

AGNIESZKA PIOTROWSKA-CYPLIK¹, JACEK DACH², PAWEŁ CYPLIK³, ROMAN MARECIK³,
DANIELA GWIAZDOWSKA⁴

¹Instytut Technologii Żywności Pochodzenia Roślinnego

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

²Instytut Inżynierii Rolniczej

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

³Katedra Biotechnologii i Mikrobiologii Żywności

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

⁴Katedra Biochemii i Mikrobiologii

Akademia Ekonomiczna w Poznaniu

BIODEGRADACJA NIKOTYNY W PROCESIE KOMPOSTOWANIA ODPADU TYTONIOWEGO Z OSADEM ŚCIEKOWYM PRZY PODWYŻSZONEJ EMISJI AMONIAKU*

Streszczenie. Badania dotyczyły możliwości wykorzystania odpadu tytoniowego jako surowca do produkcji kompostu z komunalnym osadem ściekowym i słomą pszenną oraz oznaczania stopnia biodegradacji nikotyny zawartej w odpadzie. Badania prowadzono w izotermicznym dwukomorowym bioreaktorze do modelowych badań biodegradacji materiałów organicznych w warunkach tlenowych. Bioreaktor był wyposażony w system napowietrzania, czujniki temperatury i czujniki pH oraz zespół czujników do monitoringu gazów wylotowych. W komorze A zawartość odpadu tytoniowego w stosunku do osadu ściekowego wynosiła 20%, w komorze B zaś – 40%. W obu komorach bioreaktora stwierdzono zmniejszenie stosunku C:N z 17,6 do 13 w komorze A oraz z 18,3 do 12 w komorze B. Efektem tych zmian był spadek zawartości materii organicznej oraz duża emisja CO₂ oraz NH₃. Podczas procesu kompostowania stwierdzono zmniejszenie zawartości nikotyny z 884 do 195 mg na 1 kg s.m. w komorze A oraz z 1897 do 379 mg na 1 kg s.m. w komorze B.

Słowa kluczowe: nikotyna, odpady tytoniowe, osad ściekowy kompostowanie, emisje gazowe

*Publikacja powstała w wyniku realizacji interdyscyplinarnego projektu badawczego Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu i Akademii Ekonomicznej w Poznaniu.

Wstęp

Przyrodnicze wykorzystanie odpadów organicznych, w pełni uzasadnione ekonomicznie, niesie za sobą wiele pozytywnych zmian w środowisku. Do obiegu biologicznego zostają włączone olbrzymie zasoby substancji organicznych i składników mineralnych, które w warunkach deponowania stanowią poważne zagrożenie dla środowiska (JĘDRZAK 2007). Do grupy odpadów przemysłowych pochodzenia organicznego należą odpady tytoniowe, które powstają w różnych procesach cyklu produkcyjnego tytoniu i papierosów. Charakteryzują się one dużą przydatnością do użytkowania przyrodniczego i mogą być zagospodarowywane w różny sposób (BRISKI i IN. 2003, MEHER i IN. 1995). Najtańszym sposobem zagospodarowania pyłu tytoniowego jest stosowanie go bezpośrednio w nawożeniu, jednak sposób ten nie jest wskazany ze względów technicznych (pylenie podczas transportu, podatność na erozję wietrzną, trudności z dokładnym wysiewem i wymieszaniem z glebą). Pył tytoniowy, jak każdy pył organiczny, jest również niebezpieczny dla zdrowia ludzi. Wdychanie go może prowadzić do powstania chorób alergicznych i schorzeń immunotoksycznych. Z tych powodów pył ten sprasowuje się w brykiety. Ich zagospodarowanie jest poważnym problemem dla środowiska.

Celem pracy było określenie możliwości wykorzystania odpadów tytoniowych jako surowca do kompostowania oraz określenie ich wpływu na emisje gazowe i zmiany składników nawozowych w gotowym kompoście, jak również określenie stopnia biodegradacji zawartej w odpadach nikotyny.

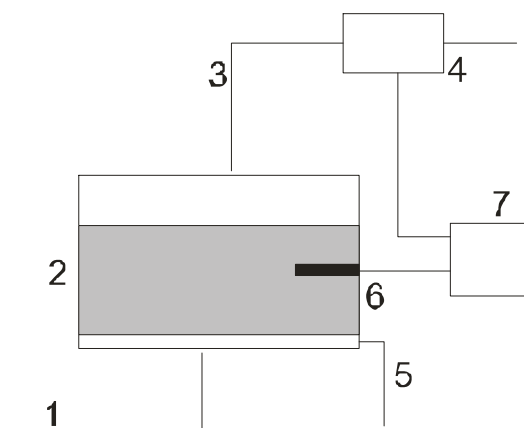
Materiały i metody

Do badań wykorzystano wcześniej namoczone w wodzie zbrykietowane odpady tytoniowe, odwodniony osad ściekowy z komunalnej oczyszczalni ścieków oraz słomę pszenną. Kompostowanie prowadzono w izolowanym termicznie dwukomorowym bioreaktorze (objętość każdej z komór 125 dm³) przez 21 dni (rys. 1). Bioreaktor był wyposażony w czujnik temperatury oraz system do monitoringu gazów wylotowych. W doświadczeniu stosowano napowietrzanie 2 dm³/ha.

Kompostowanie w bioreaktorze prowadzono w dwóch wariantach doświadczeń w przeliczeniu na świeżą masę materiałów:

- 1) komora A: brykiet tytoniowy 6 kg, osad czynny 30 kg, słoma pszenna 2,5 kg,
- 2) komora B: brykiet tytoniowy 12 kg, osad czynny 30 kg, słoma pszenna 3 kg.

Po procesie kompostowania w bioreaktorze kompost dojrzewał 70 dni w klimatyzowanym pomieszczeniu o temperaturze 30°C.



Rys. 1. Schemat bioreaktora do kompostowania w skali laboratoryjnej: 1 – dopływ powietrza, 2 – kompostowana biomasa, 3 – ujście gazów wylotowych, 4 – zespół czujników gazowych (NH_3 , O_2/CO_2), 5 – zbiornik na odcieki, 6 – czujniki (temperatury, pH), 7 – rejestrator sygnałów pomiarowych (DACH i IN. 2003)

Fig. 1. Schematic diagram of the laboratory composting bioreactor: 1 – inlet air, 2 – composting biomass, 3 – air outlet, 4 – gas meters (NH_3 , O_2/CO_2), 5 – drained liquids container, 6 – sensors set (temperature, pH), 7 – channel recorder (DACH et AL. 2003)

Metody analityczne

Oznaczanie wilgotności wykonano metodą suszarkową, poddając materiał suszeniu dwustopniowemu w 60°C i w 105°C do uzyskania stałej masy. Oznaczanie zawartości materii organicznej polegało na wagowym określeniu straty przy prażeniu próby w temperaturze 500°C . Oznaczanie zawartości węgla organicznego wykonano metodą miareczkową z dwuchromianem potasu (POŁEĆ 1999). Azot ogólny oznaczano metodą Kjeldahla (Kjeltec System 1026 Distilling Unit Tecator, Dania) (KOROL i KOROL 1992). Liczbę mikroorganizmów określano metodą płytkową na podłożach wzrostowych: mikroorganizmów psychrofilnych, mezofilnych i termofilnych – na agarze odżywczym, a dla grzybów – na podłożu glukozowo-ziemniaczanym (G-Z) (TROJANOWSKA i IN. 1996). Zawartość nikotyny oznaczano metodą HPLC, stosując kolumnę Supelcosil LC-18-DB (Supelco USA) (ARESTA i IN. 2005). W badaniach zastosowano izotermiczny dwukomorowy bioreaktor do badań modelowych rozkładu materiałów organicznych w warunkach tlenowych. Dzięki odpowiedniej izolacji termicznej oraz kontrolowanemu dopływowi powietrza do badanego odpadu umożliwił on dokładne odwzorowanie przemian zachodzących w kompostowanym materiale, włączając w to badania zmian parametrów fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych, jak również wydzielanych gazów i energii. Dodatkowo wykorzystanie bioreaktora pozwoliło na prowadzenie ba-

dań modelowych bez jakiegokolwiek wpływu warunków pogodowych, które mogłyby oddziaływać na wyniki w badaniach terenowych. Pomiary emisji gazów, tzn.: CO₂, i NH₃, wykonywano z użyciem zespołu czujników gazowych (głowice pomiarowe typu MG-72/NH₃ oraz MG-72/CO₂ Alter, Polska) zainstalowanych we wnętrzu bioreaktora i stanowiących jego część składową.

Metody statystyczne

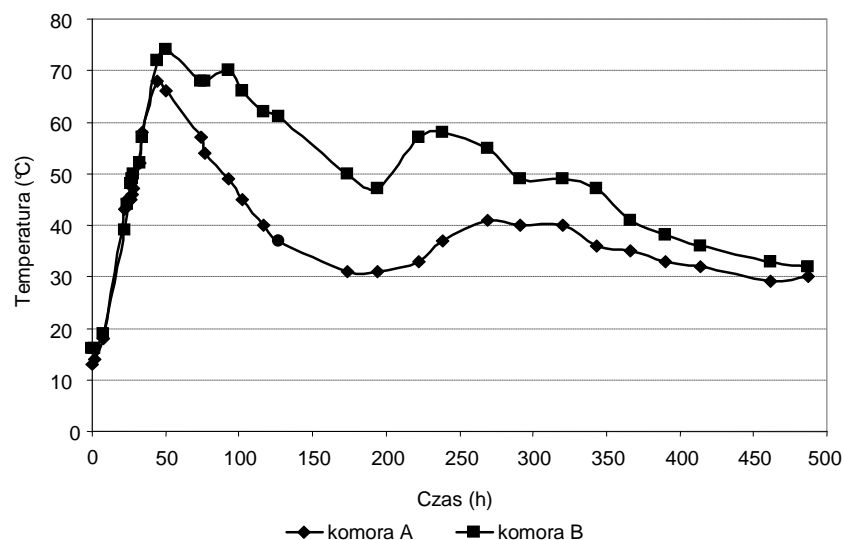
Oceny statystycznej wyników dokonano na podstawie analizy wariancji, testu Levene'a, testu Kruskal-Wallisa oraz testu LSD. Obliczenia wykonano za pomocą programu Statistica 5.0.

Wyniki i dyskusja

Zależność pomiędzy czasem a temperaturą podczas kompostowania

Jeśli ciepło produkowane przez mikroorganizmy w czasie kompostowania jest zatrzymywane przez pewnego rodzaju izolację (styropian), to temperatura wewnątrz kompostu rośnie. Wzrost temperatury obserwuje się w odpowiednio ukształtowanej przymie, kopcu i szczelnym kontenerze lub w różnego rodzaju boksach, traktowanych jako bioreaktory do hodowli mikroorganizmów w warunkach stacjonarnych. Temperaturowe fazy w procesie kompostowania są odzwierciedleniem aktywności metabolicznej sukcesywnie zmieniających się populacji mikroorganizmów w degradacji coraz trudniej rozkładanej materii organicznej (BŁASZCZYK 2007). Temperatura początkowa materiałów kompostowanych w bioreaktorach A i B wynosiła odpowiednio 13°C i 16°C (rys. 2). W pierwszych kilkudziesięciu godzinach kompostowania odpadów tytoniowych i osadu ściekowego temperatura w obu komorach wzrastała liniowo, osiągając w 50. godzinie odpowiednio 66°C i 74°C. W początkowej fazie (do 50. godziny) temperatura wzrastała bardzo szybko i w obu bioreaktorach wzrost ten nie różnił się istotnie ($p > 0,05$). Faza mezofilna trwała tylko jedną dobę, a faza termofilna rozpoczęła się już w drugiej dobie procesu. Po osiągnięciu maksimum temperatury w 44. godzinie w obu bioreaktorach następował spadek trwający aż do 200. godziny (ósma doba), kiedy to ponownie temperatura wzrosła do 41°C (bioreaktor A) i 58°C (bioreaktor B). Taki stan utrzymywał się przez kolejne 38 h, po czym temperatura malała aż do całkowitego zakończenia procesu.

Nieoczekiwany wzrost temperatury był spowodowany najprawdopodobniej intensywnym rozwojem promieniowców i grzybów w masie kompostowej, które rozpoczęły dekompozycję trudno degradowalnych związków. Rozkład komponentów złożonych do związków prostych umożliwił ponowne uaktywnienie się bakterii, co wywołało powtórny wzrost temperatury i dalszy rozkład materii organicznej. Po zakończeniu wzrostu liczebności grzybów i zmniejszeniu się liczby pozostałych grup mikroorganizmów temperatura znów zmalała i osiągnęła wartość końcową 30°C.



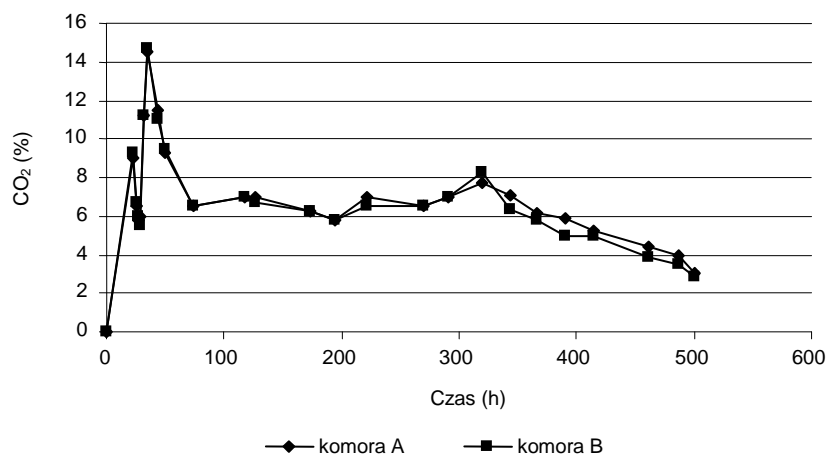
Rys. 2. Zmiany temperatury w procesie kompostowania odpadów tytoniowych z dodatkiem osadu ściekowego i słomy pszennej

Fig. 2. Changes of temperature in tobacco waste composting process with addition of sewage sludge and wheat straw

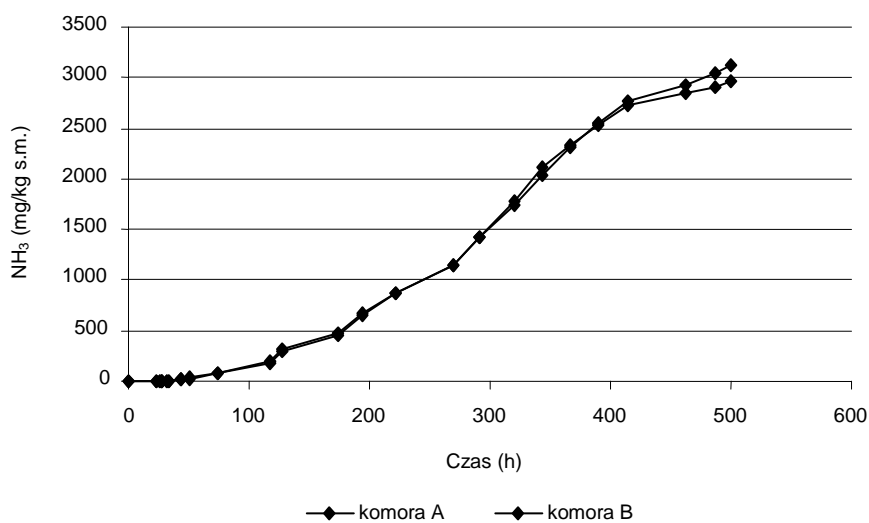
Emisja dwutlenku węgla i amoniaku oraz zmiany liczby mikroorganizmów

W początkowym etapie kompostowania odnotowano gwałtowny wzrost zawartości dwutlenku węgla w powietrzu wychodzącym z komór (rys. 3). Początkowe stężenie CO₂ w obu bioreaktorach wynosiło około 0,03%, po czym nastąpił wzrost do poziomu około 15%. Po dwóch dniach odnotowano w komorach spadek zawartości CO₂, którego stężenie oscylowało pomiędzy wartością 6% a 8%. Od 12 dnia (300 h) zawartość CO₂ w powietrzu wychodzącym stopniowo zmalała z 6% do 2%. Równie dużą emisję dwutlenku węgla w początkowym okresie kompostowania zaobserwowali WONG i FANG (2000). Największą emisję obserwowano w pierwszych 10 dniach procesu. W piątej dobie emisja osiągnęła swoje maksimum: 16 mg C-CO₂ na 1 g kompostu w ciągu doby. Po 40. dniu procesu emisja CO₂ ustabilizowała się i wynosiła 1-2 mg C-CO₂ na 1 g kompostu w ciągu doby. Również podczas kompostowania obornika z dodatkiem słomy w bioreaktorze największą emisję CO₂ w powietrzu wylotowym obserwowano do drugiej doby procesu. Ilość CO₂ w powietrzu wylotowym wyniosła 6,5%. Po szóstej dobie ilość CO₂ w powietrzu wylotowym ustabilizowała się na poziomie 1% (PETRIC i SELIMBASIC 2008).

Procesy mikrobiologicznego rozkładu materii organicznej w masie kompostowej zachodzące w wysokich temperaturach są przyczyną wydzielania się znacznych ilości amoniaku. W przeprowadzonym doświadczeniu znaczący udział w emisji gazowej miał amoniak, którego stężenie przekroczyło wartość 500 mg/m³. Widoczne jest (rys. 4), że silna emisja amoniaku nastąpiła po 40. godzinie procesu i trwała aż do 400. godziny. Następnie emisja zmniejszyła się i po 500 h nie stwierdzano obecności amoniaku



Rys. 3. Emisja CO₂ w procesie kompostowania odpadów tytoniowych z dodatkiem osadu ściekowego i słomy pszennej
 Fig. 3. Emission of CO₂ in tobacco waste composting process with addition of sewage sludge and wheat straw



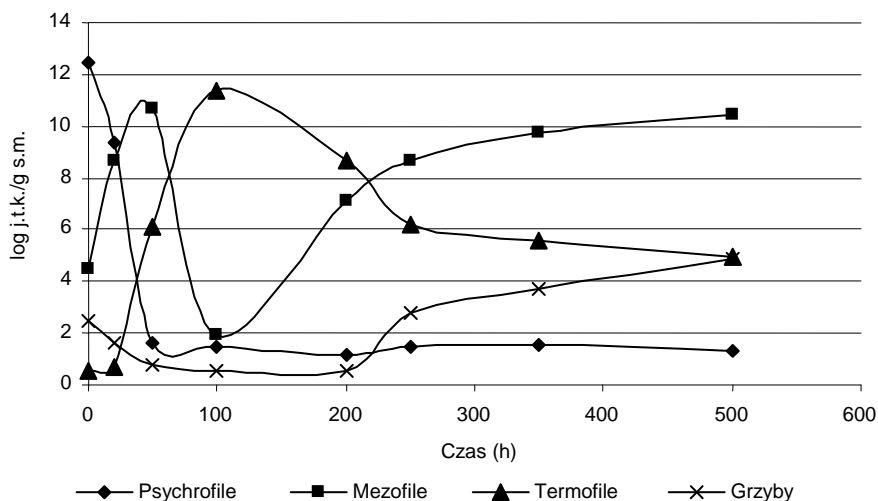
Rys. 4. Emisja amoniaku w procesie kompostowania odpadów tytoniowych z dodatkiem osadu ściekowego i słomy pszennej
 Fig. 4. Emission of ammonia in tobacco waste composting process with addition of sewage sludge and wheat straw

w powietrzu wylotowym. Równie dużą emisję amoniaku obserwowano w doświadczeniu przeprowadzonym przez FUKUMOTO i IN. (2003) nad kompostowaniem trocin wraz ze świeżym osadem ściekowym. W bioreaktorach, w których wykorzystany osad sta-

nowił 45% masy kompostowej, emisja amoniaku dochodziła do 500 ppm, natomiast w bioreaktorach, w których udział osadu wynosił 65%, emisja NH_3 osiągnęła maksymalną wartość 1000 ppm.

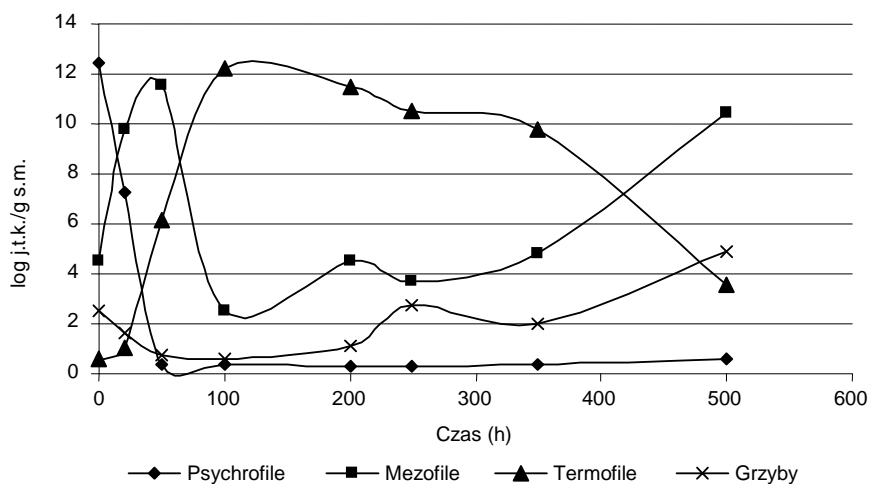
Dostępność tlenu, wilgotność i łatwy dostęp składników pokarmowych w kompostowanym materiale sprzyjają rozwojowi charakterystycznej mikroflory. Pomiedzy temperaturą a ilością i rodzajem rozwijających się drobnoustrojów istnieje wyraźna zależność (SCHLEGEL 2004). Związek ten ma istotny wpływ na jakość późniejszego produktu. Korelacja pomiędzy zawartością tlenu a zawartością dwutlenku węgla wynika z aktywności mikrobiologicznej bakterii i grzybów, które rozkładając materię organiczną przyczyniają się do strat węgla uwalnianego w postaci CO_2 . Największa emisja CO_2 miała miejsce w czasie utrzymywania się wysokiej temperatury, a więc wówczas, gdy największy udział w biodegradacji miały bakterie termofilne. Stwierdzono, że w bioreaktorze A na początku kompostowania najliczniejszą grupą mikroorganizmów były bakterie psychrofilne ($12,6 \log \text{ j.t.k./g s.m.}$), a drugą co do liczebności stanowiła grupa mikroorganizmów mezofilnych ($4,5 \log \text{ j.t.k./g s.m.}$). Z kolei liczba bakterii termofilnych i grzybów była zdecydowanie mniejsza i wynosiła odpowiednio $0,8 \log \text{ j.t.k./g s.m.}$ oraz $4,5 \log \text{ j.t.k./g s.m.}$ (rys. 5, 6).

W okresie od trzeciego do szóstego dnia zaobserwowano gwałtowny rozwój mikroorganizmów termofilnych oraz spadek liczby pozostałych grup. Pomiedzy 6. a 21. dniem procesu nastąpił ponowny wzrost liczby bakterii mezofilnych oraz niewielki wzrost liczby mikroorganizmów psychrofilnych przy bardzo szybkim spadku liczby bakterii termofilnych. W okresie tym nie zaobserwowano rozwoju grzybów, które pojawiły się dopiero po fazie termofilnej. Po okresie leżakowania materiału (30 dni) w temperaturze 30°C zanotowano także niewielki wzrost grup bakterii psychrofilnych, mezofilnych i grzybów oraz spadek liczby mikroorganizmów termofilnych. W kompoście



Rys. 5. Zmiany liczebności mikroorganizmów w kompoście z odpadem tytoniowym (komora A)

Fig. 5. Changes of microorganisms counts in tobacco waste compost (chamber A)



Rys. 6. Zmiany liczebności mikroorganizmów w kompoście z odpadem tytoniowym (komora B)

Fig. 6. Changes of microorganisms counts in tobacco waste compost (chamber B)

z komory B zmiany populacji mikroorganizmów przedstawiały się analogicznie do zmian w kompoście z komory A. Pierwszego dnia procesu najliczniejsze były również mikroorganizmy psychrofilne (11,9 log j.t.k./g s.m.), a następnie mezofilne (4,2 log j.t.k./g s.m.) i grzyby (2,1 log j.t.k./g s.m.), których liczba nieznacznie przewyższyła liczbę mikroorganizmów termofilnych, wynoszącą 0,3 log j.t.k./g s.m. kompostu. W kolejnych dniach procesu dominacja poszczególnych grup mikroorganizmów była znów charakterystyczna dla temperatury procesu – gdy temperatura rosła rozwijały się bakterie mezofilne, a następnie termofilne, natomiast gdy temperatura obniżała się, następowała dekolonizacja bakterii psychrofilnych i grzybów, a malała liczba mikroorganizmów termofilnych. Podobne zmiany w następstwie populacji mikroorganizmów podczas kompostowania osadu czynnego oraz obornika zaobserwowali FANG i IN. (1998) oraz TIQUIA i IN. (1997).

Zmiany zawartości materii organicznej, C:N, pH oraz nikotyny

W wyniku kompostowania następują zmiany w zawartości C i N oraz materii organicznej, czego widocznym skutkiem jest zmiana ilorazu C:N. W czasie trwania kompostowania, dwutlenek węgla jest emitowany jako metaboliczny produkt końcowy, dlatego całkowita zawartość węgla w masie kompostowej spada w miarę trwania procesu (VUORINEN i SAHARINEN 1997). W kompoście z komory A ilość materii organicznej uległa zmniejszeniu z 778 do 646 g/kg s.m. kompostu, co było efektem spadku ilości węgla o 17%, natomiast w komorze B ilość materii organicznej zmniejszyła się z 769 do 623 g/kg s.m. kompostu, a ilość węgla – o 20% (tab. 1). Ilość azotu w kompostach obu komór bioreaktora wzrosła: z 24,5 g/kg s.m. do 27,6 g/kg s.m. w komorze A oraz z 23,2 g/kg s.m. do 28,1 g/kg s.m. w komorze B. Podczas kompostowania odpadów z przemysłu papierniczego (GEA i IN. 2005) stwierdzono spadek materii organicznej

Piotrowska-Cyplik A., Dach J., Cyplik P., Marecik R., Gwiazdowska D., 2008. Biodegradacja nikotyny w procesie kompostowania odpadu tytoniowego z osadem ściekowym przy podwyższonej emisji amoniaku. *Nauka Przyr. Technol.* 2, 3, #14.

Tabela 1. Parametry fizyczno-chemiczne brykietu tytoniowego i przygotowanych kompostów
Table 1. Physico-chemical parameters of briquette tobacco waste and composts

Material	Materia organiczna (g/kg s.m.)	pH	Nikotyna (mg/kg s.m.)	C (g/kg s.m.)	N (g/kg s.m.)	C:N
Brykiet tytoniowy	717,0 ±23,0	5,7	4 600,0 ±32,0	370,0 ±19,0	16,9 ±2,1	21,9
Osad ściekowy	790 ±12,0	6,1	–	445,0 ±18,0	27,6 ±1,9	16,1
Słoma	–	–	–	400,0	5,1 ±1,6	80
Komora A						
początek	778,0 ±25,0	6,0	884,0 ±36,0	430,0 ±11,0	24,5 ±1,8	17,6
koniec	646,0 ±20,0	7,5	195,0 ±12,0	359,0 ±9,0	25,6 ±2,1	13
Komora B						
początek	769,0 ±22,0	5,9	1 897,0 ±28,0	421,0 ±10,0	23,2 ±1,3	18,3
koniec	623,0 ±19,0	7,5	379,0 ±15,0	338,0 ±5,0	28,1 ±1,8	12

o 33% w stosunku do zawartości początkowej. HU i IN. (2007), podczas kompostowania różnych odpadów przemysłowych (np. roślin ogrodowych i jadalnych), w trakcie trwania procesu odnotowali spadki materii organicznej rzędu 26-33%. Spadki te były spowodowane głównie emisją dwutlenku węgla w czasie procesu kompostowania. Znacznie większą utratę węgla w badaniach nad kompostowaniem osadu ściekowego wykazali BENITEZ i IN. (1998), którzy stwierdzili w przeciągu 12 tygodni kompostowania utratę aż 41% całkowitego węgla w stosunku do wartości wyjściowej. Z kolei ELVIRA i IN. (1998) w badaniach nad kompostowaniem obornika odnotowali niewielki spadek zawartości węgla z 500 do 483 kg/g s.m.

Wzrost wartości azotu był spowodowany głównie zmniejszeniem ilości węgla ogólnego w przeliczeniu na suchą masę. Innym ważnym parametrem wpływającym przede wszystkim na przyswajalność metali przez rośliny jest pH kompostu. Wymywalność i zdolność absorbowania przez rośliny metali z kompostu rośnie wraz ze zmniejszeniem się wartości pH, stąd wartość kompostu nie powinna być mniejsza niż 6,5. Wartość wyjściowa pH w przypadku kompostu z komory A zwiększyła się z 6,0 do 7,5 (po okresie dojrzwania kompostu), w kompoście z komory B zaś pH z 5,9 wzrosło do poziomu 7,5 i nie zmieniło się po okresie dojrzwania kompostu.

Największym problemem związanym z odpadami tytoniowymi jest obecność w nich substancji niebezpiecznych, a zwłaszcza nikotyny, dlatego też jeśli jej zawartość przekracza 500 mg/kg s.m. są one zaliczane do grupy odpadów niebezpiecznych (*toxic and hazardous wastes*) (WANG i IN. 2004). Znane są liczne doniesienia literaturowe dotyczące biodegradacji nikotyny w roztworach wodnych (ściekach) przez wyizolowane mikroorganizmy, lecz nie mniej poważny problem stanowią stałe opady poprodukcyjne o charakterze substancji stałej (RUAN i IN. 2005). Ze względu na dużą rozpuszczalność nikotyny w wodzie istnieje poważne ryzyko, że podczas składowania tych odpadów może nastąpić wymywanie z nich nikotyny i jej migracja do warstw wodonośnych, co jest szczególnie niebezpieczne dla środowiska (CIVILINI i IN. 1997). Uzyskana w komo-

rach A i B bioreaktora biodegradacja nikotyny w ilości – odpowiednio – 78% i 80% potwierdza zasadność i wysoką efektywność kompostowania jako metody biodegradacji odpadów tytoniowych.

Podsumowanie

Stwierdzono, iż kompostowanie zbrykietowanego pyłu tytoniowego z dodatkiem osadu ściekowego i słomy umożliwiło całkowitą biodegradację odpadu tytoniowego, co pozwoliło na uzyskanie dojrzałego kompostu w bioreaktorze w stosunkowo krótkim czasie 90 dni. Uzyskana po tym okresie czasu biodegradacja nikotyny potwierdza zasadność i wysoką efektywność kompostowania jako metody biodegradacji odpadów tytoniowych. Uzyskana w kompostach temperatura, będąca efektem procesów biochemicznych związanych z rozwojem mikroorganizmów, warunkowała prawidłowy przebieg procesu kompostowania oraz w znacznym stopniu przyczyniała się do jego intensyfikacji. Efektem procesów mineralizacji zachodzących w kompostach były zmiany wartości pH oraz straty węgla i azotu prowadzące do zmniejszenia stosunku C:N (indeksu dojrzałości kompostu) do poziomu 12:1 i 13:1, odpowiednio w każdej z komór, w przeliczeniu na jednostkę suchej masy kompostu. Uzyskane wartości świadczą o bardzo wysokim stopniu dojrzałości kompostów.

Literatura

- ARESTA A., PALMISANO F., ZAMBONIN C.G., 2005. Simultaneous determination of caffeine, theobromine, theophylline, paraxanthine and nicotine in human milk by liquid chromatography with diode array UV detection. *Food Chem.* 93: 177-181.
- BENITEZ C., BELLIDO E., MEDIANA M. 1998. Influence of pedological and climatic of nitrogen mineralization in soils treated with pig slurry compost. *Biores. Technol.* 63: 147-151.
- BŁASZCZYK M.K., 2007. Mikroorganizmy w ochronie środowiska. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- BRISKI F., HORGAS N., VUKOVIC M., GOMZI Z., 2003. Aerobic composting of tobacco industry solid waste – simulation of the process. *Clean Techn. Environ. Policy* 5: 295-301.
- CIVILINI M., DOMENIE C., SEBASTIANUTTO N., BERTOLI M., 1997. Nicotine decontamination of tobacco agro-industrial waste and its degradation by micro-organisms. *Waste Manag. Res.* 15: 349-358.
- DACH J., JĘDRUŚ A., ADAMSKI M., KOWALIK I., ZBYTEK Z., 2003. Bioreaktor do badań procesów rozkładu materiałów organicznych. *J. Res. Appl. Agric. Eng.* 48: 74-77.
- ELVIRA C., SAMPEDRO L., BENITEZ E., NOGALES R., 1998. Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: a pilot-scale study. *Biores. Technol.* 63: 205-211.
- FANG M., WONG J.W.C., MA K.K., WONG M.H. 1998. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations. *Biores. Technol.* 67, 19-24.
- FUKUMOTO Y., OSADA T., HANAJIMA D., HAGA K., 2003. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emission during swine manure composting without forced aeration-effect of compost pile scale. *Biores. Technol.* 89: 109-114.
- GEA T., ARTOLA A., SANCHEZ A., 2005. Composting of de-inking sludge from the recycled paper manufacturing industry. *Biores. Technol.* 96: 1161-1167.

Piotrowska-Cyplik A., Dach J., Cyplik P., Marecik R., Gwiazdowska D., 2008. Biodegradacja nikotyny w procesie kompostowania odpadu tytoniowego z osadem ściekowym przy podwyższonej emisji amoniaku. *Nauka Przyr. Technol.* 2, 3, #14.

- HU T.-J., ZENG G.-M., HUANG D.-L., YU H.-Y., JIANG X.-Y., DAI F. et al., 2007. Use of potassium dihydrogen phosphate and sawdust as adsorbents of ammoniacal nitrogen in aerobic composting process. *J. Hazard. Mater.* 141, 3: 736-744.
- JĘDRZAK A., 2007. Biologiczne przetwarzanie odpadów. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- KOROL J., KOROL R., 1992. Badanie składu i właściwości osadów ściekowych. Wyd. PIOŚ, Dębe.
- MEHER K.K., PANCHWAGH A.M., RANGRASS S., GOLLAKOTA K.G., 1995. Biomethanation of tobacco waste. *Environ. Pollut.* 90, 2: 199-202.
- PETRIC I., SELIMBASIC V., 2008. Composting of poultry manure and heat straw in a closed reactor: optimum mixture ratio and evolution of parameters. *Biodegradation* 19: 1953-1963.
- POLEĆ B., 1999. Proekologiczna gospodarka wodno-ściekowa cukrowni. Część III. Metody badań wód, ścieków i procesów unieszkodliwiania zanieczyszczeń. Fundacja „Rozwój SGGW”, Warszawa.
- RUAN A., MIN H., PENG X., HUANG Z., 2005. Isolation and characterization of *Pseudomonas* sp. strain HF-1, capable of degrading nicotine. *Res. Microbiol.* 156: 700-706.
- SCHLEGEL H.G., 2004. *Mikrobiologia ogólna*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- TIQIA S.M., TAM N.F.Y., HODGKISS I.J., 1997. Composting of spent pig pitter at different seasonal temperatures in subtropical climate. *Environ. Pollut.* 98, 1: 97-104.
- TROJANOWSKA K., GIEBEL H., GOŁĘBIEWSKA M., 1996. *Mikrobiologia żywności*. Wyd. AR, Poznań.
- VUORINEN A.H., SAHARINEN M.H., 1997. Evolution of microbiological parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 66: 19-29.
- WANG S.N., XU P., TANG H.Z., MENG J., LIU X.L., HUANG J., CHEN H., DU Y., BLANKESPOOR H.D., 2004. Biodegradation and detoxification of nicotine in tobacco solid waste by a *Pseudomonas* sp. *Biotechnol. Lett.* 26: 1493-1496.
- WONG J.W., FANG M. 2000. Effects of lime addition on sewage sludge composting process. *Water Resour.* 34, 15: 3691-3698.

BIODEGRADATION OF NICOTINE IN TOBACCO WASTE WITH SEWAGE SLUDGE COMPOSTING PROCESS AT HIGH EMISSION OF AMMONIA

Summary. This study undertook investigations on the elaboration and determination of the utilization efficiency of tobacco waste in the composting process with municipal sewage sludge and wheat straw and ratio of nicotine biodegradation in examined waste. The research was conducted in isothermal, two-chamber bioreactor for model investigations of organic material degradation in aerobic conditions. The bioreactor was equipped with aeration system, sensors set (temperature and pH) and gas meters (NH_3 , O_2/CO_2). The ratio of tobacco waste to sewage sludge was 20% in chamber A and 40% in chamber B. The performed studies indicated, that composting of tobacco waste with sewage sludge decreased C:N ratio in both bioreactors: 17.6 to 13 in chamber A and 18.3 to 12 in chamber B. The consequence of this changes was the reduction of organic matter and CO_2 and NH_3 emissions. Moreover, the performed investigations indicated the reduction of nicotine from 884 to 195 mg/kg d.m. in chamber A and from 1897 to 379 mg/kg d.m. in chamber B.

Key words: nicotine, tobacco waste, sewage sludge, composting process, gases emissions

Piotrowska-Cyplik A., Dach J., Cyplik P., Marecik R., Gwiazdowska D., 2008. Biodegradacja nikotyny w procesie kompostowania odpadu tytoniowego z osadem ściekowym przy podwyższonej emisji amoniaku. *Nauka Przym. Technol.* 2, 3, #14.

Adres do korespondencji – Corresponding address:

Agnieszka Piotrowska-Cyplik, Instytut Technologii Żywności Pochodzenia Roślinnego, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 31/33, 60-624 Poznań, Poland, e-mail: apio@up.poznan.pl

Zaakceptowano do druku – Accepted for print:

27.06.2008

Do cytowania – For citation:

*Piotrowska-Cyplik A., Dach J., Cyplik P., Marecik R., Gwiazdowska D., 2008. Biodegradacja nikotyny w procesie kompostowania odpadu tytoniowego z osadem ściekowym przy podwyższonej emisji amoniaku. *Nauka Przym. Technol.* 2, 3, #14.*