

INFLUENCE OF C:N LEVEL ON AMMONIA EMISSION FROM COMPOSTED SEWAGE SLUDGE

Summary

In practical implementation of sewage sludge composting process a very important technology factor is a share of materials with high C content (sawdust, straw, bark, etc.). The influence of these additives does not consist only on gaining of suitable, porous heap structure but also has a direct interspersion on the C:N level in composting heaps. Many authors show that the best C:N proportion in composting process amounts between 20-30, whereas the lower one (below 15) can lead to excessive ammonia losses as a result of ammonia emission. Meanwhile the national economic conditions, in particular high price of straw and wood wastes, causes that on composting plants there are some trials of reducing the participation of carbonic additives in order to avoid excessive costs. In consequence it can lead to a very strong increase of ammonia emission. The paper presents the research on composting process run and ammonia emission from sewage sludge composted in mixtures with straw and sawdust in a share of 75, 60, 45 and 30% of dry mass. It has been stated that along with a decrease of sewage sludge participation the C:N relation extends and N losses decrease as a result of ammonia emission.

WPŁYW POZIOMU C:N NA WIELKOŚĆ EMISJI AMONIAKU Z KOMPOSTOWANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH */

Streszczenie

W praktycznej realizacji kompostowania osadów ściekowych bardzo ważnym elementem technologii jest udział materiałów o dużej zawartości węgla (trocin, słomy, kory itp.). Wpływ dodatku tych materiałów nie polega tylko na uzyskaniu odpowiedniej, porowatej struktury pryzmy, ale ma bezpośrednie przełożenie na poziom ilościowego stosunku węgla organicznego (C) do azotu (N) w kompostowanych pryzmach. Wielu autorów wskazuje, że najlepszy stosunek C:N w procesie kompostowania wynosi między 20 a 30, natomiast niższy (poniżej 15) może prowadzić do nadmiernych strat azotu w wyniku emisji amoniaku. Tymczasem warunki ekonomiczne w kraju, a w szczególności wysoka cena słomy i odpadów drzewnych powoduje, że na kompostowniach próbuje się ograniczyć udział dodatków węglowych aby uniknąć nadmiernych kosztów. W konsekwencji prowadzić to może do bardzo silnego wzrostu emisji amoniaku. W pracy przedstawiono badania przebiegu kompostowania oraz emisji amoniaku z osadu ściekowego kompostowanego w mieszankach ze słomą i trocinami w udziale 75, 60, 45 i 30% suchej masy. Wykazano, że wraz ze spadkiem udziału osadu ściekowego rozszerza się stosunek węgla do azotu i malały straty N w wyniku emisji amoniaku.

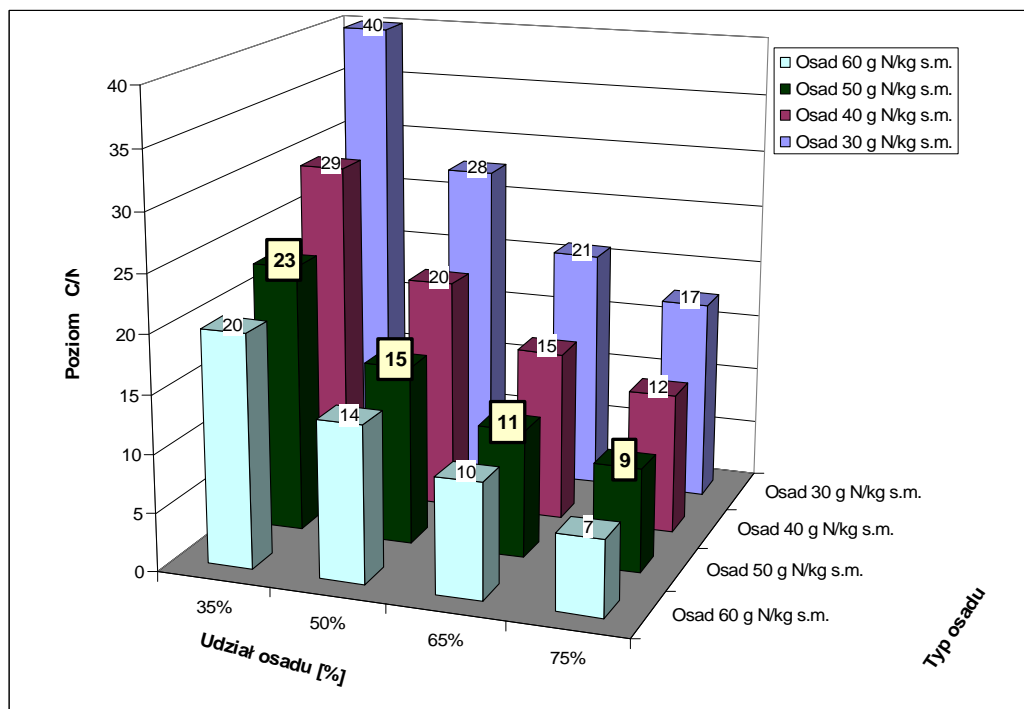
1. Wstęp

Osady ściekowe są wartościowym materiałem nawozowym ze względu na dużą zawartość azotu i innych składników [1]. Wysoka zawartość azotu jest korzystna z punktu widzenia rolniczego wykorzystania osadów ściekowych, może jednak sprawić dużo problemów przy ograniczeniu emisji amoniaku [2]. Ponadto sama struktura osadów ściekowych, a raczej jej brak, sprzyja wystąpieniu warunków beztlenowych i emisji metanu, siarkowodoru oraz odorów. Stąd należy z uwagą podchodzić do zapewnienia właściwych warunków przebiegu procesu kompostowania pod kątem uzyskania jak najmniejszych emisji amoniaku i innych gazów. Jest to problem o tyle ważki, iż obecnie występujące normy w dokładny sposób obejmują przede wszystkim dopuszczalne stężenia w określonym czasie emitowanego amoniaku. Tymczasem jeśli Komisja Europejska opracuje dyrektywę antyodorową, nad którą aktualnie pracują jej eksperci, to ze względu na emisje gazowe (amoniaku, siarkowodoru i odorów) kompostowanie osadów ściekowych bez specjalistycznych hermetycznych instalacji może być utrudnione lub wręcz niemożliwe w kompostowniach zlokalizowanych w pobliżu skupisk ludności.

Ilościowy stosunek węgla organicznego (C) do azotu (N) w kompostowanej pryzmie jest jednym z najważniejszych czynników wpływających na emisję amoniaku, a pośrednio i

innych gazów. Zbyt niska wartość stosunku C:N powoduje bowiem bardzo silną emisję amoniaku, gdyż nadmiar azotu amonowego nie może być zagospodarowany (skonsumowany) przez mikroorganizmy [3]. Optymalny początkowy stosunek C:N w kompostowanym materiale powinien wynosić między 20 a 30 [4]. Taki stosunek spotyka się np. w dobrej jakości oborniku od bydła z dużą ilością słomy w ściółce. W przypadku kompostowania osadów ściekowych uzyskanie odpowiedniego C:N jest problematyczne. Wynika to z faktu, iż przeciętny osad ściekowy zawiera aż 4-5 % azotu (w suchej masie) co wpływa na bardzo wąski stosunek C:N wynoszący poniżej 10. Przykładowo osady ściekowe mające 50 g N/kg s.m. mają C:N na poziomie 6,5. Aby na bazie takiego osadu uzyskać odpowiedni poziom C:N, należy dodać znaczące ilości materiałów o dużej zawartości węgla i o małej azotu, jak trociny, słoma, wióry itp. Zestawienie przedstawione na rys. 3 wyraźnie wskazuje, że dla typowego osadu o zawartości azotu całkowitego 50 g/kg s.m., bardzo trudno uzyskać jest poziom C:N przekraczający 20 (rys. 1). Występuje to dopiero w sytuacji, gdy masa dodatku słomy i trocin jest wyższa (60%) niż masa osadu (40%) dodawanego do mieszanki. Oczywiście ze względów ekonomicznych nie ma możliwości, aby jakkolwiek kompostownia osadów ściekowych mogła funkcjonować racjonalnie w sytuacji, gdyby masa osadu (liczona w suchej masie) byłaby mniejsza niż masa dodatków węglowych (słomy czy trocin), ze względu na ich wysoką cenę rynkową.

*/ Badania wykonano w ramach grantu badawczego MNiSW "Emisja amoniaku i gazów cieplarnianych w czasie kompostowania i nawożenia osadami ściekowymi" N N310 2250 33.



Rys. 1 Porównanie poziomów C:N w zależności od zawartości N_{tot} w osadzie i udziału osadu w kompostowanej mieszance
 Fig. 1. Comparison of C:N levels in relation of N_{tot} content in sewage sludge and its content in composted mixture

Trzeba jednak pamiętać, iż kompostowanie materiału z niskim wyjściowym C:N jest w zasadzie gwarancją wystąpienia silnej emisji amoniaku [5]. Dodatkowo niedostatek materiałów strukturalnych zasobnych w węgiel jest wtedy przyczyną szybszego zapadania się przymy i tworzenia warunków beztlenowych prowadzących do emisji siarkowodoru, metanu i odorów. Wobec powszechnie obserwowanych na krajowych kompostowniach osadów ściekowych tendencji do ograniczania masy stosowanych materiałów organicznych o wysokiej zawartości węgla, nasuwa się więc pytanie, jaki jest akceptowalny poziom dodatku, przy którym emisja amoniaku w czasie kompostowania jest na akceptowalnym poziomie i prowadzi do strat azotu nie przekraczających 10-12% (poziomu spotykanego w prawidłowo prowadzonym procesie kompostowania obornika).

2. Cel badań

Celem badań było porównanie wielkości i przebiegu emisji amoniaku w czasie kompostowania osadów ściekowych mieszanych w różnych proporcjach ze słomą i trocinami, w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych, przy zastosowaniu specjalistycznej aparatury badawczej (izolowany bioreaktor 4-komorowy) oraz standardowej metodyki badawczej.

3. Metodyka badań

Badania emisji amoniaku z mieszanek osadu ściekowego prowadzono z wykorzystaniem 4-komorowego izotermicznego bioreaktora, zbudowanego w ramach grantu KBN „Emisje gazowe w różnych technologiach wykorzystania obornika” [6]. W wyniku przeprowadzonych wcześniej badań porównawczych stwierdzono, iż bioreaktor wiernie odwzorowuje procesy kompostowania prowadzone w warunkach rzeczywistych, a w szczególności kilkutygodniową

fazę termofilną, charakterystyczną dla badań prowadzonych w warunkach rzeczywistych [7].

Badania prowadzono na mieszance kompostowanego osadu ściekowego (w udziale 75, 60, 45 i 30% suchej masy w poszczególnych komorach K1, K2, K3 i K4) oraz 5% słomy i trocin. Po wymieszaniu i pobraniu próbek do analiz, mieszanki osadu ściekowego były umieszczone w izolowanych komorach bioreaktora, a następnie poddane procesowi kompostowania. Dokładna analiza parametrów początkowych poszczególnych mieszanek jest zaprezentowana w tab. 1.

Warto dodać, że osady ściekowe pobrano z typowej, niewielkiej oczyszczalni ścieków (Szamotoły), gdzie ścieki posiadają minimalną zawartość metali ciężkich ze względu na brak przemysłu i po przerobieniu metodą odzysku R3 (kompostowania) nadają się do wykorzystania rolniczego. Trzeba też dodać, że celem wyrównania poziomu wilgotności początkowej w kompostowanych mieszankach, do komory K3 i K4 dodano wody (odpowiednio 9 i 15 dm³). Było to konieczne, gdyż wskutek zmniejszonej zawartości osadu w K3 i K4 poziom wilgotności byłby nawet dwukrotnie mniejszy niż w K1, co znacznie utrudniłoby porównanie wyników badań i ich odniesienie do warunków realnych (początkowa wilgotność na poziomie 60% jest bardzo rzadko spotykana na kompostowniach, z reguły oscyluje ona w przedziale 70-80%). Analizy fizyczne i chemiczne prowadzone były według standardowych procedur analitycznych, realizowanych wcześniej w ramach projektów MNiSW (6 P06R 047 21 - "Emisje gazowe w różnych technologiach zagospodarowania obornika" oraz 2P06R 005 29 - "Optymalizacja parametrów i przemiany mikrobiologiczne w procesie kompostowania osadu ściekowego z różnymi bioodpadami w warunkach badań modelowych z wykorzystaniem cybernetycznego bioreaktora") oraz projektów realizowanych w ramach 6. Programu Ramowego UE (Light Manure i CleanCompost).

Tab. 1. Charakterystyka mieszanek użytych w doświadczeniu
Table 1. Characteristic of mixtures used for experiment

	K1	K2	K3	K4
Udział osadu (% s.m.)	75	60	45	30
Masa początkowa [kg]	38,26	41,20	44,19	46,41
Sucha masa [%]	21,0	24,8	24,9	28,9
pH	6,04	5,7	5,6	5,83
Azot ogólny [g kg ⁻¹ s.m.]	38,1	30,7	23,5	16,2
C:N	9,5	12,6	17,6	27,2
Gęstość początkowa [kg/m ³]	450	412	340	371

Osady ściekowe we wszystkich komorach napowietrzano powietrzem o przepływie 3,5 dm³ min⁻¹. Do badań emisji amoniaku używano dwóch typów przepływowych czujników chemii-elektrycznych MG-72 (skala 0-1000 ppm) firmy Alter S.A. Dane te odczytywano sukcesywnie przy zastosowaniu miernika Metex M3870D. Przebieg temperatury rejestrowano przy pomocy czujników temperatury podłączonych do 16-kanałowego rejestratora oraz odczytywano ręcznie w trakcie pomiarów gazowych. Przepływ powietrza przez komory bioreaktora był korygowany ręcznie z zastosowaniem rotametu (dokładność odczytu przepływu 0,05 dm³ min⁻¹), zaś stała kontrola odbywała się z zastosowaniem elektronicznych czujników przepływu (opracowanych w Laboratorium Automatyki IIR UP w Poznaniu wg autorskiej koncepcji dra Aleksandra Jędrusia) i podłączonych do rejestratora.

Badania przeprowadzono w drugiej połowie 2008 roku w Laboratorium Ekotechnologii w Instytucie Inżynierii Rolniczej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.

4. Wyniki badań

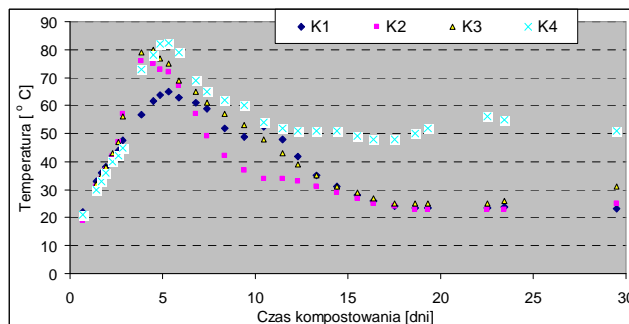
Podstawowym czynnikiem oceny prawidłowości przebiegu procesu kompostowania jest temperatura, przebieg której w przeprowadzonym eksperymencie zaprezentowano na rys. 2.

Z przebiegu zmian wynika (rys. 2), że poza mieszanką o największej zawartości osadu ściekowego (75% - K1) wszystkie pozostałe osiągnęły i przekroczyły znacząco poziom 70°C. Poziom ten jest bardzo ważny z punktu widzenia pasteryzacji kompostowanych odpadów. Trzeba bowiem podkreślić, że rozporządzenie PE 1774/2002 uznaje osiągnięcie temperatury 70°C na czas co najmniej 1 godziny za wystarczające dla zniszczenia drobnoustrojów chorobotwórczych i innych patogenów. Mieszanka o największej zawartości osadu (K1) nie osiągnęła takiej temperatury, co może świadczyć o tym, że kompost uzyskany z osadów ściekowych z niewielkim dodatkiem materiałów o dużej zawartości węgla (słoma, trociny) może nie być całkowicie odkażony, co stwarza niebezpieczeństwo z punktu widzenia sanitarnego. Z punktu widzenia emisji amoniaku trzeba podkreślić, że wysoka temperatura kompostowanego materiału powoduje bardzo intensywną utratę wody wskutek jej odparowywania, a z kolei zmniejszanie się wilgotności sprzyja przemianie rozpuszczonych jonów N-NH₄⁺ w ulatniający się, gazowy amoniak NH₃ [4].

Mieszanki K1, K2 i K3 po 2 tygodniach intensywnego kompostowania (stały przepływ powietrza 3,5 dm³ min⁻¹) zakończyły fazę termofilną schodząc poniżej poziomu 30°C. Tymczasem zupełnie inny przebieg temperatury uzyskano w komorze K4 z najmniejszym dodatkiem osadu (30%) i wysokim udziale trocin (65%). Okazało się bowiem, że na zakończenie eksperymentu w 30. dniu badań

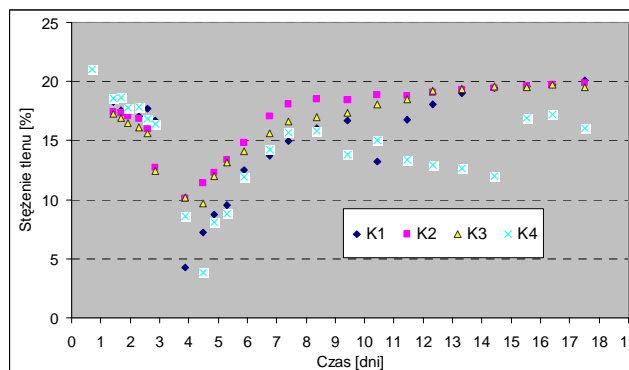
zaobserwowano w tej komorze wciąż bardzo intensywną fazę termofilną z temperaturą powyżej 50°C.

Mimo formalnego zakończenia eksperymentu po miesiącu pozostawiono komorę K4 wypełnioną kompostowaną mieszanką. Okazało się, że faza termofilna była dla tej mieszanki bardzo wydłużona, bowiem jeszcze w 53. dniu po rozpoczęciu doświadczenia temperatura w komorze K4 wynosiła 45,7°C.



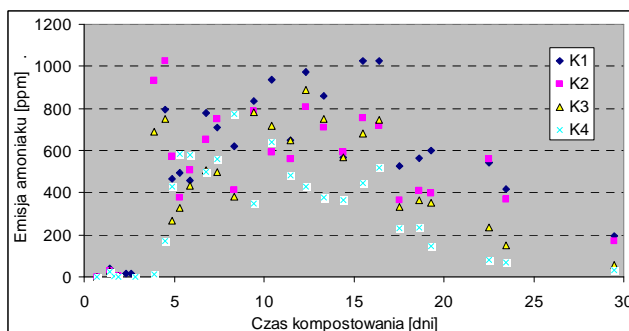
Rys. 2. Przebieg temperatury kompostowanych mieszanek osadów ściekowych

Fig. 2. Temperature changes in composted sewage sludge mixtures



Rys. 3. Zmiany zawartości tlenu w trakcie kompostowania mieszanek osadów ściekowych

Fig. 3. Changes of oxygen content in composted sewage sludge mixtures



Rys. 4. Poziom emitowanego amoniaku w czasie kompostowania mieszanek osadów ściekowych

Fig. 4. Emitted ammonia level during composting of sewage sludge mixture

Jednocześnie uzyskany w komorze K4 kompost cechował się najlepszymi parametrami organoleptycznymi (brunatna barwa, zapach ściółki leśnej bez jakiegokolwiek odoru czy zapachu amoniaku, dobre rozdrobnienie i rozłożenie słomy i trocin) spośród wszystkich uzyskanych w tym doświadczeniu kompostów.

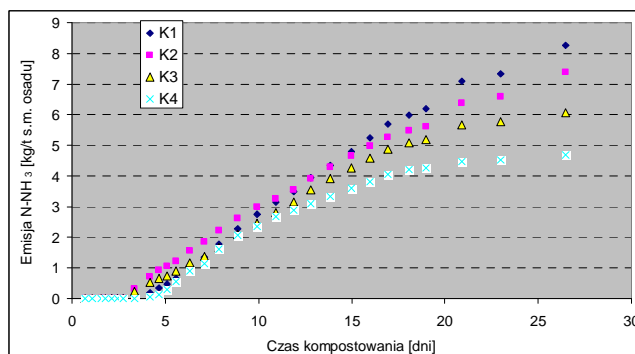
Innym parametrem decydującym o prawidłowym przebiegu kompostowania jest natlenienie mieszanki substratów organicznych. Stąd przez cały okres bada prowadzono pomiary zawartości tlenu w powietrzu opuszczającym komory. Ich zestawienie przedstawiono na rys. 3.

Optymalną zawartością tlenu w trakcie kompostowania jest poziom powyżej 10%, natomiast graniczną wartością warunków tlenowych i beztlenowych jest poziom 5% zawartości O_2 . W trakcie opisywanego doświadczenia stwierdzono, że jedynie w czasie najwyższej temperatury osiągananej w mieszankach K1 i K4 zanotowano poziom zawartości tlenu nieco poniżej granicy 5%. Przy czym o ile w mieszance K1 o największej zawartości osadu (75%) zmniejszenie się zawartości tlenu można tłumaczyć przede wszystkim silnym zapadaniem się materiału w komorze i koniecznością częstych regulacji przepływu (zwiększeniem intensywności pracy pompy powietrznej wskutek wzrostu oporów przepływu przez zapadający się materiał), to w komorze K4 spadek zawartości tlenu był związany z niezwykle intensywnym nagrzewaniem się materiału i osiągnięciem na okres ponad doby temperatury powyżej $80^\circ C$ (o $17^\circ C$ więcej niż w komorze K1). Trzeba tymczasem pamiętać, że wraz ze wzrostem temperatury znacznie podnosi się intensywność procesów biologicznych i generalnie przyjmuje się, że wydzielanie CO_2 (a jednocześnie zapotrzebowanie na tlen) zwiększa się dwukrotnie przy wzroście o każde $10^\circ C$ [4].

Na uwagę zasługują również zmiany pH i zawartości azotu amonowego w czasie pierwszego tygodnia kompostowania. We wszystkich mieszankach pH gwałtownie wzrosło znacząco do poziomu bliskiego 8, co sprzyja przesunięciu równowagi między rozpuszczonymi w wodnym środowisku kompostowanej mieszanki jonami amonowymi NH_4^+ w kierunku gazowego amoniaku NH_3 , a w konsekwencji ulatnianiu się amoniaku. Ponadto, co jest bardzo ważne w opisywanym eksperymencie – w ciągu pierwszych 4 dni kompostowania zanotowano skokowy wzrost zawartości azotu amonowego w mieszance z początkowej bardzo małej wartości na poziomie poniżej $0,15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ do nawet $4,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ (mieszanka K1). Było to przede wszystkim wynikiem procesów amonifikacji organicznych związków azotu [8]. Dodatkowo przesunięciu stanu równowagi z rozpuszczonego w wodzie NH_4^+ do gazowego NH_3 sprzyjał bardzo gwałtowny wzrost temperatury, a także pH. Połączone działanie powyższych czynników sprawiło, że emisja amoniaku w trakcie kompostowania części z badanych mieszanek była bardzo intensywna (rys. 4).

Wyniki badań poziomu stężenia amoniaku w powietrzu uchodzącym z komór wskazują, że zdecydowanie najniższe stężenia amoniaku odnotowano w komorze K4 wypełnionej mieszanką o najniższym udziale osadu (30%). Zastanawiającym jest fakt, że najwyższy zmierzony poziom emisji zanotowano 4. dnia doświadczenia w komorze K2 – a nie w K1, gdzie udział osadu był największy. Wyjaśnienie jednak związane jest z poziomem temperatury tych mieszanek: w tym dniu temperatura mieszanki K2 była o prawie $20^\circ C$ wyższa od mieszanki K1, która nagrzewała się znacznie słabiej ze względu na gorszą strukturę i szybkie zapadanie się materiału utrudniające odpowiedni dostęp tlenu. Tymczasem wyższa temperatura ma bardzo silny wpływ na wzrost emisji amoniaku [8, 9].

Najważniejszym wskaźnikiem porównawczym wielkości strat azotu w trakcie kompostowania badanych mieszanek była emisja skumulowana amoniaku, którą przedstawiono na rys. 5.



Rys. 5. Emisja skumulowana amoniaku w czasie kompostowania mieszanek osadów ściekowych

Fig. 5. Cumulated ammonia emission during composting of sewage sludge mixtures

Wykres emisji skumulowanej amoniaku jednoznacznie dowodzi, że im węższy był początkowy poziom węgla do azotu w kompostowanej mieszance, tym silniejsze są straty azotu wskutek ulatniania się NH_3 . Należy podkreślić, że w przypadku mieszanki o zawartości 75% osadu emisja amoniaku była aż o 76% wyższa w przeliczeniu na 1 tonę suchej masy kompostowanego osadu ściekowego niż w mieszance o najniższej zawartości osadu ściekowego (30%). Tymczasem warto dodać, że w zwyczajowo stosowanych mieszankach w rzeczywistości zdarzają się kompostownie o jeszcze większym udziale osadu (80% i więcej) i co za tym idzie prawdopodobnie jeszcze wyższych emisjach NH_3 .

Na podstawie strat emisji skumulowanej amoniaku określono również procentowy poziom strat $N-NH_3$ w stosunku do początkowej ilości azotu całkowitego. Wynosi on dla poszczególnych komór: K1 – 15,5%; K2 – 13,7%; K3 – 11,1%; K4 – 8,4%. Jak więc widać – mieszanki osadów ściekowych o udziale 60% i więcej generują wyższe straty N w wyniku emisji amoniaku niż w przypadku analogicznego kompostowania obornika (poniżej 8-12%). Dodatkowo – co jest niekorzystnym zjawiskiem – kompost uzyskany w mieszankach K1 i K2 na zakończenie doświadczenia posiadał nadal podwyższoną zawartość azotu amonowego (między $1,5$ a $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), co oznacza, że nadal mógł wydzielać się z niego amoniak w trakcie dalszego składowania lub aplikacji polowej. Możliwość dalszych strat amoniaku w K1 i K2 sugeruje również wciąż wznoszący się końcowy odcinek przebiegu emisji skumulowanej dla tych mieszanek.

Trzeba podkreślić, że ulatniający się z kompostowanego materiału amoniak obniża zawartość azotu w nawozie i w konsekwencji przekłada się na czystą i przeliczalną ekonomicznie stratę dla kompostowni [10]. Przyjmując jako rynkowy koszt 1 kg azotu w sprzedawanych obecnie w kraju nawozach na poziomie $3 \text{ zł}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ N}$ (dane dla 2009 r. uzyskane z Katedry Chemii Rolnej UP w Poznaniu), można obliczyć realne straty ponoszone przez kompostownię.

Dla niewielkiej, lokalnej kompostowni osadów przetwarzającej ich ok. 10 000 t rocznie, oznacza to, że przy uwodnieniu osadów na poziomie 82% przez kompostownię przechodzić będzie rocznie ok. 1800 ton osadów (liczonych w suchej masie). Dla uzyskania mieszanki o zawartości 75% osadu (w suchej masie), niezbędne jest zastosowanie ok. 130 ton słomy i 546 ton trocin. W przypadku strat amoniaku wg scenariusza dla wyników z komory K1 ($8,25 \text{ kg N t}^{-1} \text{ s.m. osadu}$), po wyemitowaniu 14850 kg N w ciągu roku koszt utraty azotu poniesiony przez kompostownię wyniesie 44,5 tys. zł. W drugim scenariuszu (wg wyników dla komory K4)

koszt ten wyniesie już tylko 25,2 tys. zł. Do tego odchodzi również opłaty za korzystanie ze środowiska. Wg obwieszczenia ministra środowiska w sprawie wysokości stawek opłat za korzystanie ze środowiska na rok 2010, za wyemitowanie 1 kg amoniaku należy uiścić opłatę w wysokości 0,38 zł. Stąd w dwóch wcześniejszych scenariuszach kompostowni wielkość opłat wyniesie odpowiednio: 5643 zł/rok dla 75% udziału osadu oraz 3201 dla 30% udziału osadu. Łącznie, przy podliczeniu strat amoniaku i opłat za korzystanie ze środowiska, dla kompostowni w wariantach 75% udziału osadu wielkość strat azotu (i opłat) wyniesie 50193 zł, a przy 30% udziale 28473 zł. Stąd zysk z tytułu zmniejszenia strat i opłat wyniesie 21720 zł rocznie. Pozwala to na zakup ok. 159 t słomy lub niecałe 90 t trocin.

Niestety, ilość ta jest zbyt mała, aby znacząco zmniejszyć udział osadów w kompostowanej mieszance. W przypadku planu zmniejszenia udziału osadów z 75 do 30%, dla opisywanej kompostowni na 10000 t osadów o uwodnieniu 82% przerabianych rocznie potrzebne byłoby zastosowanie aż 3900 t trocin i 300 t słomy. Jeśli więc porówna się założenie działania kompostowni przy dominującej ilości osadu ściekowego (75%) na poziomie 10000 t, z koniecznym zakupem 130 t słomy i 546 t trocin (łącznie koszty zakupu licząc po 120 zł/t to 15682 zł za słomę i 81911 zł za trociny czyli razem ponad 97,5 tys. zł) ze scenariuszem, gdzie osad ściekowy jest rozcieńczany strumieniem aplikowanej słomy i trocin, wówczas wyraźnie widać, że z czysto ekonomicznego punktu widzenia „nie opłaca” się być ekologicznym. Bowiem dla uzyskania poziomu 30% wsadu osadów ściekowych w mieszance niezbędny byłby ogromny dodatek trocin (4436 t) i słomy (360 t), który w efekcie kosztowałby 573,3 tys. zł (40909 zł słoma i 523423 trociny). Różnica kosztów na dodatki obniżające emisję amoniaku to ponad 475 tys. zł. Nic więc dziwnego, że zarządcy kompostowni patrząc realnie na sytuację ekonomiczną wolę ograniczać dodatki bioodpadów o dużej zawartości węgla, gdyż im się to po prostu zwyczajnie opłaca. Najlepszym i najtańszym rozwiązaniem obniżenia tych kosztów mogłoby być wdrożenie w gminach selektywnej zbiórki bioodpadów i bezkosztowe pozyskiwanie materiałów o dużej zawartości węgla (trocin, liści, trawy, papieru, wiórów itp.). Jest to o tyle logiczne, że gminy są zobowiązane do wdrożenia selektywnej zbiórki bioodpadów, tymczasem na koniec 2008 r. wdrożono takie systemy w mniej niż 5% gmin w kraju. Natomiast takie rozwiązania na kompostowniach osadów ściekowych i bioodpadów z powodzeniem funkcjonują np. w Niemczech czy Austrii. Warto też dodać, w powyższej kalkulacji nie uwzględniono kosztów związanych ze środowiskiem wynikające z emisji amoniaku (np. eutrofizacja czy wchodzenie roślin azotolubnych na nowe terytoria), a także możliwość zwiększenia zachorowań na choroby płuc wśród obsługi i okolicznych mieszkańców.

5. Wnioski

1. Kompostowanie osadów ściekowych przy udziale 60% w suchej masie lub niższym pozwala na osiągnięcie intensywnej fazy termofilnej, przekroczenie progu 70°C i sanitację kompostu w rozumieniu dyrektywy PE 1774/2002.
2. Wzrost temperatury w czasie kompostowania osadów ściekowych powodował amonifikację organicznych związków azotu i bardzo dynamiczny wzrost zawartości azotu amonowego o kilkadziesiąt razy, ze śladowych ilości do poziomu nawet 4,2 g·kg⁻¹ s.m.

3. Warunki panujące w kompostowanej mieszance osadów ściekowych w czasie fazy termofilnej (intensywny wzrost temperatury, pH i spadek wilgotności) sprzyjają przejściu rozpuszczonej formy azotu amonowego N-NH₄⁺ w gazowy NH₃, który ułatwiający się powoduje straty azotu.
4. Straty azotu w wyniku emisji amoniaku w czasie kompostowania osadów ściekowych wzrastały wraz z zawężeniem się poziomu ilościowego stosunku węgla organicznego (C) do azotu (N). Straty N-NH₃ przy C:N = 9 (udział osadu 75%) są o 76% wyższe w porównaniu ze stratami dla mieszanki z wartością stosunku C:N = 26 (udział osadu 30%).
5. Straty azotu w wyniku emisji amoniaku w czasie kompostowania mieszanek osadów ściekowych tylko w mieszankach z 45% (K3) i 30% (K4) udziałem osadów ściekowych były na porównywalnym poziomie jak w przypadku kompostowania obornika (zakres strat 8-12%). W mieszankach o większej zawartości osadu K1 i K2 straty te znacznie wzrastały i były prawdopodobne również po zakończeniu kompostowania.
6. Koszt pozyskania materiałów o dużej zawartości węgla (słoma, trociny) celem podniesienia poziomu ilościowego stosunku węgla organicznego (C) do azotu (N) jest przy obecnych cenach dużą barierą dla kompostowni. Rozwiązaniem wydaje się być włączenie kompostowni w gminny system selektywnej zbiórki odpadów i zastąpienie komercyjnie pozyskiwanych trocin bezpłatnymi bioodpadami.

6. Literatura

- [1] Singha R.P., Agrawal M.: Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 2008, Volume 28, Issue 2, 347-358.
- [2] Dares Boucher, V., Revel, J.C., Guisresse, M., Kaemmerer, M., Bailly, J.R.: Reducing ammonia losses by adding FeCl₃ during composting of sewage sludge. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1999, nr 112, s. 229-239.
- [3] ACSI-BIOREX INC.: Le compostage du fumier á la ferme, étude de faisabilité technico-économique et évaluation des impacts agronomiques et environnementaux. Ed. Centre Develop. Agrobiol. Québec-St. Elizabeth, 1989, ss. 274.
- [4] Mustin, M.: Le compost, gestion de la matière organique. Edition Francois Dubuse-Paris, 1987, ss. 947.
- [5] Amon, B., Amon, T., Boxberger, J. And Pollinger, A.: Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from composted and anaerobically stored farmyard manure. 8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture. Rennes, France, 26-29 May 1998, s. 209-216.
- [6] Dach J.: Polish experience with ammonia emission abatement for straw-based manure. In: Emissions from European agriculture. Wageningen Academic Publishers, 2005, s. 295-303.
- [7] 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*, 2004, vol 49 (1), s. 40-43.
- [8] Pagans E., Barrena R., Font X., Sánchez A.: Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, 2006, nr 62, s. 1534-1542.
- [9] Sogaard H.T., Sommer S.G., Hutchings N.J., Huijsmans J.F.M., Bussink D.W., Nicholson, F.: Ammonia volatilisation from field applied animal slurry—the ALFAM model. *Atmospheric Environment*, 2002, nr 36, s. 3309-3319.
- [10] Dach J., Zbytek Z.: Zasady prawidłowego i ekonomicznie racjonalnego kompostowania obornika w gospodarstwach rolnych. *Żagadnienia Doradztwa Rolniczego* 3/4, Poznań, 2007, s. 73-91.