

Jacek DACH

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Instytut Inżynierii Rolniczej, Zakład Eksploatacji Maszyn i Urządzeń Rolniczych
ul. Wojska Polskiego 50, 60-627 Poznań (Poland)
email: jacek.dach@up.poznan.pl

Agnieszka WOLNA-MARUWKA

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wydział Rolniczy, Katedra Mikrobiologii Rolnej
ul. Szydlowska 50, 60-656 Poznań (Poland)
email: agnieszka.wolna-maruwka@up.poznan.pl

Zbyszek ZBYTEK

Przemysłowy Instytut Maszyn Rolniczych
ul. Starołęcka 31, 60-963 Poznań (Poland)
email: zbytek@pimr.poznan.pl

INFLUENCE OF EFFECTIVE MICROORGANISMS ADDITION (EM) ON COMPOSTING PROCESS AND GASEOUS EMISSION INTENSITY

S u m m a r y

During last few years a significant development of modern technologies of wastes management has been observed in developed countries. Waste composting becomes one of more preferable technologies. In this paper the comparison of the composting process run of sewage sludge mixed with biowaste with and without addition of Effective Microorganisms was described. It was shown that in both mixtures an intense thermophilic phase occurred, however it was more intensive in case of composting without addition of EM. Also microbiological activity measured by CO₂ emission was higher in mixture without EM addition. The nitrogen losses as a result of ammonia emission were 0,04% lower in case of mixture with addition of EM.

WPŁYW DODATKU EFEKTYWNYCH MIKROORGANIZMÓW (EM) NA PRZEBIEG PROCESU KOMPOSTOWANIA I WIELKOŚĆ EMISJI GAZOWYCH

S t r e s z c z e n i e

W ostatnich kilkudziesięciu latach w krajach rozwiniętych obserwuje się znaczny rozwój nowoczesnych technologii unieszkodliwiania odpadów. Kompostowanie odpadów staje się jednym z najbardziej preferowanych technologii. W pracy porównano przebieg kompostowania osadów ściekowych wymieszanych z bioodpadami z dodatkiem preparatu z EM oraz bez dodatku. Wykazano, że w obu mieszankach wystąpiła intensywne faza termofilna, jednak bardziej intensywna była w przypadku kompostowania bez dodatku EM. Również aktywność mikrobiologiczna mierzona intensywnością wydzielanego CO₂ była wyższa w mieszance bez dodatku EM. Starty azotu w wyniku emisji amoniaku były o 0,04% niższe w przypadku mieszanki z dodatkiem EM.

1. Wstęp

W ostatnich kilkudziesięciu latach w krajach rozwiniętych widać narastające problemy związane z zagospodarowaniem stałych nawozów naturalnych z rolnictwa, jak i bioodpadów komunalnych, zwłaszcza osadów ściekowych [1, 3, 5, 7, 12]. Różne kraje świata w różny sposób podchodzą do metod zagospodarowania odpadów, ale wciąż niestety w skali świata dominującym sposobem jest składowanie na wysypiskach bez jakiegokolwiek recyklingu albo zrzut do mórz i oceanów. Jednakże w ostatnich kilkunastu latach w UE obserwuje się znaczny rozwój legislacji mających na celu zmianę sposobów postępowania z bioodpadami i wdrożenia przez kraje członkowskie nowoczesnych technologii ich unieszkodliwiania, a zwłaszcza odzysku. Wśród najpopularniejszych technologii zagospodarowania odpadów organicznych (w tym nawozów naturalnych) są głównie technologie ich wykorzystywania z odzyskiem energii (czyli suszenie i spalanie w instalacjach do odzysku ciepła, fermentacja metanowa w biogazowniach) oraz technologie tlenowe jak różnego rodzaju kompostowanie [12].

Technologie z energetycznym wykorzystaniem

bioodpadów wymagają budowy bardzo drogich instalacji do ich suszenia i spalania (koszt w warunkach polskich np. spalarni projektowanej w Poznaniu to ok. 220 mln euro) oraz tańszych, ale również osiągających wartość kilkunastu-kilkudziesięciu mln zł instalacji biogazowych. Z tego powodu inwestycje w technologie do odzysku ciepła z bioodpadów są z reguły poza zasięgiem finansowym większości przedsiębiorstw, ferm czy nawet samorządów lokalnych.

Zupełnie inna sytuacja istnieje w przypadku technologii kompostowania bioodpadów. W przypadku gospodarstw rolniczych inwestycja w technologię wytwarzania na własne potrzeby kompostu z odpadów roślinnych czy nawozów naturalnych jest wyjątkowo tania, bowiem sprowadza się tylko do kupna odpowiedniej technologii oraz maszyny do kompostowania (może być rozrzutnik obornika, ale w przypadku masy odpadów przekraczającej 300-500 ton rocznie zaleca się aerator ciągnikowy) [7]. W tym wypadku nie trzeba budować żadnej płyty kompostowej, lecz można kompostować bioodpady bezpośrednio na powierzchni gleby, bowiem gwarantuje to paragraf 13 ustawy o odpadach [8]. W przypadku planów wdrożenia technologii kompostowania bioodpadów przez firmy z branży rolno-spożywczej, czy też przedsiębiorstwa gospodarki komunalnej, inwestycja jest nieco bardziej skomplikowana, bowiem najpierw należy

uzyskać w starostwie zgodę na prowadzenie odzysku odpadów metodą R3 (kompostowania), a po zatwierdzeniu wyposażyć kompostownię w niezbędne instalacje lub urządzenia oraz maszyny. Jednak nawet mimo tego inwestycja w odzysk odpadów metodą kompostowania dla typowej firmy lub małej gminy nie powinna w najgorszym razie przekroczyć kwoty rzędu 1-3 mln zł, co jest kwotą wielokrotnie tańszą od instalacji do energetycznych technologii zagospodarowania odpadów.

Na korzyść technologii kompostowania przemawia jeszcze jeden fakt. Rok 2012 jest graniczną datą, po której nie będzie dozwolone składowanie bioodpadów na wysypiskach, co jest aktualnie najpopularniejszym sposobem ich unieszkodliwiania. Dodatkowo wiele badań wykazało, iż tradycyjne, beztlenowe składowanie zarówno obornika jak i osadów ściekowych jest nieefektywną metodą zagospodarowania tych materiałów, prowadząc często do negatywnego wpływu na środowisko w wyniku emisji gazowych, wprowadzania do środowiska naturalnego patogenów lub wymywania składników mineralnych [2, 3, 5, 6, 12]. Stąd wiele dokumentów Komisji Europejskiej oraz Europejskiej Agencji Środowiska (EEA), a także publikacji naukowych zaleca kompostowanie i następnie rolnicze wykorzystanie otrzymanego kompostu jako preferowaną metodę waloryzacji obornika, osadów ściekowych i innych bioodpadów zamiast stosowania tych odpadów jako nawozu rolniczego w formie nieprzetworzonej [9, 10].

Trzeba jednak wspomnieć, iż niekiedy kompostowanie może wiązać się z emisjami gazowymi, które odczuwalne są w najbliższym otoczeniu. Staje się to w czasie nieprawidłowo przeprowadzonego kompostowania, a zwłaszcza przy niekorzystnym, zbyt wąskim stosunku węgla do azotu lub szerzej – przy niedostatku materiałów strukturalnych zapewniających właściwe natlenianie wnętrza pryzm [1]. Warto wspomnieć, że o ile obornik posiada z reguły korzystny początkowy stosunek C:N (>20), to osady ściekowe charakteryzują się bardzo wąskim stosunkiem C:N poniżej 10, są więc bardziej podatne na emisję zwłaszcza amoniaku [4, 6]. Z tego względu kompostując osady bardzo ważnym jest osiągnięcie optymalnego składu mieszanki poprzez uzupełnienie jej materiałami o dużej zawartości węgla, jak słoma, trociny, liście czy inne bioodpady.

Tymczasem w ostatnim czasie coraz silniej propagowane jest stosowanie w rolnictwie i gospodarce komunalnej preparatów z efektywnymi mikroorganizmami (EM). Coraz więcej jest badań nad zastosowaniem EM w rolnictwie i zagospodarowaniu odpadów prowadzonych w Polsce przez poważne ośrodki naukowe. Z kolei dealerzy w skrajnych przypadkach zachwalają preparaty z EM jako remedium na wszelkie problemy z rolnictwem, począwszy od nawożenia, ochrony roślin, polepszenia jakości plonu, przechowywania pasz po redukcję emisji amoniaku i odorów z obór, nawozów naturalnych i kompostowni oraz przyspieszenie procesu kompostowania. Reklamując preparaty z EM jako skutecznie zmniejszające emisje substancji odorowych oraz przyspieszające rozkład bioodpadów doradcy z firm propagujących stosowanie EM zazwyczaj zupełnie pomijają wpływ czynników

odpowiedniego dobrania składu mieszanki przygotowanej do kompostowania.

Warto wyjaśnić przy tym, czym są Efektywne Mikroorganizmy. Według materiałów Ośrodka Doradczego Technologii EM w Poznaniu Efektywne Mikroorganizmy to: „uniwersalny środek na wszelkie problemy począwszy od odpadów kuchennych po zanieczyszczenie środowiska naturalnego. Główną rolę w zespole EM odgrywają bakterie fotosyntetyczne. Wśród nich znajduje się kilka rodzajów bakterii odpornych na bardzo wysokie temperatury. Jedynym możliwym wyjaśnieniem występowania tych organizmów jest takie, że pochodzą one od pozaziemskich form życia. Pojawiły się na Ziemi i zadomowiły na naszej planecie wtedy, gdy była ona jeszcze ognistą kulą. Ich pojawienie się można byłoby uznać za początek życia na Ziemi” [19].

http://livingplanet.pl/newsdesk_info.php?newsPath=10&newsdesk_id=40&osCsid=a72ec0c4b7c0ae9b1f76c345db258f61

Celem niniejszej pracy jest więc sprawdzenie wpływu dodatku szczepionki z EM na dynamikę przebiegu procesu kompostowania (zwłaszcza pod kątem intensywności nagrzewania się i długości trwania fazy termofilnej) i wielkości emisji gazowych (amoniaku, siarkowodoru i dwutlenku węgla).

2. Metodyka badań

Badania porównawcze procesu kompostowania z zastosowaniem szczepionki EM oraz bez jej dodatku przeprowadzono z wykorzystaniem 4-komorowego izotermicznego bioreaktora będącego na wyposażeniu Laboratorium Ekotechnologii Instytutu Inżynierii Rolniczej UP w Poznaniu [6]. Bioreaktor ten, wykorzystywany w kilku różnych projektach badawczych wiernie odwzorowuje warunki kompostowania w skali rzeczywistej, pozwalając zwłaszcza na osiągnięcie wyraźnej fazy termofilnej z temperaturą dochodzącą do poziomu 70-80°C [4]. Dzięki temu można w skali ćwierć technicznej precyzyjnie określać przebieg procesów rozkładu, wielkość głównych emisji gazowych oraz ewentualne występowanie i skład odcieków. Trzeba bowiem podkreślić, że w większości publikacji dotyczących badań procesu kompostowania prowadzonych w skali ćwierć technicznej (np. 13, 14, 15) nie notuje się uzyskania długotrwałej fazy termofilnej (temperatura 55-80°C), co całkowicie dyskwalifikuje tak otrzymane wyniki jako uzyskane w prawidłowo przeprowadzonym procesie kompostowania.

Badania prowadzono na mieszance osadu ściekowego oraz słomy i trocin. Taki rodzaj bioodpadu został wybrany jako przedmiot badań gdyż optymalizacja procesu kompostowania osadów jest trudniejsza niż w przypadku obornika czy zielonych odpadów komunalnych, ponadto osady ściekowe nieprawidłowo waloryzowane są źródłem szczególnie uciążliwych dla otoczenia emisji gazowych. Zastosowany w doświadczeniu osad ściekowy pochodził z typowej, niewielkiej oczyszczalni ścieków z gminy rolniczej w północnej Wielkopolsce, co gwarantowało minimalną zawartość w nim metali ciężkich i predysponowało go do rolniczego wykorzystania jako nawozu. Skład mieszanki został wybrany na podstawie wcześniejszych badań realizowanych w projekcie N N310 2250 33 jako gwarantujący wystąpienie fazy termofilnej kompostowania.

Mieszankę przygotowano w proporcji wagowej osadu, trocin i słomy 50:40:10% (liczone w suchej masie). Ogólny masa wsadu do każdej z komór wyniosła 50 kg. Dodatkowo do komory K2 dodano przygotowany wg zaleceń producenta

preparat z EM w ilości 8 litrów (litr EM rozcieńczony w 7 litrach wody), zaś do komory K1 (kontrola) dodano 8 litrów wody destylowanej celem uzyskania dokładnie takiej samej wilgotności w obu porównywanych mieszankach.

Obie mieszanki poddane były przepływowi powietrza z taką samą intensywnością ($3,5 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$). W trakcie badań analizowano takie parametry jak zmiany masy, suchej masy, pH, konduktywności, gęstości oraz dokonywano pomiarów temperatury, intensywności przepływu powietrza oraz składu gazów emitowanych z komór (O_2 , CO_2 , NH_3 , CH_4 i H_2S). Pomiar stężeń gazów odbywał się za pomocą głowic pomiarowych MG-72 produkcji Alter SA, których poprawność pracy była kalibrowana minimum raz w tygodniu przy pomocy gazów wzorcowych wytworzonych przez firmę Messner. Charakterystykę początkową kompostowanych materiałów przedstawiono w tab. 1.

Badania przeprowadzono w 2009 roku w Laboratorium Ekotechnologii w Instytucie Inżynierii Rolniczej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.

Tab. 1. Charakterystyka mieszanek użytych do kompostowania

Table 1. Characteristic of mixtures used for composting

	K1 (kontrola)	K2 (dodatek EM)
Masa początkowa [kg]	50,0	49,95
Sucha masa [%]	22,0	21,9
pH	7,65	7,6
Azot ogólny [g kg ⁻¹ s.m.]	27,5	27,25
C/N	15	15
Gęstość początkowa [kg/m ³]	389	382
Konduktywność [mS/cm]	0,305	0,315

3. Wyniki badań

Podstawowym czynnikiem decydującym o dynamice

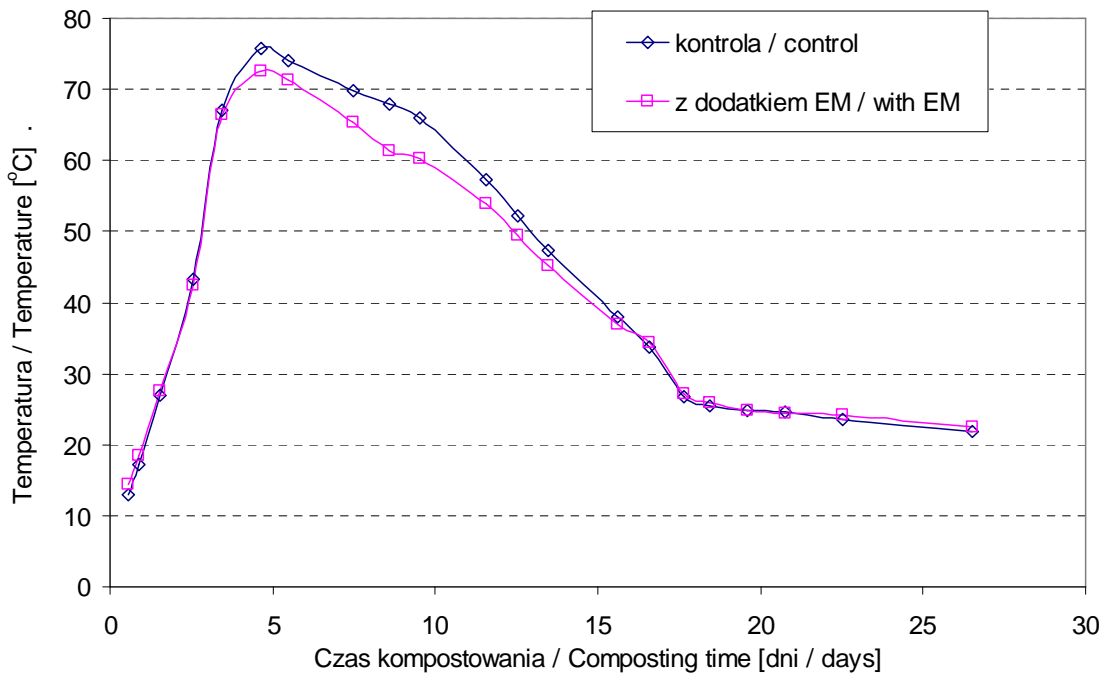
procesu kompostowania materiałów jest temperatura. Jest to także parametr najłatwiej mierzalny w warunkach funkcjonujących kompostowni.

W obu kompostowanych materiałach zanotowano bardzo szybki i silny wzrost temperatury (rys. 1). W ciągu pierwszych 3-4 dni w obu mieszankach została osiągnięta temperatura ponad 70°C, która według Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego 1774/2002 jest niezbędna, aby osiągnąć pasteryzację kompostowanego materiału.

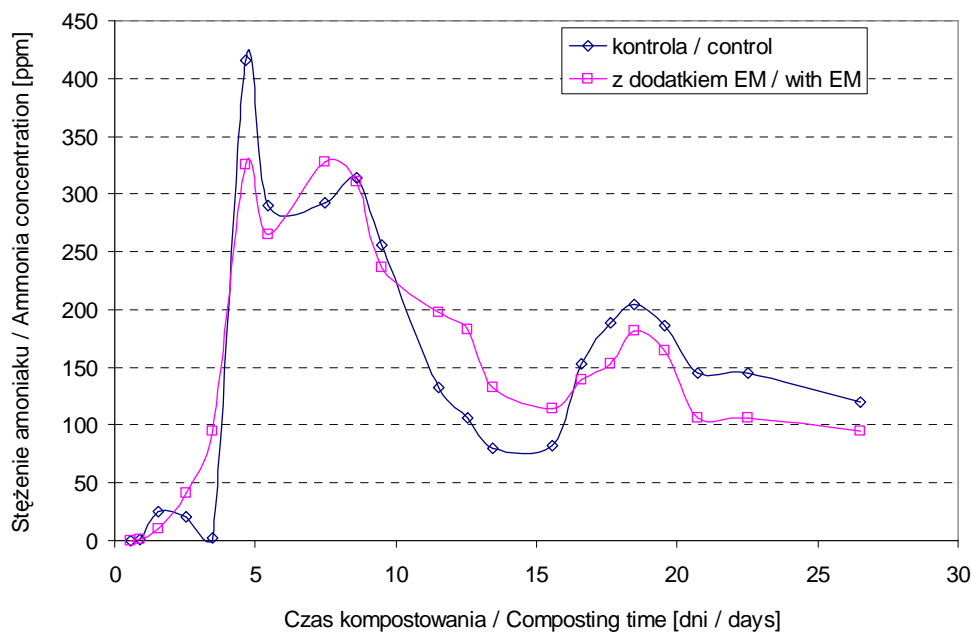
Przebieg fazy termofilnej dla materiału kompostowanego z dodatkiem preparatu EM i bez dodatku (kontroli) był identyczny w fazie intensywnego wzrostu temperatury. Aż do czwartego dnia, gdy temperatura osiągnęła blisko 70°C, przebiegi w obu próbkach pokrywały się, co wskazuje, że na etapie osiągania intensywnej fazy termofilnej nie odnotowano żadnego wpływu dodatku EM. Trochę inną sytuację odnotowano po przejściu poziomu 70°C, gdyż mieszanka z dodatkiem EM odnotowała wyraźnie słabszą temperaturę maksymalną (72,5°C) niż mieszanka kontrolna (75,7°C). Obie mieszanki odnotowały swe maksima w tym samym czasie (4,67 doby). Utrzymywanie się temperatury powyżej poziomu 70°C trwało w mieszance z dodatkiem EM około doby, z kolei w mieszance kontrolnej okres ten był znacznie dłuższy, wyniósł bowiem ok. 48 h. Jeżeli za Mustin'em [17] przyjąć za granicę między fazą termofilną a mezofilną kompostowania temperaturę 40°C, to trzeba podkreślić, że temperatura w mieszance z dodatkiem EM, poza początkową dobą intensywnego wzrostu, była niższa przez cały okres fazy termofilnej niż w próbce kontrolnej.

Doświadczenie zakończono po osiągnięciu przez kompostowane mieszanki poziomu temperatury pokojowej (22°C) i przejściu w fazę dojrzewania.

Drugim ważnym parametrem mierzonym w czasie kompostowania obu mieszanek była emisja amoniaku. Gaz ten posiada ostry, drażniący zapach i może być odczuwany w okolicy kompostowni, a poza tym jego ulatnianie stanowi wymierną stratę ekonomiczną z powodu obniżenia wartości nawozowej wytworzonego kompostu. Przebieg zmian stężenia amoniaku w obu mieszankach przedstawiono na rys. 2.



Rys. 1. Przebieg temperatury w kompostowanych mieszankach
 Fig. 1. Temperature variations in composted mixtures

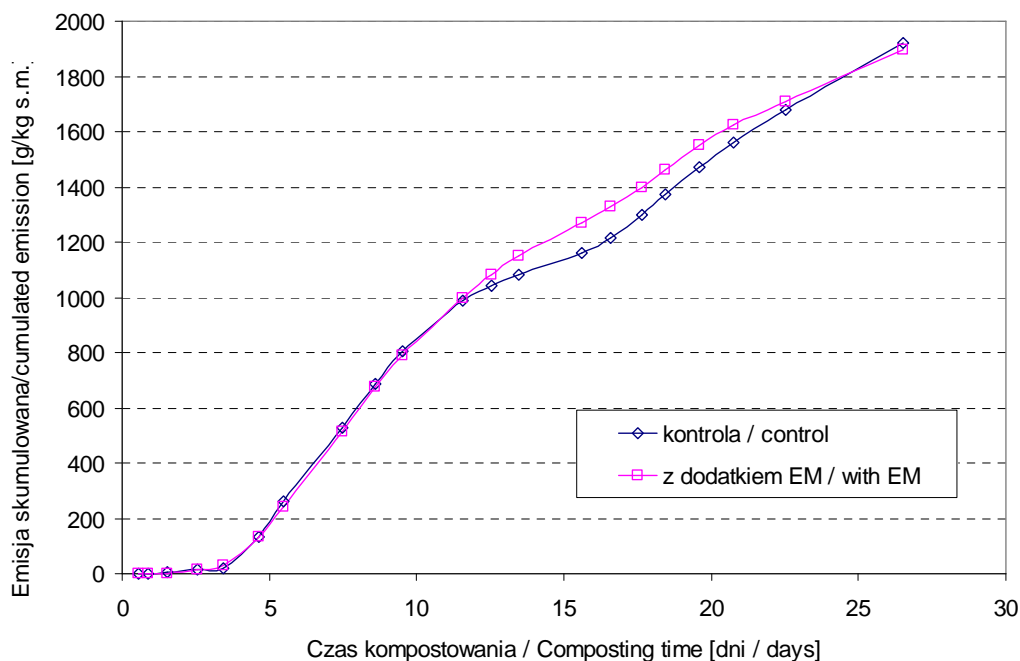


Rys. 2. Przebieg zmian stężenia amoniaku w kompostowanych mieszankach
 Fig. 2. Ammonia concentration variations in composted mixtures

Początkowe stężenie amoniaku w świeżo przygotowanych mieszankach jest minimalne (bliskie 0) ze względu na bardzo małą zawartość azotu amonowego zarówno w osadzie ściekowym, jak i słomie i trocinach. Mimo to, wzrost temperatury mieszanek powoduje bardzo silne procesy amonifikacji i w konsekwencji znaczny wzrost zawartości amoniaku. Widać to wyraźnie na rys. 2, gdzie gwałtowny wzrost stężenia amoniaku jest skorelowany z intensywnym wzrostem temperatury odnotowanym na rys. 1. Warto wspomnieć, że maksymalne wartości stężenia $N-NH_3$ zanotowano w szczytowych wartościach temperatury w 4,67 dobie badań (w mieszance z dodatkiem EM druga wartość

maksymalna również w 7,46 dniu badań). Maksymalne stężenie amoniaku (415 ppm) w mieszance kontrolnej jest wyższe niż w mieszance z EM (326 ppm), ale należy to tłumaczyć wyższą temperaturą maksymalną mieszanki kontrolnej. Należy bowiem podkreślić, że temperatura jest czynnikiem bardzo silnie działającym na przejście azotu amonowego z rozpuszczonej formy $N-NH_4^+$ do lotnej NH_3 .

W dalszej części doświadczenia stężenie amoniaku naprzemiennie osiągało wartości wyższe w mieszance kontrolnej i mieszance z dodatkiem EM. Stąd dla oceny faktycznej wielkości całkowitych strat amoniaku, należy porównać przebiegi emisji skumulowanych z poszczególnych mieszanek. Przedstawiono to na rys. 3.



Rys. 3. Emisja skumulowana amoniaku z kompostowanych mieszanek

Fig. 3. Cumulated ammonia emission in composted mixtures

Przebieg skumulowanej emisji amoniaku dla obu mieszanek jest niemal identycznych przez pierwsze 11 dni badań. Następnie straty amoniaku z mieszanki kontrolnej stają się nieco niższe niż z mieszanki z dodatkiem EM, aby pod koniec doświadczenia osiągnąć bardzo zbliżone wartości. Ogółem straty w wyniku emisji amoniaku mierzone w ciągu 26 dni badań osiągnęły w mieszance z dodatkiem EM $1894 \text{ g t}^{-1} \text{ s.m.}$, zaś w mieszance kontrolnej $1923 \text{ g t}^{-1} \text{ s.m.}$. Stanowi to odpowiednio 6,99 i 6,95% początkowej zawartości azotu w obu mieszanekach. Różnica 0,04% w odnotowanych stratach amoniaku na korzyść mieszanki z dodatkiem EM jest tak mała, że jej wpływ na ograniczenie strat azotu w wyniku emisji amoniaku można uznać za pomijalny. Można przypuszczać, że wobec nieco wyższego stężenia amoniaku na zakończenie doświadczenia w mieszance kontrolnej, straty amoniaku w kolejnych kilku dniach mogłyby nieco wzrosnąć, jednak wciąż różnica w stratach gazowych azotu byłaby bardzo niewielka. Stężenie amoniaku ze względu na jego immobilizację w azot organiczny spadałoby bowiem do wartości minimalnych w kolejnych dniach dojrzewania.

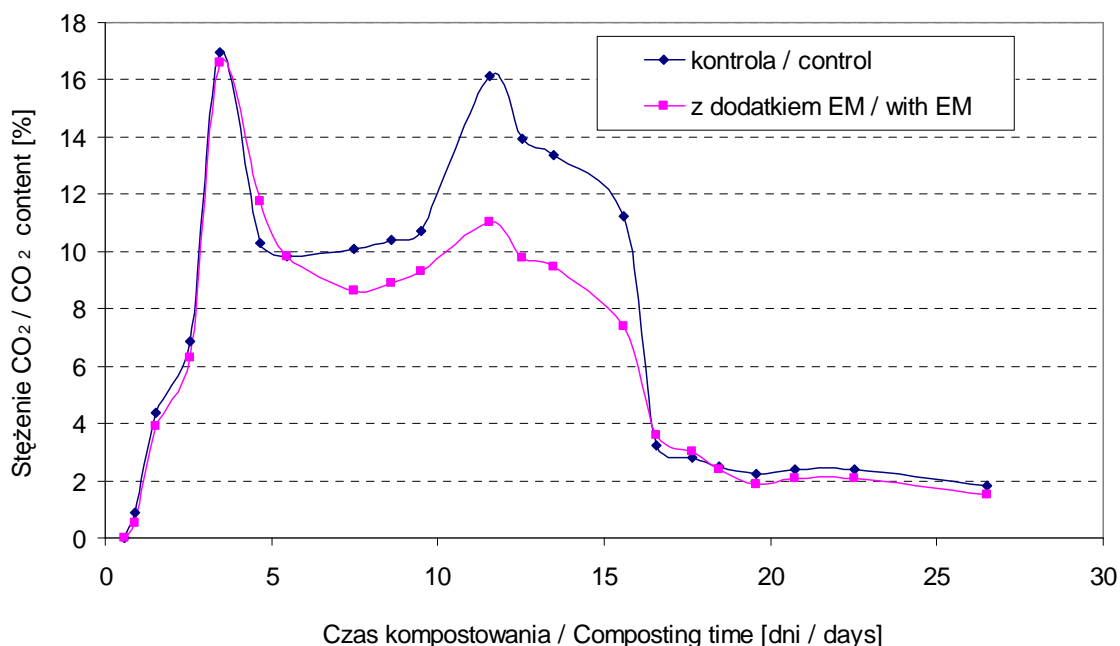
Innym wskaźnikiem dynamiki procesu kompostowania, aczkolwiek stosunkowo trudnym w pomiarach warunkach realnych, jest wydzielanie się dwutlenku węgla. Jak wiadomo, kompostowanie charakteryzuje się intensywnym procesem rozkładu materii organicznej i wydzielanego wówczas CO_2 , H_2O oraz ciepła (stąd bierze się wzrost temperatury). W warunkach doświadczeń modelowych realizowanych w skali ćwierć technicznej pomiar wydzielania się CO_2 wskazuje bezpośrednio na aktywność mikrobiologiczną. Wykres stężenia dwutlenku węgla wydzielanego z kompostowanych mieszanek przedstawiono na rys. 4.

Na podstawie przebiegu emisji dwutlenku węgla można stwierdzić, że przez pierwsze 4 dni kompostowania dynamika przemian biologicznych wyrażana w ilości emitowanego CO_2 była podobna w

obu mieszanekach. Wyraźna różnica rozpoczęła się od 5. dnia, bowiem aż do 16. dnia stężenie wydzielanego dwutlenku węgla było znacząco wyższe (o kilka punktów procentowych) w mieszance kontrolnej niż w mieszance z dodatkiem EM. Może to bezpośrednio świadczyć o znacznie niższej aktywności biologicznej mieszanki z dodatkiem preparatu z EM w stosunku do mieszanki kompostowanej bez żadnego dodatku.

Jaka mogła być tego przyczyna? Początkowo podejrzewano, że Efektywne Mikroorganizmy są mikroorganizmami mezofilnymi, które giną w podwyższonej temperaturze fazy termofilnej, albo co najmniej przechodzą w formę przetrwalnikową. Stoi to jednak w wyraźnej sprzeczności z informacjami podanymi na stronie internetowej oficjalnego dystrybutora preparatów z EM. Na oficjalnej stronie EM-World Polska, który jest wyłącznym generalnym dystrybutorem preparatów EM w Polsce i przedstawicielem grupy EM-WORLD można przeczytać, iż: "Do pewnego czasu sądzono, iż Efektywne Mikroorganizmy nie są w stanie przeżyć w temperaturze wyższej, niżeli 100°C . Jednak wyniki przeprowadzonych badań pokazały, że niektóre z mikroorganizmów należące do grupy EM są w stanie przetrwać nawet temperaturę przekraczającą 1000°C ." (oficjalny biuletyn EM-World Polska <http://em-world.nazwa.pl/strona/biuletyn.pdf> strona 19) [18]. Opierając się na informacjach dystrybutora, to raczej nie podwyższona temperatura fazy termofilnej była przyczyną słabszej dynamiki kompostowania mieszanki osadu i bioodpadów z dodatkiem EM. Inną sprawą jest wiarygodność tych informacji bowiem w oficjalnej nauce nie są znane mikroorganizmy przeżywające temperaturę ponad 1000°C .

Przyczyną braku wpływu dodatku EM może być też prawdopodobnie to, że EM mogły zacząć konkurować z rodzimą mikroflorą kompostowanych mieszanek i tę konkurencję przegrać. Mogły tam wystąpić zjawiska pasożytnictwa, antybiozy (wydzielania antybiotyków) w stosunku do EM ze strony rodzimej, saprofitycznej mikroflory mieszanki osadów ściekowych i bioodpadów.



Rys. 4. Stężenie C₂ w kompostowanych mieszankach
 Fig. 4. CO₂ concentration in composted mixtures

W opisywanych badaniach poziom stężenia tlenu we wnętrzu komór bioreaktora był stale monitorowany i poza chwilowym osiągnięciem w obu badanych mieszankach minimalnej zawartości tlenu na poziomie ok. 4%, przez większą część procesu zawartość tlenu w obu mieszankach utrzymywała się na korzystnym poziomie 8-19%. Było to zapewnione nie tylko dzięki ciągłemu napowietrzaniu komór, ale także dzięki korzystnej, porowatej strukturze obu mieszanek zapewniającej dobre rozprowadzenie powietrza w całej objętości kompostowanego materiału. Ten ostatni fakt był przyczyną, dla której w obu kompostowanych mieszankach mierzono minimalne (na granicy wykrywalności przyrządów pomiarowych) stężenie zarówno metanu, jak i siarkowodoru. Oba te gazy powstają bowiem w warunkach beztlenowych, których należy unikać w czasie kompostowania.

Wygląd uzyskanego kompostu był bardzo porównywalny dla obu komór pomiarowych. Uzyskano materiał o dużym stopniu rozkładu (zwłaszcza słomy), brązowej barwie i słabym, choć wciąż wyczuwalnym zapachu amoniaku. Było to spowodowane najprawdopodobniej dość niskim początkowym poziomem C:N (15), podczas gdy powinien wynosić 20-30 [2, 4, 7, 17]. Skład przygotowanych mieszanek był jednak konstruowany ze względu na proporcje zwyczajowo stosowane na kompostowniach osadów ściekowych współpracujących z UP w Poznaniu.

4. Wnioski

1. Kompostowanie zarówno mieszanek osadów i biodopadów z dodatkiem Efektywnych Mikroorganizmów jak i bez tego dodatku prowadziło do wystąpienia intensywnej fazy termofilnej i osiągnięcia temperatury powyżej 70°C, która jest niezbędna do sanitacji kompostu.
2. Stwierdzono, że faza termofilna mieszanki kontrolnej była bardziej intensywna niż mieszanki z dodatkiem EM.

3. Wykazano, że również aktywność mikrobiologiczna wyrażona w ilości wydzielającego się dwutlenku węgla była bardziej intensywna w przypadku mieszanki kontrolnej niż mieszanki z dodatkiem EM.

4. Przebieg emisji amoniaku z kompostowanych mieszanek był zbliżony. Ogólne straty azotu w wyniku emisji amoniaku były o 0,04% niższe z mieszanki kompostowanej z dodatkiem EM niż z mieszanki kontrolnej – bez dodatku EM.

5. Dobra, porowata struktura obu mieszanek i utrzymywanie się stałe warunków tlenowych spowodowały wystąpienie szczątkowej emisji metanu i siarkowodoru.

6. Na podstawie wyników uzyskanych w ściśle kontrolowanych warunkach laboratoryjnych można stwierdzić, że z praktycznego punktu widzenia stosowanie do kompostowania dodatków preparatów EM nie daje żadnego wyraźnego pozytywnego efektu, a nawet obniża nieco dynamikę procesu kompostowania mierzoną intensywnością nagrzewania się materiału i dynamiką wydzielania CO₂. Dla pełniejszego porównania przebiegu kompostowania byłoby również korzystne przeprowadzić doświadczenie weryfikujące w skali technicznej.

5. Literatura

- [1] Amon, B., Amon, T., Boxberger, J. And Pollinger, A. (1999): 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, pp 209-216.
- [2] ACSI-BIOREX INC. (1989): Le compostage du fumier à la ferme, étude de faisabilité technico-économique et évaluation des impacts agronomiques et environnementaux. Ed. Centre Develop. Agrobiol. Québec-St. Elizabeth, ss. 274.
- [3] Czekala J. (2002): Wybrane właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni regionu Wielkopolski. Cz.II. Acta Agrophysica, 70, 83-90.
- [4] Czekala J., Dach J., Wolna-Maruwka A. (2006): Wykorzystanie bioreaktora do badań modelowych kompostowania osadu ściekowego. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, T. 6 Zeszyt 2 (18), 29-40.

- [5] Dach, J., Zbytek, Z., Myczko, A., (2002). "Badania tlenowej i beztlenowej technologii kompostowania obornika." *Inżynieria Rolnicza* 5 (38), 279-286.
- [6] Dach J., Jędrus A., Kin K., Zbytek Z. (2004): Wpływ intensywności napowietrzania na przebieg procesu kompostowania obornika w bioreaktorze. *Journal of Research and Applications in Agricultural Eng.*, Vol. 49(1): 40-43.
- [7] Dach J., Zbytek Z. (2007): Zasady prawidłowego i ekonomicznie racjonalnego kompostowania obornika w gospodarstwach rolnych. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego* 3/4, Poznań, s. 73-91.
- [8] Dz. U. Nr 62, poz. 628. Ustawa o odpadach z dnia 27 kwietnia 2001 r.
- [9] EEA (2005). "The European environment - State and outlook 2005." Raport of European Environmental Agency (ISBN 92-9167-776-0), 584.
- [10] Iranzo, M., Canizares, J.V., Roca-Perez, L., Sainz-Pardo, I., Mormeneo, S., Boluda, R., (2004.). "Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain)." *Bioresource Technology* 95, 107-112.
- [11] Jensen J., Jepsen S.E. (2005): The production, use and quality of sewage sludge in Denmark. *Waste Management* 25, 239-247.
- [12] Jędrzak A. (2007): *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. PWN. Warszawa.
- [13] Koutny M., Sancelme M., Dabin C., Pichon N., Delort A.-M., Lemaire J. (2006): *Polymer Degradation and Stability* 91, 1495-1503.
- [14] Ojeda T. F.M., Dalmolin E., Forte M.M.C., Jacques R.J.S., Bento F.M., Camargo F.A.O. (2009): Abiotic and biotic degradation of oxo-biodegradable polyethylenes. *Polymer Degradation and Stability* 94, 965-970.
- [15] Sameh A.S. Alariqi, A. Pratheep Kumar, B.S.M. Rao, R.P. (2006): Singh Biodegradation of γ -sterilised biomedical polyolefins under composting and fungal culture environments *Polymer Degradation and Stability* 91, 1105-1116.
- [16] Sutton M.A., Dragosits U., Tang Y.S., Fowler D. (2000): Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK. *Atmospheric Environment* 34, 855-869.
- [17] Mustin M. (1987): *Le compost, gestion de la matière organique*. Edition Francois Dubuse-Paris, p. 954.
- [18] biuletyn EM-World Polska <http://em-world.nazwa.pl/strona/biuletyn.pdf>
- [19] materiały Ośrodka Doradczego Technologii EM w Poznaniu http://livingplanet.pl/newsdesk_info.php?newsPath=10&newsdesk_id=40&osCsid=a72ec0c4b7c0ae9b1f76c345db258f61

Niniejsza praca została zrealizowana w ramach projektu badawczego MNiSW nr N N310 2250 33 ("Emisja amoniaku i gazów cieplarnianych w czasie kompostowania i nawożenia osadami ściekowymi").