

CHEMICAL PROPERTIES OF A COMPOST PRODUCED ON THE BASIS OF SEWAGE SLUDGE AND DIFFERENT BIOWASTES

Summary

Composting can be defined as a method of biological utilization of sewage sludges resulting in changes of their properties and chemical composition. This process turns them into a fertilizer product safe for the environment. Sewage was composted together with varying proportions of straw, sawdust and a mixture of bark and sawdust, under conditions of an outdoor composting plant. The composting process lasted 110 days, which was followed by another 255 days of compost heap maturation. The addition of organic wastes did not induce a decrease in the concentration of organic carbon in mature composts, but favored increases in the quantities of total nitrogen. In addition, the share of non-hydrolyzing nitrogen in humus compounds also increased.

WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE KOMPOSTU WYTWORZONEGO Z KOMUNALNEGO OSADU ŚCIEKOWEGO I RÓŻNYCH BIOODPADÓW

Streszczenie

Kompostowanie jest metodą biologiczną utylizacji osadów ściekowych, w wyniku czego zmieniają one swoje właściwości i skład chemiczny. Tym samym stają się produktem nawozowym bezpiecznym dla środowiska. Osad ściekowy z różnym udziałem słomy, trocin oraz korowiny z trocinami w warunkach kompostowni otwartej, kompostowano. Proces kompostowania trwał 110 dni, a dojrzewanie przym dalsze 255 dni. Dodatek odpadów organicznych nie spowodował obniżenia zawartości węgla organicznego w kompostach dojrzałych, ale sprzyjały one zwiększeniu ilości azotu ogólnego. Wykazano również zwiększenie udziału azotu niehydrolizującego w związkach próchnicznych.

1. Wstęp

Efektom postępu cywilizacyjnego jest między innymi wzrastająca masa różnego rodzaju odpadów przemysłowych i komunalnych. Stwarza to poważne problemy społeczne i ekologiczne, związane z niekorzystnym oddziaływaniem wielu odpadów na środowisko. W odniesieniu do osadów ściekowych należy mieć na uwadze także problemy ekonomiczne i eksploatacyjne [20]. Dlatego na całym świecie poszukuje się - z różnymi skutkami - sposobów i metod zagospodarowania odpadów. Jedną z grup odpadów bardziej uciążliwych są odpady komunalne, a szczególnie osady ściekowe. Wynika to między innymi z właściwości tych osadów, jak i ich składu chemicznego. Z punktu widzenia higienicznego, osady mogą być nośnikami: bakterii (np. *Salmonella*), wirusów (np. Hepatitis B), jaj helmintów (*Ascaris sp.*, *Toxocara sp.*) wywołującym choroby. Osady zawierają zanieczyszczenia mineralne oraz organiczne [7, 11], z których wiele wykazuje właściwości terato-, muta- i kancerogenne. Szczególnie dużo uwagi w ostatnich latach poświęca się badaniom dotyczącym zanieczyszczeń organicznych. Z doniesień literaturowych [12] wynika, że w osadach ściekowych zidentyfikowano już 516 związków, które sklasyfikowane zostały w 15 klasach. Wśród nich wymienić można między innymi wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenyle (PCB), polichlorowane dibenzodioxyny (PCDD) i dibenzofurany (PCDF), adsorbowane organiczne związki chloru (AOX), chlorobenzeny, nitrozoaminy, antybiotyki, pestycydy i inne.

Poza tym, integralnymi składnikami osadów są pierwiastki śladowe [7, 17], które ze względu na swoje toksyczne właściwości stwarzają często w praktyce duże problemy związane z ich przyrodniczą utylizacją.

Osady ściekowe to również źródło materii organicznej, makroskładników i mikroelementów o znaczeniu rolniczym

[6, 14, 15]. Oznacza to, że jeżeli spełniają kryteria ustawowe [19], mogą być wykorzystane w rolnictwie.

Jednak coraz częściej stawia się pytania o potrzebę wprowadzania surowych osadów do gleby, mając na uwadze przede wszystkim niebezpieczeństwo związane z zawartymi w nich czynnikami chorobotwórczymi oraz substancjami toksycznymi, z których większość jest akumulowana w glebie. Chociaż z drugiej strony uważa się [21], że osady nie stanowią większego zagrożenia niż grupy nawozów czy substancje wprowadzane do gleby. Biorąc pod uwagę większość, bo aż 38% z nawozów gospodarskich, 25% z opadu atmosferycznego, 14% z nawozów mineralnych, 6% z fungicydów, 4% z kompostów i 1% z popiołu drzewnego ilość metali ciężkich wprowadzanych do gleb w Szwajcarii, a tylko 12% pochodzi z osadów, a tylko 12% pochodzi z osadów. Natomiast biorąc pod uwagę np. PCB, to rocznie do gleb użytkowanych rolniczo przedostaje się 1000 kg tych związków z depozycji, 70 kg z nawozami gospodarskimi, 8 kg z osadami, a 3 kg z kompostami. Można więc mówić raczej o zwiększonym ryzyku przy stosowaniu osadów, ale nie o niebezpieczeństwie. Faktem są jednak działania Unii Europejskiej, zmierzające do ograniczenia, a w dalszym etapie do całkowitego zakazu stosowania osadów w rolnictwie i ich przeznaczenie na inne cele.

Nie zmienia to faktu możliwości ich wykorzystania w nawożeniu, ale po odpowiedniej przeróbce, w tym szczególnie przez kompostowanie. Proces ten zmienia właściwości osadów, likwidując na ogół zagrożenia chorobotwórcze, pozwalając jednocześnie na zachowanie, a częściej na zwiększenie wartości nawozowych produktu.

Mając powyższe na uwadze podjęto badania, których celem było między innymi określenie zmian właściwości kompostowanego osadu ściekowego z różnymi dodatkami biodegradowalnymi.

2. Materiał i metody badań

Badania przeprowadzono w latach 2005-2006 na terenie kompostowni otwartej należącej do MZK w Czarnkowie. Utworzono dwie pryzmy z różnymi komponentami, których masę, w przeliczeniu na suchą masę, jak i procentowy udział, przedstawiono w tab. 1. Pryzmy różniły się udziałem poszczególnych odpadów organicznych oraz ich procentowym udziałem. W pryzmie B nie zastosowano zrębków drzewnych, a udział korowiny w tej pryzmie był ponad dwukrotnie większy niż w pryzmie A.

Pryzmy układano według schematu warstwowego, w kolejności dodawania: słoma – osad ściekowy – słoma – skrawki – korowina. Ze względów objętościowych w pryzmie A słomę dodano trzykrotnie (w odstępach dwutygodniowych). Po ułożeniu całego materiału, pryzmy wymieszano aeratorem ciągnikowym. W okresie pierwszego miesiąca przerzucanie pryzm odbywało się w odstępach 5-7 dniowych. Spowodowane to było między innymi dużym uwilgotnieniem pryzm, w granicach 78 do 75%, wynikającym z uwilgotnienia osadu (85,6%). Skutkiem tego było zagniwanie środkowych i dolnych części pryzm, co wymuszało częste ich przerzucanie, ale jednocześnie następowało rozdrabnianie materiału pryzm, głównie słomy, oraz dokładniejsze mieszanie jej komponentów.

Dobór materiałów do kompostowania wynikał głównie z lokalnych możliwości kompostowni. Uwagę zwraca przede wszystkim brak w zestawie materiału ubożego w azot. Nawet słoma (mieszana) miała stosunek C : N rzędu 51,35 (tab. 2). Taki skład komponentów stwarzał trudności z ustaleniem optymalnego stosunku C : N pryzm, ale przyjęto zasadę nie zmniejszania udziału osadu ściekowego w pryzmie poniżej 40%. Jest to istotna kwestia w praktyce kompostowania osadów, głównie ze względów ekonomicznych. Kompostownie muszą dokonywać zakupów, szczególnie słomy i trocin, których nabycie stanowi coraz większy problem.

Z drugiej strony kompostowanie skazane są często na taki materiał, jaki im dostarcza kontrahent, co skutkuje dużym zanieczyszczeniem. W doświadczeniu, przykładem tego była mieszanka korowiny z trocinami, zanieczyszczona piaskiem.

Niezależnie od tego, uwilgotnienie, jak i mieszanie pryzm sprzyjało szybkiemu ich nagrzewaniu, czego wyrazem było intensywne wyparowywanie nadmiaru wody (rys. 1). Jednocześnie poprawiała się struktura kompostowanego materiału.



Rys. 1. Widok pryzmy po miesiącu kompostowania
Fig. 1. View of compost heap after one month of composting process

Po 110 dniach kompostowania pryzmy przeniesiono na miejsce ich dojrzewania, którego czas wynosił 250 dni. Po roku od założenia pryzm, kompost uznano za dojrzały.

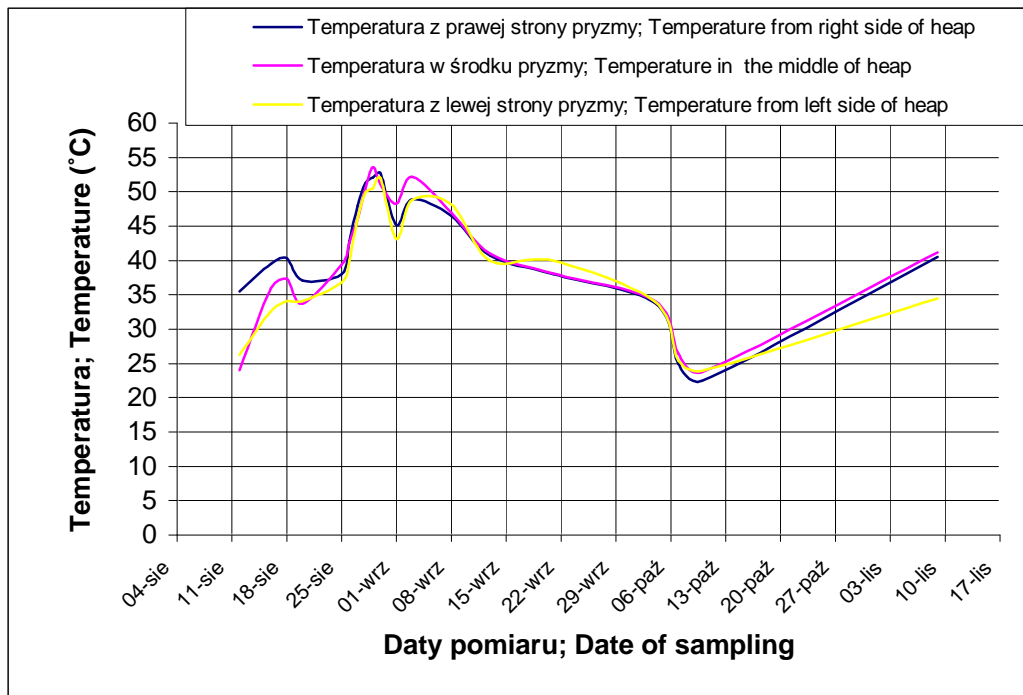
W trakcie kompostowania w pryzmach systematycznie mierzono temperaturę, w trzech miejscach: lewa strona, środek, prawa strona (rys. 2 i 3).

Tab. 1. Masa i udział komponentów w pryzmach mieszanek kompostowych
Table 1. Weight and proportions of constituents in heaps of compost mixtures

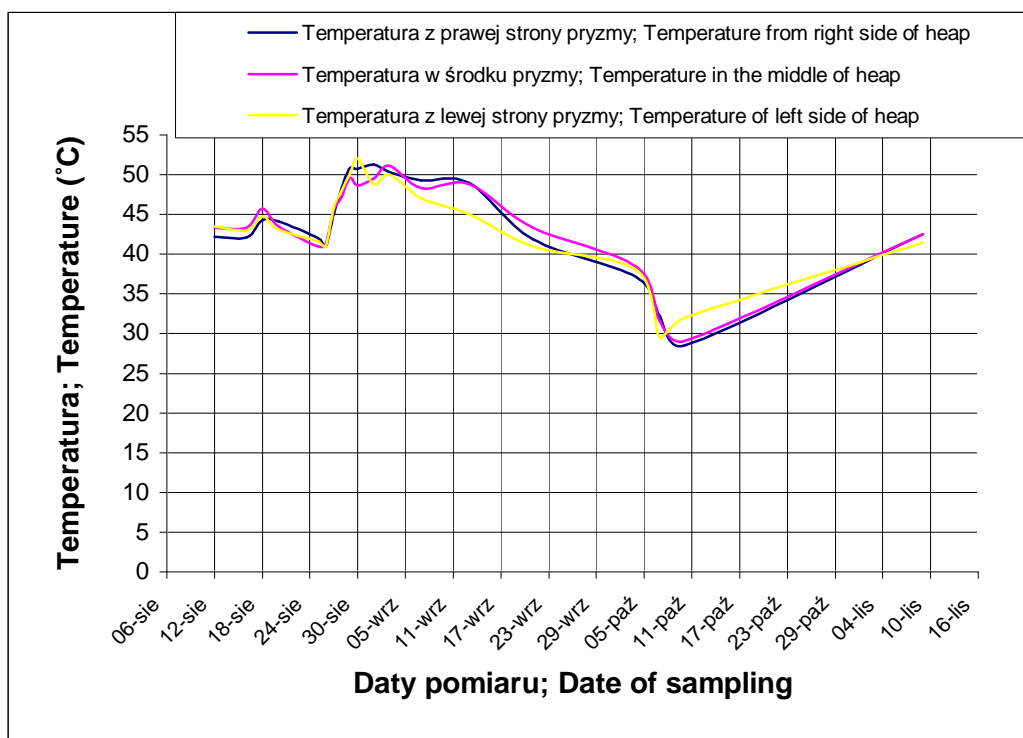
Komponent Component	Pryzma A; Heap A		Pryzma B; Heap B	
	Sucha masa – kg Dry matter - kg	Udział - % Share - %	Sucha masa - kg Dry matter - kg	Udział - % Share - %
Osad ściekowy Sewage sludge	2315	51,6	2315	44,6
Słoma; Straw	965	21,5	405	7,8
Korowina/trociny Bark/saw dust	870	19,4	2475	47,6
Zrębki drewna; Wooden chips	333	7,5	-	-
Suma - Sum	4483	100	5195	100

Tab. 2. Wybrane właściwości osadów ściekowych i odpadów organicznych
Table 2. Selected properties of sewage sludge and organic wastes

Komponent Component	C _{Org} Organic C	N _{Og} Total N	C : N	P	K	Ca	Na
	g · kg ⁻¹ s.m.; DM						
Osad; Sludge	435,7	55,44	7,86	2,82	6,80	14,5	3,37
Słoma; Straw	428,3	8,34	51,35	0,60	26,20	1,38	4,69
Zrębki drewna; Wooden chips	445,8	18,20	24,49	1,07	0,57	17,59	0,76
Korowina/trociny Bark/saw dust	270,4	7,18	37,66	0,64	1,72	5,38	0,32



Rys. 2. Przebieg zmian temperatury w kompoście A
Fig. 2. Temperature changes in compost A



Rys. 3. Przebieg zmian temperatury w kompoście B
Fig. 3. Temperature changes in compost B

W trakcie kompostowania pobrano próbki do analiz chemicznych w dniu założenia doświadczenia, oraz po 14, 32, 56, 89 i 360 dniach od założenia kompostów, które wykonano następującymi metodami:

- sucha masa – metodą suszarkową w temp. 105°C,
- odczyn- $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ – konduktometrycznie,
- materia organiczna – przez spopielenie w temp. 550°C,
- węgiel organiczny – metodą utleniająco-miareczkową (oksydometryczną) z dichromianem (VI) potasu w środowisku kwaśnym,

- azot ogólny- metodą Kjeldahla.

3. Analiza wyników i dyskusja

Przebieg zmian temperatury (rys. 2 i 3) w kompoście A i B jest podobny w całym okresie kompostowania. Uwagę zwraca również zbieżność temperatur w obrębie każdej pryzmy, niezależnie od miejsce pomiaru. W pryzmie A, w okresie objętym pomiarami, najwyższą temperaturę - 53,6°C odnotowano 29 sierpnia (ryc. 2), a w pryzmie B -

51,1°C 3 września (rys. 3). Pozytywnym zjawiskiem był stopniowy wzrost temperatury, który w przedziale od 40 do 53,6°C, utrzymywał się przez dłuższy okres kompostowania, ale z wyraźnie dłuższym przedziałem czasowym w pryzmie B. W późniejszym okresie poziom temperatury w zasadzie był podobny w obu pryzmach. Pozytywnym zjawiskiem było utrzymanie temperatur w pryzmach w granicach 41,1-42,5°C aż do 9 listopada, czyli do dnia zakończenia kompostowania na placu.

Formowanie pryzm trwało około miesiąca. Spowodowane to było nie tylko z rozdrobnieniem masy czy dużym ich uwilgotnieniem, ale i koniecznością korygowania relacji między węglem i azotem do takiego poziomu, żeby nie zmniejszyć udziału osadów poniżej 40%. Jak wynika z danych zawartych w tab. 3, w momencie rozpoczęcia systematycznych analiz wartość stosunku C : N w kompoście A wynosiła 12,62, a w kompoście B 18,45. Według Blumberga i in. [4] stosunek ten winien wynosić od 25:1 do 30:1. Z badań symulacyjnych Dacha i Czeakały (dane niepublikowane) wynika, że uzyskanie optymalnego C : N w warunkach kompostowania osadu ściekowego jest bardzo trudne, zakładając, że w praktyce jego udział w masie kompostowej wynosi najczęściej 60-70%. Powodem takiego stanu jest zawartość azotu w osadach, w granicach 4-6 g · kg⁻¹s.m., a często i więcej. Autorzy stwierdzili, że chcąc uzyskać stosunek C : N w granicach od 25:1 do 30:1, udział osadu zasobnego w azot w kompostowanej mieszance musiałby się zawierać poniżej 30%, a tego nie zaakceptuje żadna kompostowania. Wyniki badań (tab. 3) potwierdzają występowanie ważnego problemu w praktyce kompostowania, o jakim najczęściej w ogóle się nie wspomina. Przyczyną tego mogą być między innymi aspekty ekologiczne, wynikające prawdopodobnie z dużej emisji m.in. amoniaku.

Biorąc pod uwagę ilości węgla organicznego w kompostach pierwszego dnia analiz, jego straty w dojrzałym kompoście A wynosiły 21% i w B 26,3%, co wydaje się być wielkością naturalną. Większość strat węgla przypadała na okres samego dojrzewania kompostów. Oznacza to, że w obu pryzmach, nadal zachodziły procesy rozkładu substancji organicznej, ale z większym natężeniem w pryzmie B. Potwierdzeniem takiego stanu są wartości temperatur w dniu zakończenia kompostowania (rys. 2 i 3).

Zdecydowanie większą stabilnością charakteryzowała się zawartość azotu ogólnego kompostów (tab. 3), która praktycznie nie zmieniała się w całym okresie kompostowania, a w kompostach dojrzałych nastąpił nawet wzrost jego. Ten fakt miał podstawowe znaczenie w dużym zawężeniu się stosunku C : N w obu kompostach dojrzałych, do wartości odpowiednio 8,67 i 8,26.

Cytowani wyżej badacze stwierdzili zawężanie się sto-

sunku C : N w kompostach dojrzałych w porównaniu z dniem rozpoczęcia procesu, ale wielkość tych zmian zależała głównie od rodzaju kompostowanych materiałów. Wręcz anormalne zjawiska wykazali w tym względzie właśnie dla osadów ściekowych. Dynamika wartości C : N może zależeć m.in. od ilości tlenu w kompostowanej masie, co wpływa na tempo rozkładu materii organicznej [3]. W warunkach większego dopływu tlenu rozkład następował szybciej i intensywniej w początkowym okresie czasu, a po 8-10 dniach uległ spowolnieniu. Z kolei przy mniejszym dostępie tlenu tempo rozkładu było wolniejsze, i według autorów, dopiero po 2 tygodniach gwałtownie wzrastało.

Jak wspomniano wcześniej, pryzmy podczas ich formowania, oraz w okresie pierwszego miesiąca były stosunkowo intensywnie przerzucane, rozdrabniane i napowietrzane. Dlatego procesy intensywniejszego rozkładu mogły mieć miejsce właśnie w tym okresie, który nie był jeszcze uwzględniany w analizach chemicznych. Stąd prawdopodobnie większa stabilność zmian zawartości węgla i azotu w dalszych okresach kompostowania.

W warunkach kompostowania obserwuje się często zmiany odczynu, wynikające między innymi z intensywności rozkładu, jak i ilości powstających kwasów. W większości opracowań zmiany te dotyczą kompostów sporządzonych na bazie odpadów komunalnych bez udziału osadów. Są jednak małe i na ogół, po krótkotrwałym lekkim obniżeniu odczynu intensywnie zmieniał się w kierunku alkalizacji. Wynika to przede wszystkim z uwalniania amoniaku, alkalizującego środowisko. Jednak podczas kompostowania osadów występują prawdopodobnie zarówno kwasy mineralne, jak i organiczne, których obecność może okresowo wywoływać wahania odczynu kompostów. Obniżanie się pH wraz z wiekiem kompostów (tab. 3) mogło być spowodowane między innymi stratami wapnia z odciekami, jak i zwiększoną zawartością azotu azotanowego (V), którego ilości wzrastają na ogół z dojrzałością kompostów [10].

W przeprowadzonym doświadczeniu nie wykonywano jednak analizy azotanów, co nie pozwala na udokumentowanie powyższej tezy. Zwraca się również uwagę na możliwość dużego obniżania wartości odczynu pH w kompostach [13] podczas procesów beztlenowych, zachodzących przy udziale osadów, ale głównie w początkowym okresie procesu. Mając na uwadze dużą częstotliwość mieszania pryzm w pierwszym miesiącu doświadczenia, jest mało prawdopodobne występowanie takich warunków w dłuższym przedziale czasowym. Jest jednak możliwe, że w warunkach kompostowania osadów występują i inne czynniki sprzyjające obniżaniu pH kompostów [1]. Dotyczyć to może między innymi obecności odpadów drewna, które są źró-

Tab. 3. Wybrane właściwości kompostów
Table 3. Selected properties of composts

Dni kompostowania Days of composting	Kompost – Compost							
	A			B			A	B
	C	N	C:N	C	N	C:N	pH	
	g · kg ⁻¹ s.m. -D.M							
1	255,0	20,10	12,62	248,0	13,44	18,45	6,98	7,13
14	297,4	20,44	14,54	295,8	12,88	22,96	7,00	6,94
32	239,8	20,44	11,73	227,5	14,28	15,93	6,38	6,33
56	259,0	20,10	12,88	240,2	14,28	16,82	6,35	6,56
89	245,6	20,55	11,95	243,3	14,28	17,04	6,00	6,25
360	201,6	23,24	8,67	182,7	22,12	8,26	6,48	6,57

Tab. 4. Zmiany zawartości węgla w rozpuszczalnych frakcjach substancji humusowych kompostów
 Table 4. Changes in the content of soluble carbon fractions of composts-based humic substances

Dni kompostowania Days of composting	Kompost – Compost									
	A				B				A	B
	g C · kg ⁻¹ s.m. – D.M.			C _{KH/KF}	g C · kg ⁻¹ s.m. – D.M.			C _{KH/KF}	Udział SH w C _{org} Share HS in Organic C %	
1	32,25	12,45	19,80	0,61	23,70	9,00	14,70	0,62	12,64	9,55
14	37,20	15,22	21,98	0,62	26,70	10,20	16,50	0,69	12,50	9,02
32	32,25	15,37	16,88	0,90	33,00	15,68	17,32	0,91	13,45	14,50
56	29,70	12,15	17,55	0,66	23,40	9,30	14,10	0,69	11,47	9,74
89	32,40	14,48	17,92	0,75	24,30	10,42	13,88	0,81	13,19	9,99
360	28,20	13,28	14,92	0,69	18,75	7,63	11,12	0,89	13,99	10,26

x- SH- substancje humusowe; HS- humic substances; xx- kwasy huminowe; xx- humic acids; xxx- kwasy fulwowe; xxx- fulvic acids

dłem kwaśnych produktów podczas rozkładu. Poza tym, jak wynika z badań Krzywego i in. [16] dodatek trocin do osadów ściekowych powodował obniżenie ilości zawartości azotu amonowego, który może ulec przekształceniu w inne formy, a tym samym nie oddziałuje bezpośrednio na odczyn kompostu.

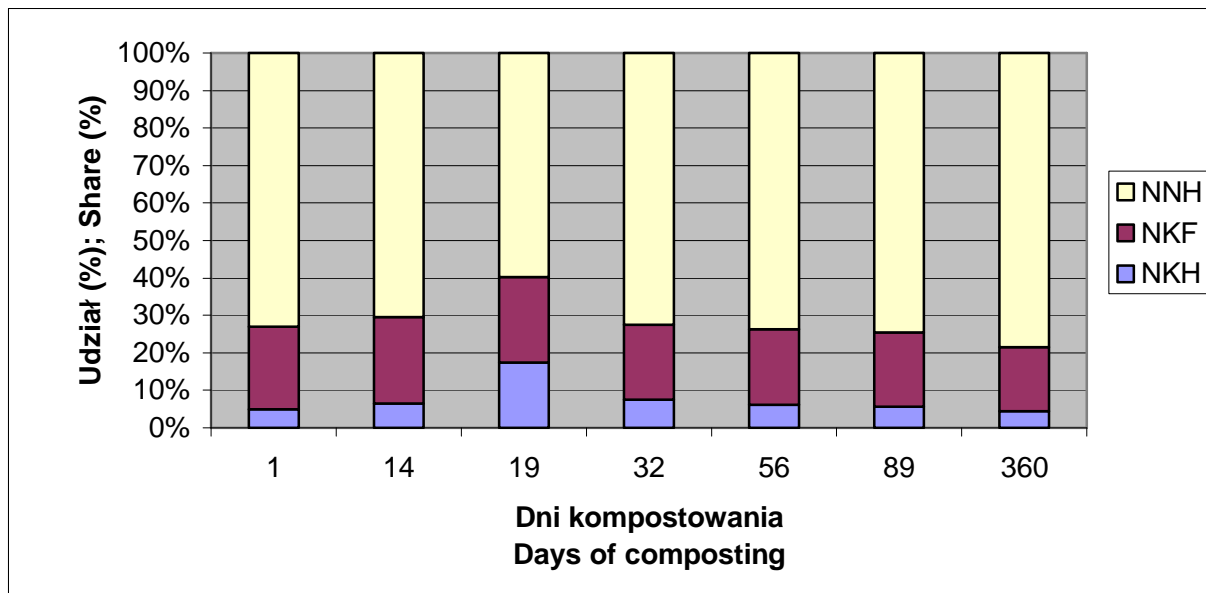
Z rolniczego punktu widzenia ważnym zagadnieniem kompostowania, a z udziałem osadów szczególnie, jest nie tylko ogólna zawartość węgla, ale także substancji humusowych. Związki organiczne zawarte w osadach podlegają stosunkowo wolno rozkładowi [2, 6]. Zdaniem Mazura [18] z osadów ściekowych powstaje mniej próchnicy niż z obornika, co potwierdzili także Czekala i in. [9] w sześciolletnich doświadczeniach polowych. Dodatki bioorganiczne do osadów miały wpływ na ilość rozpuszczalnej substancji humusowej (SH), jak i jej udział w węglu organicznym (tab. 4). W warunkach większego udziału korowiny z trocinami (47,6%) w kompostowanej mieszaninie mniejsze ilości substancji humusowej podlegały ekstrakcji, a i ich udział w węglu organicznym był także mniejszy (9,02 do 14,50%) w porównaniu z kompostem z 21,5% udziałem słomy. Udział ten wynosił od 12,64% w dniu rozpoczęcia doświadczenia do 13,99% w kompoście dojrzałym (tab. 4). Wyniki badań wskazują na stosunkowo małą dynamikę zmian ilościowych związków próchnicznych, co potwierdzałoby opinię o małej rozpuszczalności substancji organicznej osadów. Niemniej zachodzące zmiany spowodowały zróżnicowanie relacje między kwasami huminowymi a kwasami fulwowymi, ale zdecydowanie korzystniej w kompoście A. Stosunki między KH : KF w pierwszym dniu badań wynosiły odpowiednio w kompostach A i B 0,68 i 0,61, a więc były podobne w zasadzie do drugiego miesiąca kompostowania. Różnice zaczęły ujawniać się w końcowym etapie procesu, o czym świadczą wartości tego stosunku w 110 dniu kompostowania, wynoszące w kompoście A 0,81 i w kompoście B 0,75. Proces dojrzewania wyraźnie zróżnicował te parametry, na korzyść związków próchnicznych w kompoście A, wyrazem czego była wartość omawianego parametru wynosząca 0,89, wobec 0,69 w kompoście B. Oznacza to, że korzystniej jest kompostować osad z udziałem słomy i mniejszym udziałem odpadu korowinowo-trocinowego. Do tego uwzględnić należy również dodatek skrawek, które niewątpliwie miały korzystny wpływ na strukturę przymy, przyczyniając się do większego jej natleniania.

Osady z natury zasobne są w azot, którego zawartości są silnie zróżnicowane. Według Czekala [6] osady z oczyszczalni wielkopolskich zawierały od 11,5 do 58,5 g · kg⁻¹ s.m.

N (średnio 32,0 g · kg⁻¹ s.m. N), a według Maćkowiaka [17] od 1,20 do 83,5 g · kg⁻¹ s.m., średnio 35,3 g · kg⁻¹ s.m. N. Z nawozowego punktu widzenia, korzystne są takie przemiany azotu w procesie kompostowania osadu, które zwiększą udział jego połączeń trudniej rozkładalnych, co zapobiegnie szybkiej ich mineralizacji. Dlatego rozpatrywano rozmieszczenie azotu w rozpuszczalnych związkach próchnicznych, w tym z kwasach huminowych i fulwowych oraz tę jego część, która nie podlegała rozpuszczeniu.

Wspólną cechą obu kompostów było wyraźne zwiększenie udziału azotu w rozpuszczalnej substancji humusowej w pierwszych trzech tygodniach kompostowania. W kompoście A wzrost ten wynosił około 47,8% (rys. 4), a w kompoście B - 44,5% (rys. 5) w porównaniu z pierwszym dniem doświadczenia. W dalszym okresie nastąpił spadek N rozpuszczalnego, który w dniu zakończenia kompostowania wynosił 6,3% w kompoście A i 19% w kompoście w stosunku do 1 dnia badań. Proces ten nie uległ zahamowaniu w fazie dojrzewania. W kompoście dojrzałym przymy A azot rozpuszczalny stanowił 21,5% N ogólnego, a w kompoście B – tylko 14,4%, co oznacza, że część azotu w fazie dojrzewania ulegała transformacji w połączenia nierozpuszczalne (rys. 5). Proces ten należy uznać za korzystny, zwłaszcza w kompoście B, w którym nastąpił również wzrost zawartości azotu ogólnego (tab. 3). Ważnym zagadnieniem jest jednak rozkład azotu między frakcje kwasów huminowych i kwasów fulwowych. Z danych wynika, że zdecydowana część azotu związana była w strukturach kwasów fulwowych, przy zmiennych relacjach w całym procesie kompostowania. Przed kompostowaniem udział azotu rozpuszczalnego w kwasach fulwowych wynosił 81%, a zmniejszył się w trzecim tygodniu procesu do 56,7% w kompoście A (rys. 4) i do 52,9% w kompoście B (rys. 5). Jednak procesy zachodzące w przymach powodowały w dłuższym przedziale czasowym ponowny wzrost udziału azotu w cząsteczkach kwasów fulwowych, przy wyraźnym zmniejszeniu stopnia rozpuszczalności związków azotu w ogóle.

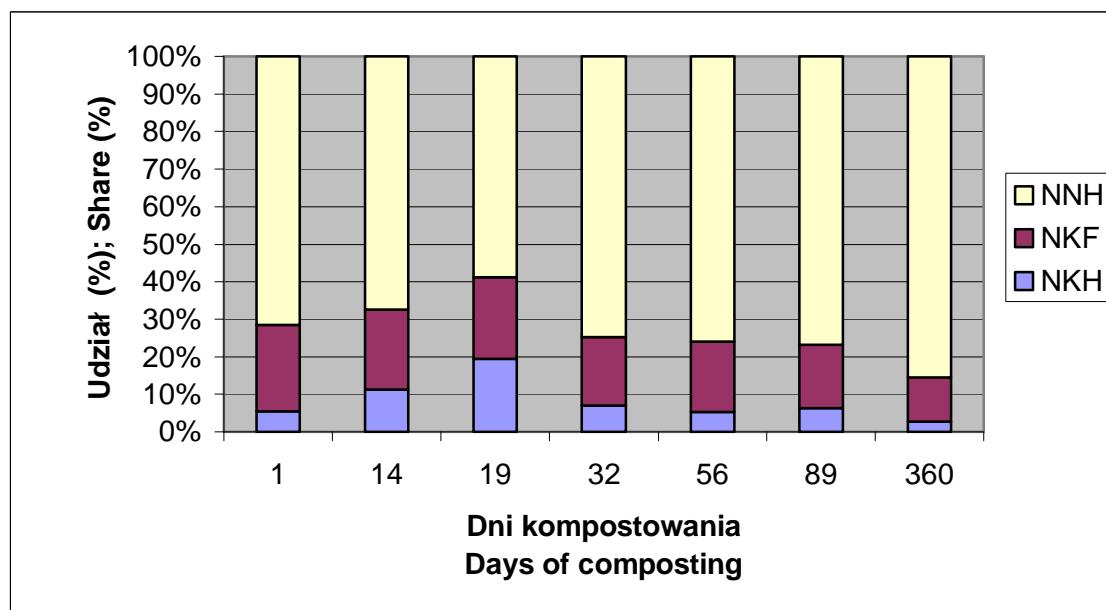
Wielkości rozkładu N między frakcje SH wskazują na to, że tworzące się przy udziale osadów związki próchniczne nie były jeszcze cząsteczkami dojrzałymi, a bardziej związkami młodymi, niskocząsteczkowymi. Niemniej kierunek zmian świadczy o włączaniu azotu zawartego, głównie w osadzie w związki trudno rozpuszczalne, czemu sprzyjały w większym stopniu odpady korowo-trocinowe, niż słoma. Kwestią dalszych badań pozostaje wyjaśnienie rodzaju połączeń azotu w kompostach powstałych na bazie osadów ściekowych i frakcji, w jakie ulega transformacji.



NNH – azot niehydrolizujący – Nonhydrolyzable nitrogen
 NKF – azot kwasów fulwowych – Nitrogen of fulvic acids
 NKH – azot kwasów huminowych – Nitrogen of humic acids

Rys. 4. Udział N frakcji w N ogólnym w kompoście A (%)

Fig. 4. Share of N fraction in total N of compost A



NNH – azot niehydrolizujący – Nonhydrolyzable nitrogen
 NKF – azot kwasów fulwowych; – Nitrogen of fulvic acids
 NKH – azot kwasów huminowych – Nitrogen of humic acids

Rys. 5. Udział N frakcji w N ogólnym w kompoście B (%)

Fig. 5. Share of N fraction in total N of compost B (%)

4. Wnioski

Przeprowadzone badania upoważniają do wyprowadzenia następujących wniosków:

1. Kompost wytworzony z osadu ściekowego z większym udziałem słomy był zasobniejszy w związki próchniczne i azot, w porównaniu z kompostem z udziałem mieszanki korowino-trociniowej.

2. Dodatek większych ilości słomy do osadów ściekowych sprzyjał transformacji związków próchnicznych w kwasy huminowe, których udział był większy w porównaniu z kompostem o dużym dodatku odpadu borowinowo-trociniowego.

3. Kompostowanie osadów, bez względu na rodzaj i ilość dodanych bioodpadów powodował przekształcanie azotu w formy trudno rozpuszczalne, w większym jednak stopniu w warunkach mniejszego dodatku słomy.

5. Literatura

- [1] Amlinger F., Boxberger J.: Klimarelevante Gasemissionen, flüssige Emissionen, Massenbilanz, Hygienisierungsleistung. Kompost-Entwicklung & Beratung, Wien 2003, 1-148.
- [2] Baran S., Flis-Bujak M., Turski R., Żukowska G.: Przemiany substancji organicznej w glebie lekkiej użyźnianej osadem ściekowym. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln., 409: 59-64, 1993.
- [3] Binner E.: Kompostierung von biogenen Abfällen. Vorlesung, ABF-BOKU, Wien, LV-Nr 520.338.
- [4] Blumberg M., Bach G., Baldin K.: Berichte zu der Veranstaltung Energieseminar an der TU-Berlin Rottetrommel. Agenda 21 und Abfalentsorgung., Berlin 2004.
- [5] www.tu-berlin.de/fb6/energieseminar/veroeffentlichung/rottetrommel_ESO4_Bericht: ss. 128., 2004.
- [6] Czekala J.: Osady ściekowe źródłem materii organicznej i składników pokarmowych. Fol. Univ. Agric. Stein. 200 Agricultura (77): 33-38, 1999.
- [7] Czekala J., Jakubus M.: Metale ciężkie oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne integralnymi składnikami osadów ściekowych. Fol. Univ. Agric. Stein. 200 Agricultura (77): 39-44, 1999.
- [8] Czekala J.: Wybrane właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni regionu Wielkopolski. Cz. I. Odczyn, sucha masa, materia i węgiel organiczny oraz makroskładniki. Acta Agrophysica, 70, I: 75-82, 2002.
- [9] Czekala J., Mocek A., Owczarzak W.: Effect of long term sewage sludge application on soil chemical indices. Ecological Chemistry and Engineering (in Press), 2008.
- [10] Drozd J., Licznar M.: Przemiany form azotu w procesie kompostowania odpadów komunalnych w odmiennych warunkach uwilgotnienia i przy różnym dodatku mocznika. [W:] Komposty z odpadów komunalnych. (red. Drozd J.), PTSH, Wrocław 2004, 141-150.
- [11] EPA: Process design manual. Land application of sewage sludge and domestic septage, www.epa.gov/ord/WebPubs/landapp.pdf (08.2006).
- [12] Harrison E.Z., Oakes S.R., Hysell M., Hay A.: Organic chemicals in sewage sludges. Science of the Total Environment, 2006, 367: 481-497.
- [13] Jimenez E.I., Garcia V.P.: Evaluation of city refuse compost maturity - a review. Biological Wastes, 27:115-142, 1989.
- [14] Kalembsa S. [W]: Rolnicze wykorzystanie osadów ściekowych. W: Substancje humusowe w glebach i nawozach. PTSH, Wrocław, 63 -74., 2003.
- [15] Krzywy E., Wołoszyk Cz., Charakterystyka chemiczna i możliwość wykorzystania do produkcji kompostów osadów ściekowych z miejskich oczyszczalni, Zesz. Nauk. AR Szczecin, 172(62): 265-271, 1996.
- [16] Krzywy E., Wołoszyk Cz., Iżewska A.: Przemiany zawartości azotu amonowego i azotanowego zachodzące w kompostach z komunalnych osadów ściekowych podczas procesu ich rozkładu. Folia Univ. Agric. Stein. 211 Agricultura (84): 211-216, 2000.
- [17] Maćkowiak Cz.: Skład chemiczny osadów ściekowych i odpadów przemysłu spożywczego o znaczeniu nawozowym, Nawozy i Nawożenie, 4 (5): 131-143, 2000.
- [18] Mazur T.: Rozważania o wartości nawozowej osadów ściekowych. Zesz. Prob.. Post. Nauk Roln., 437: 13-22, 1996.
- [19] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych. Dz.U., 02.134.1140 z dnia 27 sierpnia 2002 r.
- [20] Sadecka Z., Myszograj S.: Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych- rzeczywistość i perspektywa, [W]: Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych, (red. Sadecka Z., Myszograj S.), Oficyna Wyd. Uniwersytetu Zielonogórskiego, 1:5-12 2007.
- [21] Stadelmann F.X., Klarschlamm: Dünger oder Abfall?, EAWAG news 2001, 53, 9-11.