

## **EVALUATION OF THE CHEMICAL COMPOSITION AND FERTILISATION VALUE OF COMPOSTS PRODUCED FROM SEWAGE SLUDGES SUPPLEMENTED WITH ORGANIC WASTES**

### *Summary*

*In controlled experiments, changes which occur during composting of sewage sludges supplemented with sawdust, straw, chips and hemp wastes were determined. Investigations were carried out in bioreactors with constant supply of oxygen and temperature control. Samples for analysis were collected at definite intervals of temperature changes within periods characteristic for individual phases of composting. It was demonstrated, among others, that the rate and directions of quantity changes as well as solubility of constituents were determined not only by the composting time but also by the type and proportions of the composted organic materials.*

## **OCENA SKŁADU CHEMICZNEGO I WARTOŚCI NAWOZOWEJ KOMPOSTÓW WYPRODUKOWANYCH Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH Z DODATKIEM ODPADÓW ORGANICZNYCH**

### *Streszczenie*

*W doświadczeniach kontrolowanych określono zmiany zachodzące podczas kompostowania osadów ściekowych z dodatkiem trocin, słomy, zrębków oraz odpadu z konopi. Badania realizowano z wykorzystaniem bioreaktorów, ze stałym dopływem tlenu oraz kontrolą temperatury. Próbki do badań pobierano w określonych przedziałach zmian temperatur, mieszczących się w przedziałach charakteryzujących poszczególne fazy kompostowania. Wykazano między innymi, że tempo i kierunki zmian ilościowych oraz rozpuszczalności składników determinowane były nie tylko czasem kompostowania, lecz także rodzajem i udziałem kompostowanych materiałów organicznych.*

### **1. Wstęp**

Osady ściekowe od wielu lat stanowią poważny problem społeczny, gospodarczy i ekologiczny. Wynika to przede wszystkim z braku jednoznacznej koncepcji postępowania z nimi. Tymczasem masa wytwarzanych osadów w Polsce wzrasta z każdym rokiem. Jednym z ważniejszych zagadnień dotyczących osadów ściekowych, jest racjonalne ich wykorzystanie. Wynika to z faktu dużej zasobności osadów w materię organiczną i składniki pokarmowe [4, 16, 18], które w ramach cyklu biogeochemicznego powinny wrócić do gleby. Zapobiegłoby to głównie silnemu rozproszaniu wielu pierwiastków, w tym azotu i fosforu w środowisku. Stąd między innymi wynika możliwość wykorzystania osadów w rolnictwie, które według obowiązującego prawa [21] mogą być stosowane w dawce do 10 t suchej masy w okresie 5 lat. Z drugiej jednak strony osady ściekowe są źródłem zanieczyszczeń mikrobiologicznych oraz mineralnych i organicznych [3, 7, 14, 19, 20, 23]. I właśnie ten aspekt osadów jest coraz częściej powodem krytyki ich stosowania w rolnictwie. Zwraca się uwagę na związki organiczne występujące w osadach, spośród których duża ich część może stanowić poważne zagrożenie dla zdrowia organizmów żywych, w tym i człowieka. Dotychczas zidentyfikowano w osadach ściekowych aż 516 związków organicznych [13], z których wiele wykazuje działanie mutageno- i kancerogenne. Poza tym mikrozanieczyszczenia organiczne spotyka się często w roślinach, co wskazuje na możliwość ich akumulacji w tych organizmach [12, 24].

Biorąc pod uwagę powyższe zastrzeżenia dotyczące niekorzystnych właściwości osadów nieprzetworzonych, poszukuje się sposobów ich utylizacji, dających gwarancje

otrzymania produktów o dużych walorach jakościowych, przyjaznych środowisku. Jedną z takich metod wydaje się być kompostowanie, w wyniku którego to procesowi ulegają zdecydowanej poprawie właściwości higieniczne produktu, zmienia się struktura osadów, właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne [5]. Jednocześnie kompostowanie osadów pozwala wykorzystać inne odpady organiczne, udział których poprawia między innymi aerację kompostowanej mieszanki, często przyspiesza jej higienizację w wyniku uzyskiwania wyższych temperatur, jak również zmienia formy połączeń wielu składników. Dotyczy to zarówno składników pokarmowych, jak i może szczególnie pierwiastków śladowych, głównie tych, które wykazują silniejsze właściwości toksyczne (kadm, chrom, ołów, nikiel, itp.).

W pracy przedstawiono wyniki dotyczące zmian wybranych właściwości chemicznych kompostów, zachodzących w procesie kompostowania osadów ściekowych z dodatkiem bioodpadów w warunkach kontrolowanych.

### **2. Materiał i metody badań**

Badania wykonano w Laboratorium Ekotechnologii Instytutu Inżynierii Rolniczej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, wykorzystując do tego celu izotermiczne bioreaktory [9]. Osady ściekowe kompostowano z udziałem takich odpadów organicznych, jak: słoma, trociny, zrębki oraz odpad konopi. Udział poszczególnych komponentów oraz ich wybrane właściwości przedstawiono w tab. 1. Osad ściekowy pochodził z oczyszczalni chemiczno-biologicznej i charakteryzował się niewielką, znacznie poniżej dopuszczalną zawartością zanieczyszczeń

mineralnych (metali ciężkich) oraz brakiem zanieczyszczeń mikrobiologicznych.

Tab. 1. Udział odpadów (%) oraz ich wybrane właściwości  
 Table 1. Share (%) and selected properties of organic wastes

Wyszczególnienie Specification	Jednostka Unit	Osady ściekowe Sewage sludge	Zrębki	Odpad z konopi Hemp waste	Trociny Sawdust	Słoma Straw
Udział – Share						
Kompost A Compost A	%	40	40	-	15	5
Kompost B Compost B		40	10	50	-	-
$C_{org}$ ; Organic C	$g \cdot kg^{-1}$ s.m.	331,0	455,6	416,0	482,1	444,0
$N_{og}$ ; Total N	$g \cdot kg^{-1}$ DM	53,0	8,66	10,05	3,14	4,39±0,09
Sucha masa Dry matter	$g \cdot kg^{-1}$	182,2±4,20	567,0±6,45	590,5±129,30	957,6±1,90	953,2±3,70
pH (H <sub>2</sub> O)	-	7,43	7,74	8,67	4,68	7,23
P ogólny; Total P	$g \cdot kg^{-1}$ s.m.	28,65	-	3,18	0,07	-
K ogólny; Total K		6,40	-	20,32	0,02	-
Ca ogólny; Total Ca	$g \cdot kg^{-1}$ DM	20,52	-	24,90	3,29	-

Obliczoną i odważoną masę poszczególnych komponentów dokładnie wymieszano i przeniesiono do komór bioreaktorów. Próbkę kompostowanego materiału do analiz pobierano okresowo, kierując się głównie temperaturami wewnątrz bioreaktorów. Po 36 dniach kompostowania w bioreaktorach, całość po wyjęciu z komór wymieszano i pozostawiono w pojemnikach plastikowych celem przejścia kompostów przez fazę dojrzewania. Faza ta trwała 77 dni.

W całym okresie doświadczenia regulowano stały dostęp tlenu do komór, w granicach 3-4 dm<sup>3</sup>·min<sup>-1</sup>.

W próbkach kompostów stosowne analizy wykonano następującymi metodami:

- sucha masa – metodą suszarkową w tem. 105°C,
- pH(H<sub>2</sub>O) – potencjometrycznie,
- materia organiczna – przez spoielenie w temp. 550°C,
- węgiel organiczny – metodą utleniająco-miareczkową (oksydometryczną) z dichromianem (VI) potasu w środowisku kwaśnym,
- azot ogólny – metodą Kjeldahla,
- popiół pozostały po określeniu strat na żarzeniu rozpuszczono na gorąco w roztworze 3 mol HCl, oznaczając w nim między innymi zawartość makroskładników,
- K, Na, Ca metodą emisyjnej spektrometrii atomowej,
- fosfor (P) metodą kolorymetryczną z metawanadynianem,
- magnez (Mg) metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (ASA)

### 3. Wyniki i dyskusja

Proces kompostowania charakteryzuje się przebiegiem wielofazowych procesów, których wyznacznikiem jest na ogół temperatura. Według tego czynnika wyznacza się cztery podstawowe fazy kompostowania, tzn. mezofilną, termofilną, schładzania oraz dojrzewania [9]. Jednak przedziały te nie zawsze są jednoznacznie definiowane przez badaczy, bowiem według innych autorów [1] kompostowanie przebiega przez fazę psychofilną (-4 do 20°C), mezofilną (15 do 42°C) i termofilną (45 do 75°C). Bez względu na to najważniejsza jest faza termofilna decydująca między innymi o rozwoju i aktywności różnych grup mikroorganizmów. W fazie tej aktywnie uczestniczą bakterie oraz mezofilne i tolerujące warunki termofilne

spory grzybów. W omawianej fazie następuje higienizacja kompostu oraz degradacja materii organicznej [11]. W warunkach doświadczenia już w pierwszej dobie jego trwania nastąpiło krótkotrwałe zróżnicowanie temperatur między komorami bioreaktorów (tab. 2). Z 18 do 43°C wzrosła temperatura w warunkach kompostowania osadów ściekowych z udziałem zrębków i trocin (kompost A), natomiast w kompoście B bez udziału trocin i ze zmniejszonym do 10% udziałem zrębków, ale z 40% udziałem odpadu z konopi wzrost ten nastąpił z 17 do 29°C. Zjawisko to było spowodowane prawdopodobnie większą, początkową aeracją wewnątrz komory wynikającej z obecności zrębków. Zrębki bowiem dzięki swoim właściwościom fizycznym sprzyjają lepszej wymianie gazowej spowodowanej tworzeniem porowatej struktury kompostowanej masy, szczególnie ważnej w obecności osadów ściekowych. Jednakże w drugiej dobie nastąpiło gwałtowne zwiększenie temperatury do 78°C w komorze B, wobec 67°C w komorze A. Przyczyną tego mógł być dodatek odpadu z konopi, które charakteryzują się stosunkowo dużą rozpuszczalnością związków węgla i azotu, w porównaniu np. do słomy. Jak wykazano wcześniej [6] rozpuszczalność w wodzie związków azotu odpadu konopi wynosiła 18,8% zawartości ogólnej pierwiastka, wobec 8,7% ze słomy, a związków węgla odpowiednio 11,7 g C·kg<sup>-1</sup>s.m., słomy odpowiednio 4,0 g C·kg<sup>-1</sup>s.m. Można więc powiedzieć, że odpad z konopi mógł być krótkotrwałym, ale dobrym źródłem związków węgla i azotu szybko dostępnych dla mikroorganizmów inicjujących w tej mieszance procesy rozkładu materii organicznej.

Z obserwacji wizualnych wynikało jednak, że odpad z konopi nie był dobrym materiałem strukturotwórczym dla aeracji mieszanki, która w jego obecności szybciej zmniejszała swoją objętość, co pogarszało warunki kompostowania wskutek trudności z obiegiem tlenu. Poza tym struktura kompostu B była bardziej mazista, co mogło sprzyjać częściowo przebiegowi beztlenowemu procesowi. Potwierdzały to obserwacje kompostu po zakończeniu dojrzewania. Kompost ten charakteryzował się m.in. dużym udziałem nie rozłożonego osadu. Jest to niewątpliwie cenna wskazówka praktyczna, do zastosowania w kompostowni.

Wynikiem zachodzących procesów były zmiany we właściwościach kompostowanych mieszanek, co ujawniło się między innymi w ich składach chemicznych. Jednym z

tych elementów było pH (tab. 2), które w zasadzie zmieniało się podobnie w obu kompostach. Wyjątek stanowił kompost B w fazie termofilnej, którego pH było od 3 doby powyżej wartości pH 9,0. Świadczyłoby to o intensywnym

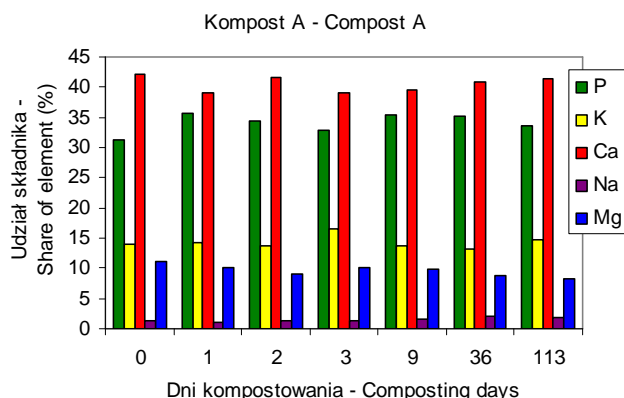
Tab. 2. Wpływ kompostowania na zmiany temperatur, pH, zawartości suchej masy, popiołu i materii organicznej w kompostach  
 Table 2. Influence of composting on the temperature, pH, and the content of dry matter, ash and organic matter in composts

Dni kompostowania Days of composting	Kompost A; Compost A				Kompost B; Compost B					
	Temperatura Temperature		pH		Sucha masa Dry matter		Popiół Ash		Materia organiczna Organic matter	
	°C	°C			g·kg <sup>-1</sup>	g·kg <sup>-1</sup>	g·kg <sup>-1</sup>	g·kg <sup>-1</sup>	s.m.; g·kg <sup>-1</sup>	DM
0	18	17	7,13	7,66	343,0±1,50	293,6±13,40	155,4±0,40	218,1±2,20	844,0±	781,9±
1	43,7	29	7,43	7,03	319,5±14,20	253,8±13,80	149,5±4,10	254,6±7,70	850,5	745,4±
2	67	78	8,23	8,63	329,6±7,80	258,4±4,40	173,9±0,20	243,8±6,50	826,1	756,2±
3	74	78	8,48	9,07	328,4±5,20	268,1±7,70	187,6±1,70	222,2±5,70	8,12,4	777,8±
9	50	45	8,84	9,06	316,0±7,23	274,6±5,90	188,0±1,60	244,6±1,80	812,0	755,4±
36	44	37	8,67	8,75	301,4±2,20	304,8±30,80	216,9±9,40	290,4±0,80	783,1	709,6±
113	22	20	7,96	7,67	433,5±7,10	458,6±9,80	228,1±0,20	236,1±8,20	771,9	763,9±

Tab. 3. Zmiany temperatury, zawartości węgla organicznego, azotu ogólnego i stosunku C : N w kompostach  
 Table 3. Temperature changes, content of organic carbon, total nitrogen and C:N ratio in composts

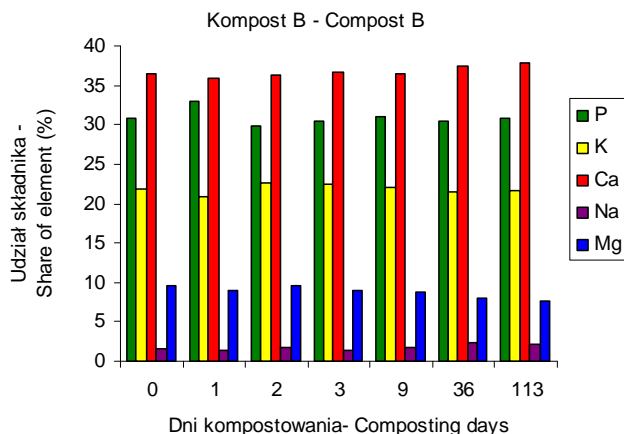
Dni kompostowania Days of composting	Kompost – Compost									
	A			B			A			
	C	N	C:N	C	N	C:N	Temperatura; Temperature °C			B
	g · kg <sup>-1</sup> s.m. -D.M									
0	392,9±	23,7±	16,58	354,4±	33,2±	10,67	15	17		
1	411,3±	25,0±	16,45	357,3±	42,0±	8,51	43,7	29,0		
2	403,3±	25,8±	15,63	363,7±	39,8±	9,14	67,0	78,0		
3	390,4±	28,7±	13,60	363,3±	41,2±	8,82	74,0	78,0		
9	381,5±	30,5±	12,51	347,8±	39,7±	8,76	50,0	45,0		
36	362,9±	33,4±	10,86	317,3±	33,8±	9,38	44,0	37,0		
113	313,6±	31,2±	10,05	353,7±	33,2±	10,65	22,0	20,0		

wydzielaniu amoniaku, co potwierdzono analizami chemicznymi wyciągów wodnych (dane niepublikowane). Amoniak ten pochodził przede wszystkim z rozkładu związków białkowych osadu, ale wskutek braku silnego sorbenta, jakim w kompoście A mogły być trociny (40% udziału) następowała jego emisja poza komorę bioreaktora.



Rys. 1. Udział poszczególnych makroskładników w ich sumie kompostu A (%)

Fig. 1. Share of elements in their sum of the compost A (%)



Rys. 2. Udział poszczególnych makroskładników w ich sumie kompostu B (%)

Fig. 2. Share of elements in their sum of the compost B (%)

Powszechnie uważa się, że prawidłowy przebieg kompostowania zależy między innymi od optymalnego stosunku C : N kompostowanych odpadów [10]. Wynosi on najczęściej w granicach 25-30:1 [2]. Z badań własnych, jak i innych autorów [8] wynika, że w przypadku kompostowania osadów ściekowych uzyskanie takiej wartości w materiale inicjalnym jest trudne, przy jednoczesnym założeniu udziału osadów w kompostowanej mieszance rzędu 60-70% [17]. Spowodowane jest to głównie dużą zasobnością osadów w azot [2]. Wykazano to również w pracy. Mimo, że udział osadów ściekowych ograniczono do 40% w obu kompostach, inicjalna wartość C:N w kompoście A wynosiła 16,58:1, a w kompoście B tylko 10,67:1. Tak niska wartość stosunku C : N kompostu B spowodowana była przede wszystkim zasobnością odpadu konopi w azot (tab. 1.). Tak ukształtowane właściwości kompostowanych mieszanek miały zapewne wpływ na przebieg procesu, ale potwierdziły tylko trudności, jakie występują w kompostowaniu osadów. Wartości powyższego parametru ulegały zmianom w

trakcie kompostowania (tab. 3), przy zdecydowanie większej dynamice w kompoście A. W stosunku do wartości z dnia założenia doświadczenia, w kompoście dojrzałym wartości te wynosiły dla kompostu A 10,05 i B 10,65. Jednak w warunkach kompostu A zaobserwowano systematyczne zawężanie się wartości C : N, z upływem czasu, natomiast w kompoście B zmiany te były wolne, bez jakiegokolwiek jednoznacznego kierunku. W kompoście A spowodowane było to większymi stratami węgla, które w fazie dojrzewania wynosiły około 20% w stosunku do jego ilości inicjalnej. Natomiast zawartość azotu odwrotnie, wzrastała z czasem kompostowania z 23,7 g·kg<sup>-1</sup> s.m. w dniu rozpoczęcia doświadczenia do 31,2 g·kg<sup>-1</sup> s.m. w kompoście dojrzałym. W kompoście B ilości te w odpowiednich terminach były na tym samym poziomie. O odmiennych warunkach kompostowania w komorach świadczą również zmiany zawartości materii organicznej i popiołu (tab. 2). Generalnie spadki ilościowe materii organicznej były stosunkowo niewielkie, wahały się granicach od 2,2 do 8,8% w kompoście A oraz od 2,3 do 9,3% w kompoście B. Przy czym w kompoście A spadek ten był systematyczny z czasem kompostowania, w kompoście B zmienny, bez związku z czasem kompostowania.

Większa dynamika zmian ujawniła się w zawartości popiołu (tab. 2), co stanowi jakąś ilustrację tempa zachodzących zmian mineralizacji w procesie kompostowania. Przy zachowaniu różnic ilościowych między kompostowanymi mieszankami, wynikającymi z zastosowanych komponentów, tempo zmian było zdecydowanie większe dla mieszanki osadu z dużym (40%) udziałem trocin, w porównaniu do kompostu z udziałem odpadu konopi (B). Otóż w dojrzałym kompoście A wzrost ilości popiołu był rzędu 46,8% w stosunku do ilości stwierdzonej w dniu rozpoczęcia badań, natomiast w kompoście B wzrost ten wynosił zaledwie 19,6%. W trakcie kompostowania ujawniło się ciekawe zjawisko polegające na tym, że w miarę trwania procesu zmniejszała się różnica w zawartości popiołu w kompostach. Przykładowo w dniu rozpoczęcia badań kompost B zawierał około 40,3% więcej popiołu niż kompost A, ale w kompostach dojrzałych różnica ta wynosiła tylko 3,5%. I to wydaje się potwierdzać dodatkowo większą dynamikę przemian w przekroju całego okresu kompostowania w kompoście bez udziału odpadu konopi.

Większa zasobność kompostu B w składniki pokarmowe spowodowana była ich zawartością w odpadzie konopi (tab. 1). Dotyczy to głównie potasu, wapnia i fosforu. Średnio dla całego doświadczenia zawartość ta była większa o ok. 140% dla potasu, wapnia o 34% i fosforu o około 33%.

Różnice między kompostami w zawartości poszczególnych makroskładników utrzymywały się w całym okresie kompostowania, podlegając pewnym wahaniom związanym z fazami kompostowania. Niezależnie jednak od tego zawartości każdego z makroskładników wzrastały z czasem kompostowania w zakresie charakterystycznym dla danego pierwiastka i kompostu. Przykładowo dynamika zmian ilości fosforu w kompoście A zwiększała się w granicach od 1,5 do 56,4% (kompost dojrzały), gdy w kompoście dojrzałym B wartości te kształtowały się na poziomie 34,6%, ale w 3 i 9 dniu doświadczenia zanotowano spadek ilości tego pierwiastka w porównaniu do dnia rozpoczęcia badań (tab. 4.). Z kolei wzrost ilości wapnia był w obu

kompostach na zbliżonym poziomie wynosząc w kompostach dojrzałych odpowiednio 43,2 i 40,3%. W 2 i 3 dniu doświadczenia stwierdzono natomiast ubytek Tab. 4. Zmiany zawartości makroskładników w kompostach

Table 4. Changes of the content of macroelements' in composts

Składnik Element	Kompost Compost	Dni kompostowania; Days of composting						
		0	1	2	3	9	36	113
		g · kg <sup>-1</sup> s.m. -D.M						
P	A	12,35±0,42	12,54±0,15	13,21±0,34	16,04±0,68	16,52±0,68	18,91±0,56	19,34±0,27
	B	18,64±0,11	20,69±0,11	16,76±0,19	18,40±0,15	20,47±0,04	23,00±1,03	25,10±0,57
K	A	5,53 ±0,48	5,00±0,23	5,22±0,10	8,16±0,01	6,38±0,11	6,78±0,31	8,50±0,27
	B	13,20±0,22	13,08±0,14	12,67±0,07	13,56±0,40	14,55±0,72	16,28±0,03	17,66±0,36
Na	A	0,55±0,04	0,37±0,01	0,48±0,05	0,67±0,06	0,70±0,03	1,12±0,11	1,09±0,07
	B	0,92±0,05	0,82±0,01	0,94±0,18	0,85±0,07	1,20±0,01	1,78±0,18	1,71±0,07
Ca	A	16,58±0,45	13,65±0,02	15,72±0,24	19,15±0,13	18,34±0,45	21,08±0,10	23,75±0,86
	B	22,05±0,26	22,56±0,26	20,37±0,25	22,14±0,43	24,09±0,63	28,54±0,89	30,94±0,04
Mg	A	4,34±0,35	3,50±0,14	3,45±0,07	4,98±0,28	4,54±0,07	4,58±0,14	4,63±0,07
	B	5,76±0,14	5,66±0,00	5,32±0,07	5,47±0,28	5,76±0,00	6,11±0,07	6,16±0,14
Suma Sum	A	39,35	35,06	37,84	49,00	46,48	51,75	57,31
	B	60,57	62,81	56,06	60,42	66,07	75,49	81,57

wzrostem temperatur w obu komorach, nie można wykluczyć tych strat z odciekami. Tym bardziej, że wzrostowi temperatur w komorach różnych doświadczeń odpowiadała na ogół zwiększona rozpuszczalność składników w wyciągach wodnych kompostów (dane niepublikowane). Podobne zjawisko obserwuje się w kompostowniach otwartych, gdzie wzrostowi temperatur kompostów towarzyszy uwalnianie wody związanej w osadach, z którymi następują straty między innymi makroskładników. W warunkach bioreaktorów proces ten jest znacząco przyspieszony.

Powyższym zmianom odpowiadały także różnice w sumach analizowanych makroskładników (tab. 4), jak i udziały każdego z nich w danej sumie. Ulegały one pewnym zmianom w trakcie kompostowania, wynikającym raczej z natury składu samych kompostów. Największy udział, bez względu na rodzaj kompostu przypadła na wapń (rys. 1 i 2), ale w większym zakresie w kompoście A. Z kolei potas charakteryzował się większym udziałem w kompoście B (20,8 do 22,6%) niż A (13,1 do 16,7%). Udziały fosforu były na podobnym poziomie, w granicach 30,0 do 35,8%.

Przedstawione wyniki badań wykazały, że utylizacja osadów ściekowych metodą ich kompostowania z różnymi biodopadami jest możliwa i pożądana, ale wymaga dokładnego rozpoznania właściwości, głównie fizycznych poszczególnych odpadów. Miało to związek przede wszystkim z zapewnieniem odpowiedniej aeracji kompostowanej mieszanki w całym okresie kompostowania. Wykazano, że wytworzone w warunkach bioreaktorów komposty charakteryzowały się dobrym z punktu widzenia nawozowego składem chemicznym, ale ich właściwości, w tym i fizyczne zależały od zastosowanych odpadów. W warunkach doświadczenia stwierdzono przydatność odpadu konopi do kompostowania z racji jego składu chemicznego, ale z udziałem odpadów organicznych warunkujących dobrą porowatość i strukturę kompostowanej mieszanki. Bez ich udziału warunki kompostowania w obecności odpadu konopi mogą upodabniać się do beztlenowych z racji słabszego napowietrzania i trudności z przepływem tlenu.

#### 4. Wnioski

zawartości potasu i magnezu w obu kompostach. Ponieważ zbiegło się to z gwałtownym

Wyniki badania przeprowadzonych w warunkach bioreaktorów pozwalają na przedstawienie następujących wniosków:

1. Dynamika i kierunki zmian właściwości chemicznych kompostowanych osadów ściekowych zależały przede wszystkim od rodzaju i właściwości zastosowanych odpadów organicznych.
2. Trociny, zrębki i słoma dodane do osadów ściekowych stwarzały korzystniejsze warunki kompostowania w porównaniu do odpadu konopi.
3. Kompostując odpad konopi z osadem ściekowym należy zagwarantować prawidłową porowatość i dobrą aerację kompostowanej mieszanki, ze względu na słabe właściwości strukturalne odpadu. Z tego względu odpad ten może być tylko jednym z dodatków do osadów, z udziałem poniżej 50% kompostowanej mieszanki.
4. Osady ściekowe poddane procesowi kompostowania z odpowiednim udziałem właściwych odpadów organicznych pozwalają uzyskać produkt o dobrych parametrach nawozowych.

#### 5. Literatura

- [1] Amlinger F., Peyer S., Hildebrandt U., Müsken J., Cuhls C., Clemens J.: Stand der Technik der Kompostierung. Grundlagenstudie. Bundesministeriums f. Land-und Fortwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Österreich, 1-344, 2005.
- [2] Baran S., Drozd J.: Odpady komunalne oraz kierunki ich unieszkodliwiania i utylizacji. Komposty z odpadów komunalnych. Produkcja, wykorzystanie i wpływ na środowisko" (red. Drozd J.), PTSH, Wrocław: 7 - 27, 2004.
- [3] Bernacka J., Pawłowska L.: Substancje potencjalnie toksyczne w osadach z komunalnych oczyszczalni ścieków. Monografia, IOŚ, Warszawa, ss. 123, 2000.
- [4] Czekala J.: Wybrane właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni regionu Wielkopolski. Cz. I. Odczyn, sucha masa, materia organiczna i węgiel organiczny oraz makroskładniki. Acta Agrophysica, 70, 1, 75-82, 2002.
- [5] Czekala J.: Właściwości chemiczne kompostu wytworzonego z komunalnego osadu ściekowego i

- różnych bioodpadów. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 53(3), 35-41, 2008.
- [6] Czekąła J., Ferdykowski W., Zbytek Z.: Ekologiczne zagospodarowanie odpadu z konopi w kompostowaniu osadu ściekowego. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 53(3), 42-47, 2008.
- [7] Czekąła J., Jakubas M.: Metale ciężkie oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne integralnymi składnikami osadów ściekowych. *Fol. Univ. Agric. Stein*, 200, *Agricultura* (77), 39-44, 1999.
- [8] Dach J.: Kompostowanie a emisje gazowe. W: *Planowanie technologii kompostowania osadów ściekowych i innych bioodpadów* (red. Wiegand E.). *Mat. III Ogólnopolskiej Konf.*, Tarnowo Podgórne, 16-17 kwietnia 2008r., 67-74, 2008.
- [9] Dach J., Jędrus A., Kin K., Zbytek Z.: Wpływ intensywności napowietrzania na przebieg procesu kompostowania obornika w bioreaktorze. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 49(1), 40-43, 2004.
- [10] Eiland F., Klamer M., Lind A.-M., Leth M., Bååth E.: Influence of initial C/N ratio on chemical and microbial composition during long term composting of straw. *Microb. Ecol.*, 41, 272-280, 2001.
- [11] Gajewska J., Miszczyk A.: Przemiany mikrobiologiczne podczas kompostowania odpadów organicznych. W: *Komposty z odpadów komunalnych, produkcja, wykorzystanie i wpływ na środowisko* (Red. J. Drozd), PTSH, Wrocław, 110-119, 2004.
- [12] Harms H.H.: Bioaccumulation and metabolic fate of sewage sludge derived organic xenobiotics in plants. *The Science of the total environment*, 185, 83-92, 1996.
- [13] Harrison E. Z., Oakes S.R., Hysell M., Hay A.: Organic chemicals in sewage sludges. *Science of the Total Environment*, 367: 481-497, 2006.
- [14] Janosz-Rajczyk M., Dąbrowska L., Rosińska A., Płoszaj L., Zakrzewska E.: Zmiany ilościowo-jakościowe PCB, WWA, i metali ciężkich w kondycjonowanych osadach ściekowych stabilizowanych biochemicznie. *Monografie, Wyd. Pol. Częstochowskiej*, 120, ss. 131.
- [15] Kuo S., Ortiz-Escobar M.E., Hue N.V., Hummel R.L.: Composting and compost utilization for agronomic and container crops. *Research Signpost*, 37/661(2), 451-513, 2004.
- [16] Krzywy E.: *Przyrodnicze zagospodarowanie ścieków i odpadów*. Wyd. AR Szczecin, 145, 1999.
- [17] Krzywy E., Wołoszyk Cz., Iżewska A.: Ocena składu chemicznego i wartości nawozowej osadu ściekowego oraz kompostów wyprodukowanych z komunalnego osadu ściekowego. *Zesz. Prob. Post. Nauk Roln.*, 165-171, 2004.
- [18] Maćkowiak Cz. Skład chemiczny osadów ściekowych i odpadów przemysłu ściekowego o znaczeniu nawozowym. *Nawozy i Nawożenie*, 4(5), 131-143, 2000.
- [19] Langenkamp H., Part P., Erhardt W., Pruess. Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use. 2001, [ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/organics\\_in\\_sludge](http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/organics_in_sludge).
- [20] Rosik-Dulewska Cz., Oleszek-Kudlak S., Głowała K.: Dioksyny w komunalnych osadach ściekowych w zależności od etapu ich przeróbki. *Zesz. Prob. Post. Nauk Roln.*, 505, 369-378, 2005.
- [21] Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych. *Dz. U.* 02.134, poz. 1140 z dnia 27 sierpnia 2002 r.
- [22] Schnaak W., Kuchler Th., Kujawa M., Henschel K-P., Süssenbach D., Donau R.: Organic contaminants in sewage sludge and their ecotoxicological significance in the agricultural utilization of sewage sludge. *Chemosphere*, 35, 1/2, 5-11, 1997.
- [23] Schenke D. Untersuchungen zur Aufnahme von PAK, HCB und Lindan durch Zucchini. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.*, 58 (2), 50-55, 2006.
- [24] Wolna-Maruwka A., Czekąła J., Piotrowska-Cyplik A.: Określenie tempa inaktywacji bakterii chorobotwórczych w osadach ściekowych poddawanych procesowi kompostowania z różnymi dodatkami w bioreaktorze cybernetycznym. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 54(1), 73-78, 2009.