jest

ich przyrodnicze wykorzystanie do rekultywacji terenów silnie zdegradowanych lub też w postaci organicznego nawozu jakim jest kompost [McBride 2003]. Ważnym aspektem w procesie kompostowania jest kontrolowanie składu mieszanki kompostowej pod względem biologicznym, chemicznym, zanieczyszczeń mechanicznych. Dopuszczalne zawartości zanieczyszczeń w nawozach organicznych nie może przekraczać w przypadku poszczególnych metali ciężkich następujących ilości: chromu – 100 mg; kadmu – 5 mg; niklu – 60 mg; ołowiu – 140 mg; rtęci – 2 mg na kg suchej masy nawozu. W kompostach nie dopuszczalne jest występowanie żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris* sp. *Trichuris* sp. *Toxocara* sp. oraz bakterii z rodzaju *Salmonella* [Dz.U. 2008 nr 119 poz. 765]. Kompostowanie osadów ściekowych ze względu na ich wysoką wilgotność wymaga wymieszania ich z materiałem strukturotwórczym np. mискantem, trocinami, słomą kukurydzianą bądź też innymi odpadami [Bień 2002]. Dodatek organicznej frakcji odpadów komunalnych do mieszanki kompostowej ze względu na wysoką zawartość węgla organicznego wpływa na poprawę ilorazu C/N.

Obiecującym rozwiązaniem jest wykorzystanie osadów ściekowych do procesów kompostowania a także do produkcji nawozów mineralno-organicznych. Osady ściekowe stwarzają coraz większy problem podczas ich zagospodarowania, a dodatkowo od 1 stycznia 2016 roku Polska zobligowała się, że nie będzie składować osadów ściekowych [Bień i inni 2011]. Przetworzone osady ściekowe do postaci kompostów czy środków wspomagających wzrost roślin są mogą mieć zastosowanie, między innymi w procesach rekultywacyjnych na terenach zdegradowanych [Grobela i inni 2016].

Jedną z metod zagospodarowania odpadów organicznych jest ich przyrodnicze wykorzystanie. Odpady organiczne charakteryzują się dużą zawartością materii organicznej a także węgla, azotu i fosforu. Dlatego można je wykorzystać do poprawy warunków glebowych w przypadku rekultywacji terenów zdegradowanych, gdzie zawartość substancji odżywczych jest niska [Bień i inni 2011].

Celem pracy była ocena wpływu składu mieszaniny kompostowej, składającej się z osadów ściekowych, trawy oraz organicznej frakcji odpadów komunalnych, na efektywność procesu kompostowania oraz wpływ uzyskanych kompostów na proces fitoremediacji gleb. W ramach badań

oceniono właściwości fizyczne i chemiczne gleb po zastosowaniu preparatów w postaci kompostu oraz bionawozu otrzymanego z przetworzenia osadów ściekowych podczas procesu wspomaganego fitoremediacji gleby silnie zdegradowanej (duża zawartość metali ciężkich).

SUBSTRATY WYKORZYSTANE W BADANIACH

Proces kompostowania

Do badań użyte zostały następujące substraty: 1) osady ściekowe pochodzące z komunalnej oczyszczalni ścieków (SS), 2) organiczna frakcja odpadów komunalnych (OFMSW) selektywnie zbierana z gospodarstw domowych, 3) materiał strukturotwórczy w postaci słomy kukurydzanej (MS) oraz 3) trawa (G) pochodząca z terenów zieleni miejskiej. Charakterystyka powyższych substratów została przedstawiona w tabeli 2.

Kompostowaniu poddano dwie mieszanki, które różniły się procentowym dodatkiem osadów ściekowych (tab. 1). Poszczególne substraty odważono, dokładnie wymieszano w celu ujednorodnienia i umieszczono w bioreaktorze o pojemności 2,0 dm³, w trzech powtórzeniach każdy. Kompostowanie prowadzono dwuetapowo, pierwszy etap w zamkniętym bioreaktorze (4 tygodnie), który wyposażono w wielopunktowy termometr elektroniczny oraz kurtyny napowietrzające o wydajności 2,5 dm³/h dla utrzymania odpowiedniego stopnia napowietrzania (rys. 1). Drugi etap – tzw. dojrzewanie – trwa 6 tygodni, prowadzone jest w plastikowych pojemnikach ze swobodnym dostępem powietrza. W fazie termofilowej kompostowania dostarczano powietrza w ilości 2,5 dm³/min, w późniejszych fazach zmniejszono przepływ powietrza do 0,5 dm³/min.

Próbki masy kompostowanej pobierano zgodnie z normą PN-Z-15011-1 „Kompost z odpadów komunalnych. Pobieranie próbek” w której określono sposób pobierania próbek kompostu do dalszych analiz. Częstotliwość poboru próbek zależała od intensywności zachodzących procesów. Przez pierwsze 4 tygodnie, kiedy proces prowadzono w bioreaktorze próbki pobierano co 7 dni. Kolejny pobór próbek nastąpił po sześciotygodniowym dojrzewaniu. Przed każdym poborem próbek masa kompostowa była intensywnie mieszana w celu lepszego ujednorodnienia materiału. Czynność ta odpowiada zabiegom stosowanym

w praktyce za pomocą aeratora ciągnikowego. Mieszanie wpływa korzystnie na polepszenie struktury i jednorodność masy kompostowej. W trakcie kompostowania, w zbiorniku znajdującym się w bioreaktorze magazynowano odcieki

Tabela 1. Procentowy udział substratów użytych w procesie kompostowania.

Table 1. The composition of the mixture in the bioreactor, %

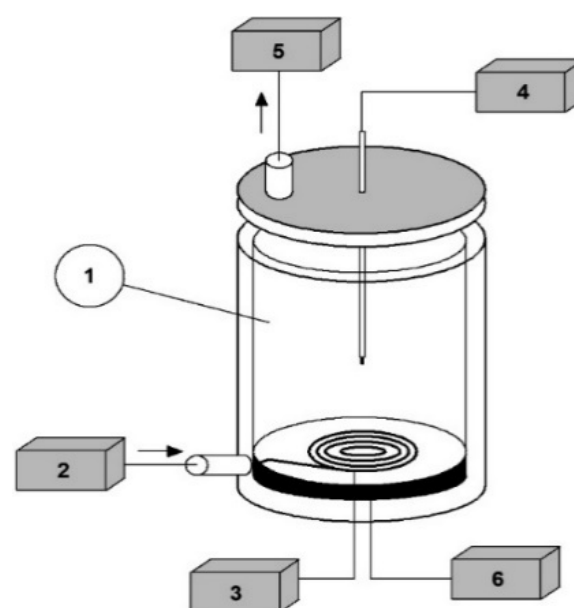
Skład/ mieszanki	SS	G	OFMSW	MS
K1	20%	60%	15%	5%
K2	30%	50%	15%	5%

SS – osady ściekowe z oczyszczalni (sewage sludge from regional municipal waste water treatment)

G – trawa pochodząca z terenów zieleni miejskiej (grass from green urban areas)

OFMSW – organiczna frakcja odpadów komunalnych selektywnie zbierana z gospodarstw domowych (organic fraction of municipal solid waste selectively collected from households)

MS – materiał strukturotwórczy – słoma kukurydziana (bulking agent – maize straw)



Rys. 1. Schemat bioreaktora do kompostowania:

1 – izolowana komora bioreaktora, 2 – pompa napowietrzająca z regulatorem natężenia przepływu, 3 – kurtyna napowietrzająca, 4 – system odczytu temperatury, 5 – wylot gazów procesowych, 6 – zbiornik na odcieki.

Fig. 1. Schematic of composting bioreactor with the measurement system: 1 – isolated chamber of the bioreactor, 2 – aeration pump with airflow regulator, 3 – aeration curtain, 4 – temperature control system, 5 – gas outlet, 6 – tank for leachate

Tabela 2. Charakterystyka fizyczno-chemiczna substratów użytych do procesu kompostowania**Table 2.** Chemical characterization of co-composting materials

		G	SS	MS	OFMSW
Wilgotność	%	71.33±0.12	70.1±1.4	6.98±1.43	59.28±1.12
s.m.o	%	77.80±2.4	60.6±0.42	97.53±0.65	54.22±0.76
s.m.	%	28.67±0.25	29.9±0.23	93.02±2.43	40.72±0.34
pH	-	7.50	7.81	6.63	7.55
P	mg g ⁻¹ s.m.	4.21±2.30	3.21±1.54	1.27±0.53	5.20±0.30
N		23.80±1.42	1.25±1.45	3.98±2.1	1.76±2.49
C		357.80±1.62	339.0±0.87	435.6±0.23	443.2±0.11
Cd	mg kg ⁻¹ s.m.	1.85±2.1	0.05±0.3	1.62±1.32	6.78±0.37
Co		0.14±0.34	4.56±0.2	0.27±0.14	1.87±15.15
Cr		6.39±1.9	34.1±1.86	1.33±0.72	37.89±1.15
Cu		41.5±1.42	3.72±0.7	8.78±1.54	103.56±3.65
K		40048.30±0.2	2834.45±1.22	22123.54±0.21	1897.87±6.98
Ni		2.1±1.18	1.72±0.44	3.7±0.56	10.30±0.23
Pb		1.45±0.21	6.72±0.58	2.25±0.40	46.70±3.95
Zn		44.86±2.2	377.9±0.27	224.33±0.72	314.50±10.68

powstające w trakcie procesu, których skład także analizowano. Zarówno proces w bioreaktorze, jak i dojrzewanie prowadzono w pomieszczeniu z temperaturą pokojową.

Analizy fizyko-chemiczne kompostu

Analizowane próbki przed poszczególnymi oznaczeniami poddano procesowi suszenia w temperaturze 105 °C. Następnie próbki rozdrobiono w młynku elektrycznym i wykonano następujące oznaczenia:

- oznaczenie zawartości węgla organicznego zgodnie z PN-ISO 10694:2002,
- oznaczenie zawartości azotu ogólnego (Kjeldahla) zmodyfikowaną metodą po mineralizacji w stężonym H₂SO₄ zgodnie z PN-ISO 11261:2002; destylarka z parą wodną model K-355 BuchiLabortechnik AG, mineralizator Buchi K-435,
- zawartość metali ciężkich i alkalicznych oznaczono zgodnie z PN-ISO 11047:2001, próbki zmineralizowano w analitycznie czystym kwasie azotowym przy użyciu mineralizatora SpeedWave MWS-2 Berghof, a następnie poddano analizie na ICP.

Nawóz mineralno-organiczny

Użyty w doświadczeniu nawóz uzyskano w wyniku egzotermicznej reakcji chemicznej po zastosowaniu magnezytu prażonego oraz kwasu siarkowego, procesy te zostały dokładnie opisane przez Grobelak [Grobelak i inni 2016]. Metoda ta pozwala uzyskać nawóz mineralno-organiczny

o zmniejszonej ilości metali ciężkich w porównaniu do osadów ściekowych z których został wyprodukowany. W efekcie końcowym następuje granulacja materiału.

Nawóz mineralno-organiczny posłużył jako substrat do gleb zdegradowanych, którego celem było polepszenie warunków środowiskowych dla wzrostu roślin tj. fitoremediacja wspomaganą. Skład granulatu a także jego podstawowe parametry zostały szczegółowo przedstawione w Tabela 3 oraz Tabela 4.

Tabela 3. Parametry granulatu**Table 3.** Parameters of the granulate

Parametr	Jednostka	Wartość
Odczyn (ph w H ₂ O)	-	5,04 ± 0,02
Odczyn (ph w 1 M kcl)	-	4,93 ± 0,02
N Kjeldhala	mg/kg s.m.	525,0 ± 21,00
Azot azotany N-NO ₃	mg/kg s.m.	15000,0 ± 5,50
Azot azotyny N-NO ₂	mg/kg s.m.	35,4 ± 0,12
Węgiel ogólny	mg/g	163,35
Węgiel rozpuszczalny	mg/g	5625
Fosfor przyswajalny	mgP ₂ O ₅ /kg	5587,6

Tabela 4. Skład granulatu**Table 4.** Composition of the granulate

Pierwiastek	Wartość granulatu	Wartość maksymalna dla nawozów
	mg/kg	
Cd	0,31	5,00
Cr	6,046	100,00
Ni	24,75	60,00
Pb	0,00	140,00

DOŚWIADCZENIE WAZONOWE Z WYKORZYSTANIEM DODATKÓW GLEBOWYCH

Charakterystyka gleby użytej w doświadczeniu

Glebę którą wykorzystano w doświadczeniu pobrano w Miasteczku Śląskim w terenów przyległych do huty cynku i ołowiu. Gleby w Miasteczku Śląskim można zakwalifikować do słabych oraz bardzo słabych (tj. V i VI klasy bonitacyjnej), zostały one utworzone z piasków gliniastych i gliniastych. Huta cynku i ołowiu oddziałuje na okoliczne gleby zanieczyszczając je metalami ciężkimi, przez co gleby te można zaliczyć do zdegradowanych. Materiał glebowy użyty w badaniach charakteryzował się dużym stężeniem metali ciężkich (tj. cynk, kadm, ołów), niską zawartością pierwiastków biogennych oraz substancji odżywczych. Ponadto, to typ gleby piaszczystej o niskim poziomie uwilgotnienia kwaśnym odczynie a także ma niewielką pojemność sorpcyjną. W poniższej tabeli zostały przedstawione właściwości fizyczne i chemiczne gleby (tab. 5).

Założenie doświadczenia wazonowego

Badania prowadzono na jednym typie gleby zdegradowanej z wykorzystaniem dwóch dodatków organicznych których zadaniem było poprawa warunków wzrostu roślin. Natomiast rośliną użytą w doświadczeniu była trawa (kostrzewa czerwona). Dawki wszystkich dodatków zostały ustalone tak aby zawartość wprowadzanego azotu całkowitego nie przekraczał dopuszczalnych norm [Ustawa o nawozach i nawożeniu, Dz.U. 2008 nr 119, poz. 765]. Proces prowadzony był

Tabela 5. Parametry gleby
Table 5. Parameters of the soils

Parametr	Jednostka	Materiał glebowy
Odczyn (pH w H ₂ O)	-	5,49 ± 0,02
Odczyn (pH w 1 M kCl)	-	5,02 ± 0,02
C ogólny	g/kg s.m.	12,91 ± 0,02
N Kjeldhala	mg/kg s.m.	577,50 ± 18,12
P ogólny	mg/kg s.m.	176,55 ± 1,34
Zn	mg/kg s.m.	751,60 ± 57,49
Cd	mg/kg s.m.	28,78 ± 1,23
Pb	mg/kg s.m.	1696,20 ± 87,13
WWA	ug/kg s.m.	646,42 ± 3,98

w kontrolowanych warunkach komory fitotronowej, podczas procesu temperatura powietrza w komorze wynosiła 21°C natomiast w ciągu nocy 18°C. Dodatkowo wilgotność powietrza wahała się w granicach 60÷80%. Cały proces trwał 3 miesiące, po upływie tego czasu doświadczenie zostało zakończone a uzyskana biomasa została zważona, wysuszona zmielona w młynku kriogenicznym i poddana analizom. Gleba także została wysuszona zmielona w młynku elektrycznym i poddana dalszym analizom.

Analizy fizyko-chemiczne gleby

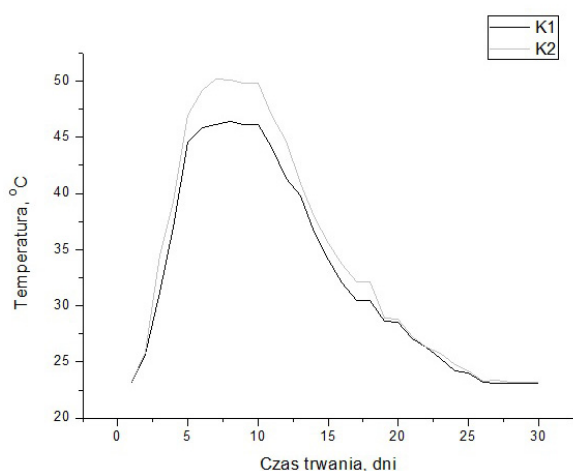
Po zakończeniu doświadczenia wykonano następujące oznaczenia gleb zgodnie z obowiązującymi normami [Karczewska i Kabała 2010, Kacprzak 2007]:

- oznaczanie wartości pH gleby metodą potencjometryczną zgodnie z obowiązującą normą PN-ISO 10390:1997,
- oznaczanie całkowitej zawartości azotu metodą Kjeldahla zgodnie z Polską Normą PN-ISO 11261:2002,
- oznaczenie zawartości węgla ogólnego oznaczono po suchym spalaniu zgodnie z Polską Normą PN-ISO 10694:2002.

WYNIKI BADAŃ I DISKUSJA

Przebieg procesu kompostowania i charakterystyka fizyko-chemiczna uzyskanych kompostóekompostów

Zmiany temperatury podczas procesu kompostowania pokazano na rysunku 2. Dla obu mieszanin zaobserwowano typowe etapy w procesie kompostowania. Krótka początkowa faza mezofilowa, w trakcie której temperatura dla wszystkich mieszanek utrzymywała się poniżej 40°C i trwała około 4 dni. Następny etap to faza termofilowa, w trakcie której obserwowano wzrost temperatury, w przypadku mieszanki K1 powyżej 45°C, natomiast K2 powyżej 50°C. Faza termofilowa trwała od 5 do 11 dnia procesu. Jak podaje literatura, wzrost temperatury w trakcie tego etapu procesu jest spowodowany głównie dostępnością znacznych ilości związków węgla, dzięki którym możliwy jest wzrost oraz zwiększona aktywność biologiczna mikroorganizmów [Novinscak et al. 2007]. Kiedy związki łatwo biodegradowalne ulegną wyczerpaniu, rozpoczy-



Rys. 2. Zmiany temperatury w trakcie trwania procesu kompostowania

Fig. 2. Temperature changes during the composting process

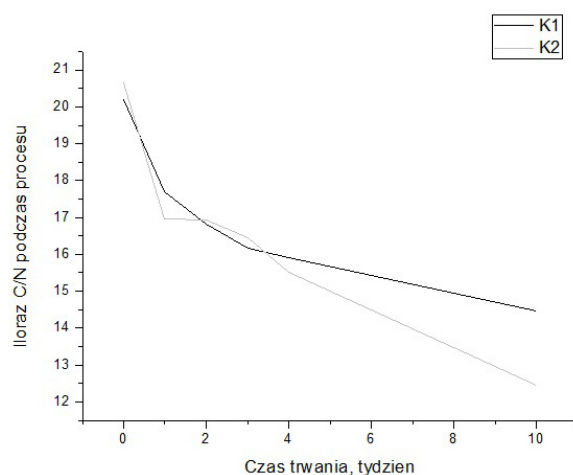
na się trzeci etap kompostowania. Temperatura masy kompostowej w trakcie tego etapu powoli spada. Po 30 dniach kompostowania w bioreaktorze temperatura w obu mieszankach temperatura utrzymywała się na stałym poziomie (ok. 23°C). W badaniach potwierdzono, że wyższa zawartość osadów ściekowych w mieszankach kompostowych wpływa na wyższą temperaturę fazy termofilowej w trakcie trwania procesu. Najwyższą temperaturę uzyskano dla mieszanki K2, która w swoim składzie zawierała większy dodatek osadów ściekowych (powyżej 51°C). Temperatura na tym poziomie utrzymywała się przez 5 dni procesu. Dla mieszanki z 20% dodatkiem osadów ściekowych temperatura w fazie termofilowej nie przekroczyła 46°C (rys. 2). W przypadku mieszanki K2, w której było więcej osadów ściekowych, za wyższą temperaturę w fazie termofilowej odpowiadała także wyższa liczba mikroorganizmów jak i dostępność łatwo degradowalnych związków węgla. Dzięki wyższej temperaturze w trakcie fazy termofilowej proces kompostowania, następuje dezaktywacja enzymów komórkowych patogenów. Enzymy te mogą być zniszczone odwracalnie lub ostatecznie. Niektóre z enzymów są odporne lub też odporne w nieznacznym stopniu na działanie wyższych temperatur. Kiedy w mieszaninie kompostowej temperatura utrzymuje się przez około dwa dni powyżej 50°C mikroorganizmy chorobotwórcze ulegają zniszczeniu [Epstein 1997].

Jednym z parametrów określających dojrzałość kompostu jest iloraz C/N. W literaturze iloraz ten został opisany w szerokim zakresie w zależności od surowców wykorzystanych do

procesu kompostowania [Oviedo-Ocaña et al. 2015]. Zgodnie z badaniami Moldesa i in. [Moldes et al. 2007] stabilność i dojrzałość kompostu zostaje osiągnięta, kiedy wartość ilorazu C/N spada poniżej 17, z kolei Silva i in. [Silva et al. 2007] sugerują, że wartość ta powinna po procesie wynosić około 15–16. Bernai i in. sugerują, aby iloraz C/N w dojrzałym kompoście był niższy od 12 [Bernai et al. 1998].

Dla obu rodzajów kompostowanej biomasy iloraz na początku procesu wynosił powyżej 20. Po czterech tygodniach procesu został on zmniejszony do wartości 15:1 w przypadku obu mieszanek. Natomiast po etapie dojrzewania kompostu w plastikowych pojemnikach ze swobodnym dostępem powietrza iloraz ten zmalał do wartości 14,46 i 12,44 odpowiednio dla kompostów K1 i K2 (rys. 3).

W trakcie trwania doświadczenia nastąpił spadek zawartości związków węgla, natomiast w przypadku związków azotu obserwuje się ich niewielki wzrost. Jest to prawdopodobnie spowodowane obecnością dużych ilości azotu w związkach organicznych, trudno rozkładalnych, które obecne są we frakcji organicznej odpadów komunalnych [Pichtel and Anderson 1997]. Vlyssides A. [Vlyssides and Barampouti 2010] w badaniach ukazuje, że wzrost zawartości azotu Kjeldahla spowodowany jest utrzymującą się powyżej 40°C temperaturą w trakcie fazy termofilowej. Przy wyższej temperaturze hamowany jest proces nityfikacji (rys. 4). Natomiast ubytek węgla spowodowany jest rozkładem związków organicznych, które łatwo ulegają reakcjom i są charakterystyczne dla osadów ściekowych. W przy-



Rys. 3. Zmiany ilorazu C/N w trakcie trwania procesu

Fig. 3. C/N ratio changes during the composting process

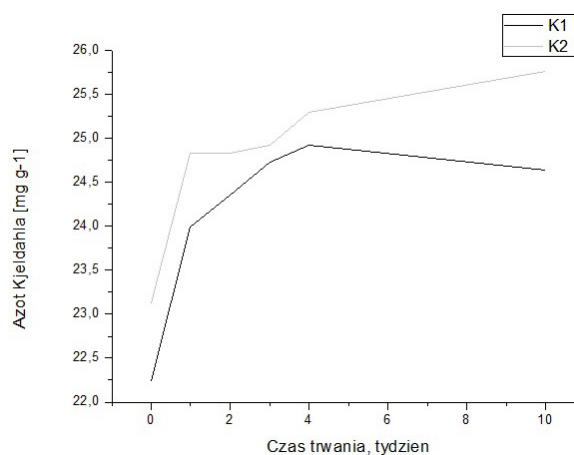
padku mieszaniny K1 zawartość ogólnego węgla organicznego zmniejszona została o 20,74%, natomiast w przypadku K2 – o 32,91% (rys. 5).

Stężenia metali ciężkich na początku i na końcu procesu zostały przedstawione na rys. 6. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 roku w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu określa dopuszczalne wartości zanieczyszczeń. Rozporządzenie to reguluje stężenia pięciu metali ciężkich: chromu – 100 mg/kg s.m., kadmu – 5 mg/kg s.m., niklu – 60 mg/kg s.m., ołowiu – 140 mg/kg s.m., rtęci – 2 mg/kg s.m. Zarówno w mieszankach, jak i w dojrzałych kompostach nie wykryto obecności rtęci i kadmu. W przypadku obu mieszanek zaobserwowano wzrost stężenia pozostałych metali (Cr, Ni, Pb) w trakcie trwania procesu, jednakże mieszczą się one w granicach regulowanych przez rozporządzenie (Dz.U. Nr 119, poz. 76).

Badania wykazały, że trudno jest jednoznacznie określić wpływ udziału procentowego osadów ściekowych na stężenie badanych metali ciężkich. Nieco większe ilości metali ciężkich obserwuje się w mieszaninie składającej się w większym procencie z osadu ściekowego. Proces kompostowania powoduje kumulację metali ciężkich w kompoście, a ich stężenie zależne jest głównie od początkowej zawartości substancji organicznej oraz od stopnia jej degradacji [Sidelko i inni 2014]

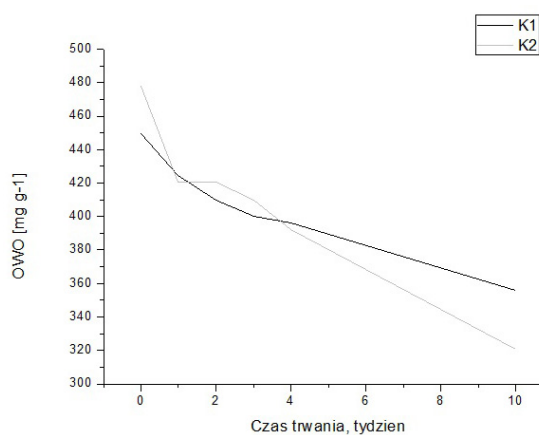
Podstawą do oceny wpływu preparatów mineralno-organicznych na glebę zdegradowaną można oszacować np. na podstawie uzyskanej biomasy, która może świadczyć na ile dany dodatek wprowadził substancje odżywcze, które wpłynęły na przyrost biomasy. Na poniższym rysunku (rys. 7) przedstawiono wyniki uzyskanej biomasy dla poszczególnych kombinacji.

Wszystkie dodatki wykazały pozytywny wpływ na znaczny przyrost biomasy w porównaniu z próbą kontrolną. Największy przyrost uzyskano dla gleby z kompostem 1, który charakteryzował się nieco niższym niż kompost 2 zawartością metali ciężkich, tym samym wprowadzając najniższe stężenie metali ciężkich do badanej gleby, która cechuje się ich wysokim stężeniem. Kolejnym ważnym parametrem w ocenie wpływu dodatków na badaną glebę to zawartość azotu. Preparaty mineralno-organiczne które zaaplikowano do gleby wskazują na zwiększenie zawartości azotu. Najwyższą zawartość wykazała gleba z granulatem. Zróznicowanie poziomu za-



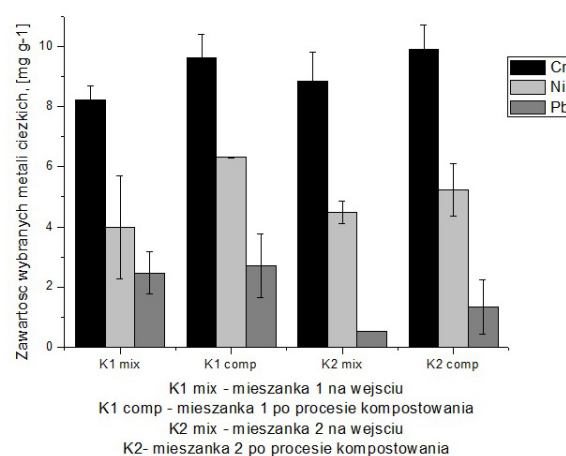
Rys. 4. Zmiany stężenia azotu Kjeldahla w trakcie procesu kompostowania

Fig. 4. Content of Kjeldahl nitrogen during the composting process



Rys. 5. Zmiany stężenia OWO w trakcie procesu kompostowania

Fig. 5. Total organic carbon (TOC) changes during composting process



Rys. 6. Stężenia metali ciężkich w mieszankach kompostowych i dojrzałych kompostach

Fig. 6. Concentrations of heavy metals in the mixture and the mature kompost

wartości azotu związane jest również z przyrostem uzyskanej biomasy, która do swojego wzrostu potrzebuje związków azotu (rys. 8).

Następnie gleba została poddana analizie zawartości węgla ogólnego w glebie. W rozpatrywanych kombinacjach zanotowano spadek węgla w glebie, związane jest to z intensywnym przyrostem biomasy i trudnościami w odseparowaniu gleby od korzeni traw, które głównie były silnie związane z frakcją organiczną gleby. Natomiast odnotowano także spadek zawartości węgla po procesie w samej kontroli w stosunku do prób wyjściowych o ok. 20%.

Poniższa tabela przedstawia odczyn gleb dla wszystkich kombinacji. Zastosowane dodatki nie miały większego wpływu na zmianę odczynu badanych gleb. Niewielki wzrost można zaobserwować dla próbek z kompostem, gdzie odczyn był bliski obojętnemu.

WNIOSKI

1. Wzrost udziału procentowego osadów ściekowych z 20 do 30% powoduje wzrost temperatury w fazie termofilowej o 10°C.
2. Komposty i nawozy na bazie osadów ściekowych i organicznej frakcji odpadów komunalnych łatwo dojrzewają uzyskując odpowiednie wartości wskaźnika C/N.
3. Komposty i nawozy na bazie osadów ściekowych i organicznej frakcji odpadów komunalnych znacząco zwiększają przyrost biomasy roślinnej oraz poprawiają parametry glebowe
4. Stosowanie kompostów i nawozów na bazie odpadów organicznych znacząco poprawia obieg pierwiastków w przyrodzie.

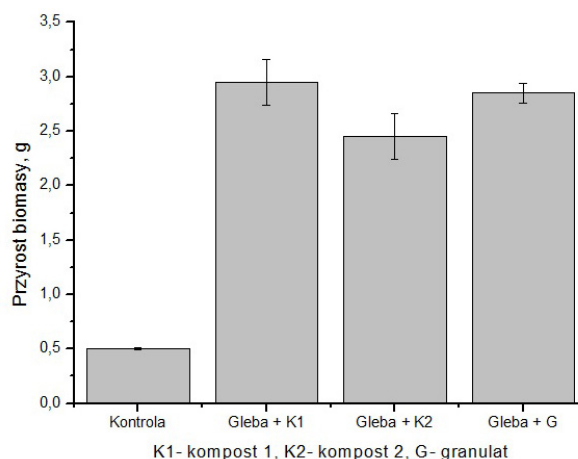
Podziękowania

Praca została sfinansowana w ramach badań BS-MN-401-306/16 oraz BS/PB-401-304/11

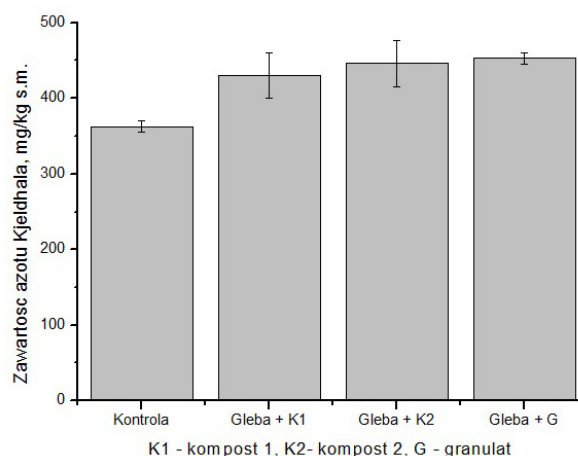
Tabela. 6. Odczyn gleb

Table. 6. Soil pH

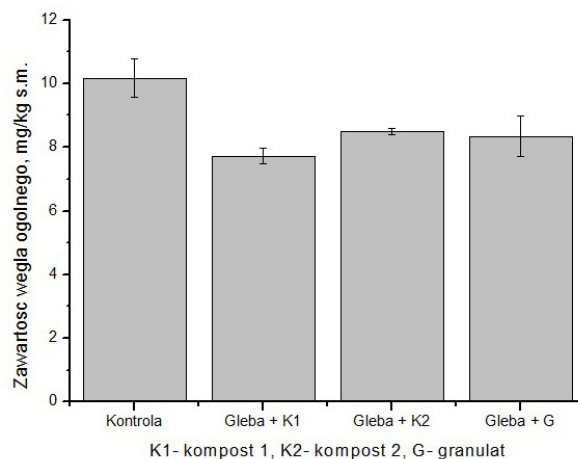
Nazwa próbki	pH KCl	pH H ₂ O
Kontrola	5,11 ± 0,05	5,64 ± 0,09
Gleba + K1	6,40 ± 0,02	6,60 ± 0,04
Gleba + K2	6,50 ± 0,80	6,80 ± 0,05
Gleba + G	5,38 ± 0,10	5,50 ± 0,04



Rys. 7. Przyrost biomasy (sucha masa)
Fig. 7. Biomass growth (dry weight)



Rys. 8. Zawartość azotu Kjeldhala w glebie
Fig. 8. Kjeldahl nitrogen content in soil



Rys. 9. Zawartość węgla ogólnego
Fig. 9. Carbon total content

BIBLIOGRAFIA

- Bernai M.P., Paredes C., Sanchez-Monedero M.A., and Cegarra J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, 63(1), 91–99.
- Bień J.B., 2012. Osady ściekowe. Teoria i praktyka, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
- Bień J., Neczaj E., Worwąg M., Grosser A., Nowak D., Milczarek M., Janik M., 2011. Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 14 (4), 375–384.
- Cofie O., Kone D., Rothenberger S., Moser D., & Zubruegg C. 2009. Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. *Water Research*, 43(18), 4665–4675
- Epstein E., 1997. *The science of composting*, Technomic publishing Com., Inc., Lancaster (USA).
- Grobelak A., Stępień W., Kacprzak M., 2016. Osady ściekowe jako składniki nawozów i substytutów gleb. *Inżynieria Ekologiczna*, 48, 52–60.
- Kacprzak M., 2007. Wspomaganie procesów remediacji gleb zdegradowanych, Monografia nr 128, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
- Karczewska A., Kabała C., 2008. *Metodyka analiz laboratoryjnych gleb i roślin*, Wydanie 4, Wrocław.
- Kucharczak K., Stępień W., Gworek B., 2010. Composting of municipal solid waste as the method of organic matter recovery, *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, nr 42.
- McBride, M.B. 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*, 8(1), 5–19.
- Moldes A., Cendon Y., and Barral M.T., 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresource Technology*, 98(16), 3069–3075.
- Novinscak A., Surette C., Filion M., 2007. Quantification of *Salmonella* spp. in composted biosolids using a TaqMan qPCR assay. *Journal of Microbiological Methods* 70(1), 119–126.
- Nowak M., Kacprzak M., Grobelak A., 2010. Osady ściekowe jako substytut glebowy w procesach remediacji i rekultywacji terenów skażonych metalami ciężkimi, *Inżynieria Ochrona Środowiska*, 13, (2), 121–131.
- Oviedo-Ocaña E. R., Torres-Lozada P., Marmolejo-Rebellon L.F., Hoyos L.V., Gonzales S., Barrera R., and Sanchez A., 2015. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management*, 44, 63–71.
- Pichtel J., Anderson M. 1997. Trace metal bioavailability in municipal solid waste and sewage sludge composts. *Bioresource Technology* 60, 223–229.
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dn. 18 czerwca 2008 roku w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu, Dz.U. 2008 nr 119 poz. 765.
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu, Dz.U.2008 nr 119 poz. 765.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 25 maja 2012 r. w sprawie poziomów ograniczenia masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania oraz sposobu obliczania poziomu ograniczania masy tych odpadów.
- Sidełko R., Siebielska I., Szymański K., Skubała A., Kołacz N. 2014. Ocena stabilności kompostu w czasie rzeczywistym. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 17.
- Silva M.T.B., Menduïña A.M., Seijo Y.C., and Viqueira F.D.F., 2007. Assessment of municipal solid waste compost quality using standardized methods before preparation of plant growth media. *Waste management & research*, 25(2), 99–108.
- Ustawa o nawozach i nawożeniu (tekst jednolity) z 10 lipca 2007 r.
- Vlyssides A., Barampouti E.M., 2010. Effect of temperature and aeration rate on co-composting of olive mill wastewater with olive stone wooden residues. *Biodegradation* 21, 957–965.