



Wpływ Efektywnych Mikroorganizmów na zmiany zawartości WWA w osadach ściekowych podczas stabilizacji beztlenowej

*Dariusz Boruszko, Wojciech Dąbrowski,
Janina Piekutin, Józefa Wiater
Politechnika Białostocka*

1. Wstęp

WWA występują we wszystkich elementach środowiska: w wodach powierzchniowych i podziemnych, glebie i roślinach. Źródłem WWA mogą być zarówno procesy naturalne (geochemiczne, spalania, np. pożary lasów lub wypalanie łąk, a także biosyntezy i rozkładu), jak i procesy antropogeniczne. Potwierdzono również występowanie tych związków w ściekach, osadach ściekowych i dennych, a także w odpadach przemysłowych [7]. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) gromadzone są w osadach ściekowych ze względu na silne powinowactwo do cząstek stałych. Zakres stężeń WWA w osadach ze ścieków komunalnych jest szeroki i wynosi od kilku mikrogramów do kilkuset miligramów w przeliczeniu na kilogram suchej masy. Zawartość tych związków zależy nie tylko od rodzaju ścieków, lecz także od rodzaju osadu, tzn. od stopnia zmineralizowania substratu organicznego [22].

W literaturze brakuje badań dotyczących fermentacji specyficznych osadów z oczyszczania ścieków mleczarskich, a szczególnie zawartości w nich WWA, tym bardziej, że osady mleczarskie stosowane są w rolnictwie. Związki WWA mogą kumulować się w glebie, mogą być pobierane w postaci cząsteczek przez rośliny, a tym samym przemieszczać się w łańcuchu troficznym.

Przy założeniu, że podczas przetwarzania 1 m³ mleka powstaje 3,2 m³ ścieków mleczarskich, globalnie w skali kraju w 2012 r. powstało 39,35 mln m³ ścieków mleczarskich, z czego 7,08 mln m³ w samym województwie podlaskim. Ścieki mleczarskie charakteryzują się znacznie wyższymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń (związków organicznych i biogenych) w porównaniu ze ściekami komunalnymi. Bardzo często, istnieje więc konieczność ich wstępnego podczyszczenia przed układem biologicznym np. w procesie flotacji ciśnieniowej [6,11,14]. Według danych literaturowych ilość osadów poflotacyjnych powstających w procesie podczyszczania ścieków z różnych branż przemysłu spożywczego stanowi od 0,5 do 2% ilości tych ścieków [7].

Proces fermentacji istotnie wpływa na zmiany stężeń WWA w osadach. W wielu badaniach po fermentacji odnotowywano zazwyczaj zwiększone zawartości WWA w osadach [8]. Jednocześnie wielu autorów wskazuje na możliwość obniżenia ogólnej zawartości WWA w osadach ściekowych w określonych warunkach stabilizacji beztlenowej tych osadów [16,27]. Ponieważ w warunkach stabilizacji beztlenowej różnych osadów ściekowych bierze udział bardzo zróżnicowana populacja mikroorganizmów, zbadanie wpływu wzbogacenia tej populacji o Efektywne Mikroorganizmy (EM) odkryte w 1982 r. przez japońskiego profesora ogrodnictwa, a także naukowca Teuro Higa z uniwersytetu w Ryukyus na wyspie Okinawa może przyczynić się do skutecznego rozkładu tych zanieczyszczeń. EM jako kompleks został wyposażony w niezliczoną liczbę wyspecjalizowanych narzędzi biologicznych w postaci enzymów zapewniających im przetrwanie i rozwój nie tylko w glebie, także w różnorodnych środowiskach takich jak: osady denne zbiorników wodnych (jeziora, stawy, oczka itp.), ściółki w pomieszczeniach dla zwierząt, wysypiska śmieci, zbiorniki z gnojowicą, kanały ścieków municypalnych i osady z oczyszczalni ścieków. Komplet enzymów wykorzystany przez poszczególne szczepy umożliwia degradację materii organicznej. Mikroorganizmy razem współpracując ze sobą produkują substancje zapewniające im przetrwanie w agresywnym środowisku pełnym wrogich odmian patogenów grzybowych. W skład Efektywnych Mikroorganizmów wchodzi głównie organizmy beztlenowe, dzięki którym w procesach metabolizmu zostaje uwolniony do środowiska wolny chemicznie tlen. Ma to znaczenie dla ochrony zanieczyszczonego środowiska, gdyż te mikroorganizmy mają silne działanie antyutleniające. W dotychczasowych bada-

niach prowadzonych nad fermentacją osadów ściekowych mleczarskich nie podejmowano prób wykorzystania szczepionek mikrobiologicznych zawierających Efektywne Mikroorganizmy w celu szybszego rozkładu materii organicznej [9,17].

Celem badań było określenie wpływu EM na zmiany ilościowe WWA w osadach poflotacyjnych z oczyszczania ścieków mleczarskich poddawanych procesowi fermentacji metanowej.

2. Obiekt badań, stosowana technologia i metodyka badań

Do badań zastosowano osady ściekowe z oczyszczalni ścieków w Wysokiem Mazowieckiem należącej do SM Mlekovita, która jest największą i najnowocześniejszą oczyszczalnią przemysłu mleczarskiego w województwie podlaskim. W roku 2013 zakończono modernizację oczyszczalni, a zastosowana technologia znacznie zmieniła procesy gospodarki osadowej. Obecnie razem z osadem nadmiernym do instalacji fermentacji beztlenowej w reaktorze BIOBULK, odprowadzane są osady powstałe w procesie flotacji bogate w substancje tłuszczowe.

Osad pobrany do badań składał się z mieszaniny osadów nadmiernego i poflotacyjnego. Charakteryzował się nieprzyjemnym zapachem oraz dużą zawartością białek o czym świadczyły liczne aglomeraty występujące na powierzchni oraz tłuszczy poflotacyjnych tworzących oleistą strukturę. Osady poddano procesowi fermentacji, który prowadzono w warunkach laboratoryjnych w układzie modelu badawczego bioreaktorów (rys. 1). Komory fermentatora napełniono osadami w ilości po 10 l. Osady w komorze nr 2 dodatkowo zaszczepiono 300 ml preparatu EM BIO firmy Greenland. W tak przygotowanych komorach rozpoczęto fermentację. Fermentację prowadzono przez 28 dób (cztery tygodnie) w temperaturze 35°C.

W osadach oznaczono: zawartość substancji organicznych i mineralnych, suchą masę, pH, ChZT, azot ogólny i fosfor ogólny. Analizę ilościową 16 WWA prowadzono równolegle w osadzie bez zaszczepienia i w osadzie z zaszczepieniem EM pięciokrotnie: przed fermentacją, po 7, 14, 21 i po 28 dobach fermentacji.



Rys. 1. Instalacja do fermentacji metanowej

Fig. 1. Installation to the anaerobic digestion

Oznaczenia właściwości fizyczno-chemicznych osadów wykonano zgodnie z: oznaczanie suchej masy, substancji organicznej, odczynu – PN-Z-15011-3:2001, oznaczanie zawartości azotu ogólnego – PN-Z-15011-3:2001, oznaczanie zawartości fosforu ogólnego – PB 26 edycja 2, 26.04.2009.

Badania WWA przeprowadzono zgodnie z polską normą PN-ISO 18287 Oznaczanie zawartości wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (PAH) wykonano metodą chromatografii gazowej z detekcją za pomocą spektrometrii mas (GC-MS).

Ekstrakcję WWA przeprowadzono z zastosowaniem acetonu i eteru naftowego. W Normie Międzynarodowej opisano dwie metody ekstrakcji: dwustopniową i jednostopniową, do badań wykorzystano metodę dwustopniową.

3. Wyniki badań i dyskusja

Podstawowe parametry fizyczno-chemiczne osadów mleczarskich zastosowanych do badań przed fermentacją przedstawiono w tabeli 1.

Uwodnienie osadów wynosiło 96%, pH – 6,6. Zawartość związków organicznych wynosiła 85,6% suchej masy, a ChZT było na poziomie 65 000 mg O₂·dm⁻³. Zawartość azotu ogólnego wynosiła 3,95% sm, a fosforu ogólnego 1,25% sm.

Tabela 1. Parametry fizyczno-chemiczne osadów mleczarskich przed fermentacją

Table 1. Physicochemical parameters of dairy sludges before the fermentation

Parametr	Jednostka	Wartość
pH	-	6,6
Sucha masa	%	4
Substancje mineralne	% sm	14,4
Substancje organiczne	% sm	85,6
Azot ogólny	% sm	3,95
Fosfor ogólny	% sm	1,25
ChZT	mg O ₂ ·dm ⁻³	65 000

Zawartość początkowa 16 WWA w osadzie surowym przed fermentacją wynosiła średnio 0,690 µg·g⁻¹ s.m., natomiast w osadzie poflotacyjnym (stanowiącym około 30% osadu surowego) wynosiła średnio 0,094 µg·g⁻¹ s.m. W osadzie surowym nie wykryto obecności: indeno(1,2,3-c,d)pirenu, dibenzo(a,h)antracenu i benzo(g,h,i)teryleny (tabela 2). Bardzo niskie było stężenie naftalenu i wynosiło 0,002 µg·g⁻¹ s.m. W najwyższych stężeniach występowały: acenaftylen, który stanowił 25,8% sumarycznej ilości badanych WWA, piren 20,1% sumy WWA oraz fluoren 14,1% sumy WWA. Należy zauważyć, że sumaryczne stężenia 16 WWA w osadzie surowym i poflotacyjnym z oczyszczania ścieków mleczarskich są znacznie niższe w stosunku do notowanych w osadach komunalnych, w których suma WWA waha się w bardzo szerokim zakresie od kilkuset µg·kg⁻¹ s.m do 125 mg·kg⁻¹ s.m [3,10,12,30]. Porównując zawartości poszczególnych węglowodorów w osadzie surowym do sumarycznej zawartości WWA wykazano, że dominującą frakcją były związki trójpierścieniowe stanowiące 46,4% sumy WWA oraz

czteropierścieniowe stanowiące 35,2% sumy WWA. Podobne wyniki uzyskała Włodarczyk-Makuła w badaniach dotyczących zmian WWA w osadach surowych z oczyszczalni komunalnych, w których węglowodory 3- i 4- pierścieniowe stanowiły również najwyższy udział w sumarycznej ilości badanych WWA [27].

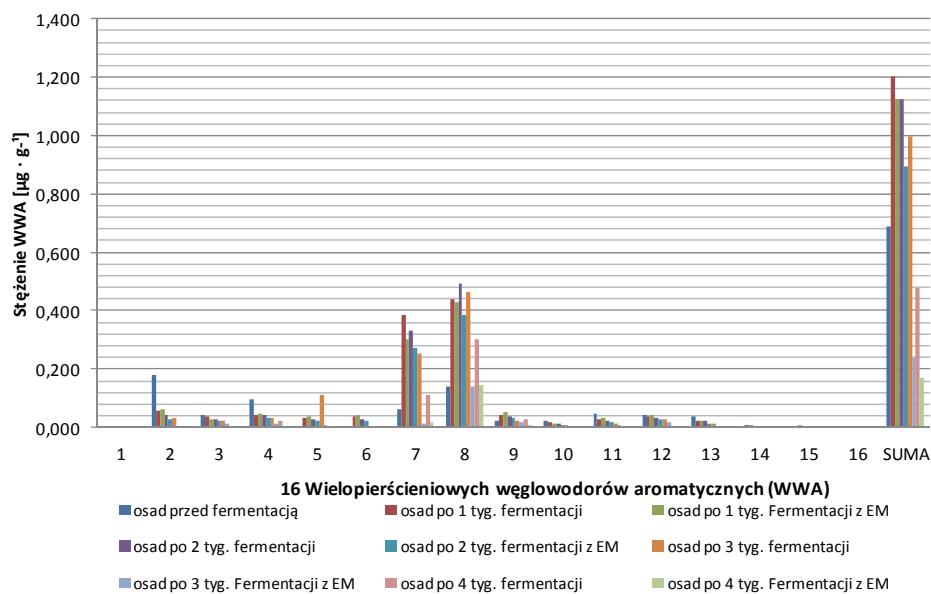
Tabela 2. Zawartość początkowa WWA w osadach przed fermentacją
Table 2. Initial WWA content in sludge before the fermentation

Nr	WWA	Osady surowe	Osady poflotacyjne
	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m.		
1	NAFTALEN	0,002	nw
2	ACENAFTYLEN	0,178	0,009
3	ACENAFTEN	0,041	0,001
4	FLUOREN	0,097	0,009
5	FENANTREN	0,001	nw
6	ANTRACEN	0,001	nw
7	FLUORANTEN	0,061	0,014
8	PIREN	0,139	0,032
9	BENZO(A)ANTRACEN	0,022	0,006
10	CHRYZEN	0,021	0,004
11	BENZO(B)FLUORANTEN	0,047	0,006
12	BENZO(K)FLUORANTEN	0,042	0,006
13	BENZO(A)PIREN	0,037	0,007
14	INDENO(1,2,3-c,d)PIREN	nw	nw
15	DIBENZO(A,H)ANTRACEN	nw	nw
16	BENZO(G,H,I)PERYLEN	nw	nw
	Suma 16 WWA	0,690	0,094

Zmiany stężeń analizowanych węglowodorów w osadach przed fermentacją oraz po 1,2,3,4 tygodniach jej trwania w osadach nie zaszczepionych EM i zaszczepionych EM przedstawiono w tabeli 3 i na rysunku 2.

Ogólna tendencja przebiegu zmian stężeń WWA w osadach poddawanych fermentacji w obu reaktorach była podobna. Zarówno w osadzie zaszczepionym EM, jak i w osadzie nie zaszczepionym EM; w pierwszej fazie fermentacji (fermentacja kwaśna) po 7 dobach procesu

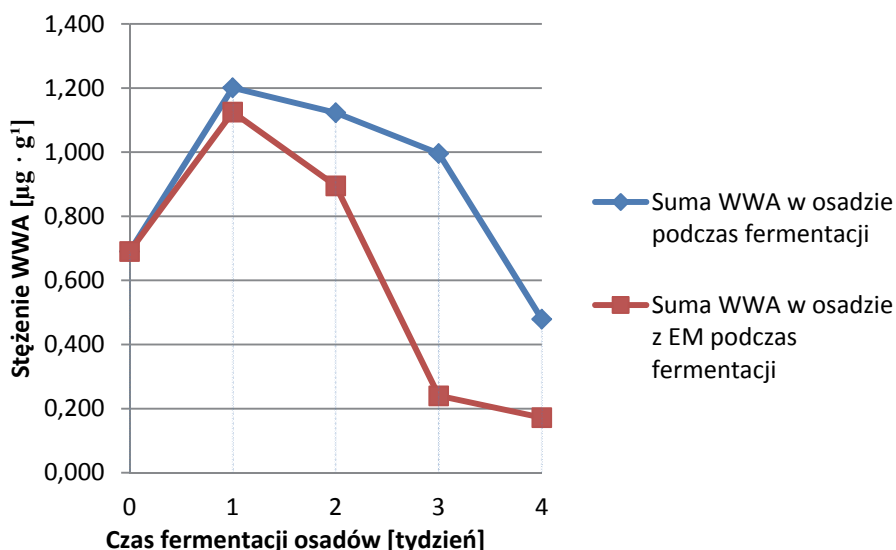
zaobserwowano znaczący wzrost sumy WWA. W osadzie bez EM suma WWA wynosiła $1,201 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m., natomiast w osadzie zaszczipionym EM $1,125 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Jest to charakterystyczne dla pierwszego etapu stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych. Dodatek EM do reaktora nr 2 nie hamował uwalniania się WWA i w fazie hydrolizy również zanotowano większe stężenia sumy WWA niż w osadzie surowym. Zmiany stężenia poszczególnych 16 WWA i ich sumy w obu reaktorach w poszczególnych tygodniach fermentacji przedstawiono na rysunku 3 (numeryacja poszczególnych WWA zgodna z tabelą 3).



Rys. 2. Ilościowe zmiany poszczególnych frakcji WWA w osadach ściekowych podczas fermentacji

Fig. 2. Quantitative changes of individual WWA factions in sewage sludges during the fermentation

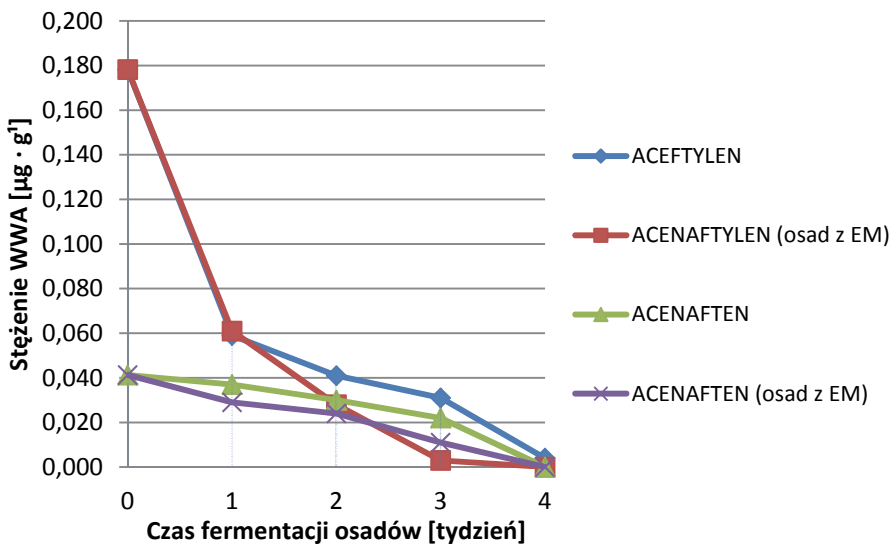
Po 2 tygodniach procesu fermentacji zaobserwowano obniżenie sumy WWA w odniesieniu do ilości odnotowanej po 1 tygodniu fermentacji. W następnych tygodniach obserwowano dalszy spadek stężenia WWA w obu reaktorach (rysunek 3) Przy czym w reaktorze I w osadzie bez zaszczepiania EM był on mniejszy niż w reaktorze 2 z osadem zaszczepionym EM. W końcowej fazie fermentacji odnotowano ubytek większości badanych węglowodorów. Sumaryczne końcowe stężenie WWA w osadzie nie zaszczepionym EM było mniejsze o 30,5% od wyjściowego i wyniosło $0,479 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m., natomiast w osadzie zaszczepionym WWA było mniejsze o 75,1% od wyjściowego i wynosiło $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Podobne wyniki uzyskał w badaniach Barret i inni (Francja). Zastosowanie beztlenowych procesów biologicznego rozkładu osadów ściekowych komunalnych pozwoliło na zmniejszenie stężenia WWA od 45% do 55% [1].



Rys. 3. Zmiany ilościowe sumy WWA podczas fermentacji osadów
Fig. 3. Quantitative changes of the WWA sum during the fermentation of sludges

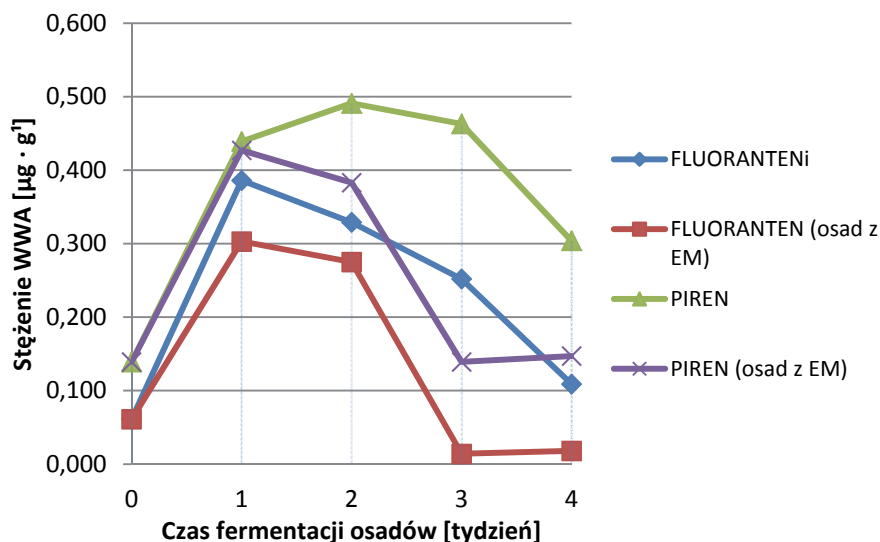
Zmiany stężeń dwóch węglowodorów 3- pierścieniowych acenaftenu i acenaftyleny podczas fermentacji osadów mleczarskich przedstawiono na rysunku 4. Zaszczepienie osadów preparatem EM spowodowało, że w osadach tych po czterech tygodniach fermentacji nie zanotowano

obecności węglowodorów 3- pierścieniowych. W osadzie nie zaszcze-pionym EM stwierdzono niewielką zawartość 2 węglowodorów 3-pierścieniowych tj. acenaftylen w ilości 0,004 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. oraz fluorenu w ilości 0,021 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. W przypadku węglowodorów 4-pierścieniowych w obu reaktorach po czterech tygodniach fermentacji nie zanotowano obecności chryzenu. Zmiany stężenia fluorantenu i pirenu w obu reaktorach wykazują, że końcowa ich zawartość w osadach po procesie fermentacji była większa w stosunku do stężenia w osadzie surowym. Najwyższy wzrost zawartości odnotowano w przypadku pirenu w osadzie nie zaszcze-pionym EM z 0,139 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. do 0,304 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. czyli o 119%. Sumaryczne stężenie węglowodorów 4-pierścieniowych w osadzie niezaszcze-pionym EM było wyższe od początkowego, natomiast w osadzie zaszcze-pionym EM było niższe od wyjściowego.



Rys. 4. Zmiany ilościowe wybranych 3-pierścieniowych WWA podczas fermentacji osadów

Fig. 4. Quantitative changes chosen 3-cyclic PAHs during the fermentation of sludges

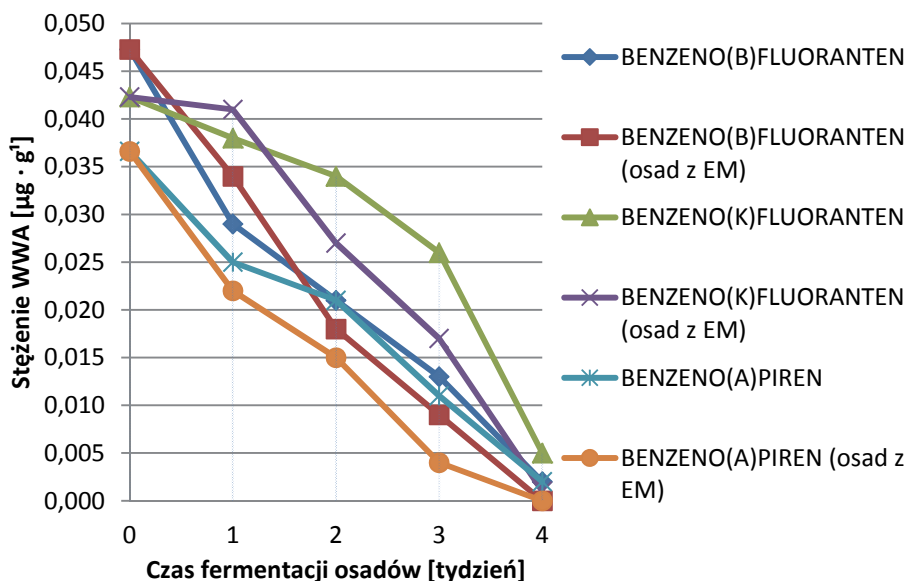


Rys. 5. Zmiany ilościowe wybranych 4-pierścieniowych WWA podczas fermentacji osadów

Fig. 5. Quantitative changes chosen 4-cyclic PAHs during the fermentation of sludges

Zmiany zawartości węglowodorów o najwyższej liczbie pierścieni 5 i 6 w osadach podczas trwania eksperymentu przedstawiono na rysunku 6. Zawartość wszystkich węglowodorów z tej grupy uległa w czasie fermentacji wyraźnemu zmniejszeniu w obu osadach. W przypadku osadu zaszczonego EM po 4 tygodniach fermentacji wykryto nieznaną na poziomie $0,001 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ s.m. ilość jedynie benzo(k)fluorantenu.

Zawartość WWA w osadach jest ściśle związana z występowaniem tych węglowodorów w ściekach i zależy od ich rodzaju i udziału ścieków przemysłowych i deszczowych. Uważa się, że w procesach oczyszczania ścieków, ze względu na wysokie powinowactwo tych związków do cząstek stałych, WWA powinny być w wysokim stopniu adsorbowane na powierzchni zawieszin i oddzielane w procesie sedymentacji [28,29]. W badaniach wykorzystano osady z oczyszczania ścieków mleczarskich, które charakteryzują się innym składem i właściwościami w porównaniu do osadów komunalnych [2]. Osady zawierały zwiększoną ilość tłuszczu (osady poflotacyjne), które mogą zwiększać efektywność fermentacji [18].



Rys. 6. Zmiany ilościowe wybranych 5-pierścieniowych WWA podczas fermentacji osadów

Fig. 6. Quantitative changes chosen 5-cyclic PAHs during the fermentation of sludges

Proces biologicznej degradacji zależy z jednej strony od właściwości węglowodorów, a z drugiej od warunków procesu, jakimi poddawane są osady [20]. WWA mogą tworzyć się również w osadach samoistnie, np. podczas procesów gnilnych, w wyniku biotransformacji materii organicznej o zróżnicowanym składzie [21]. Stosowanie osadów do nawożenia przekłada się więc bezpośrednio na wprowadzanie WWA do środowiska glebowego [26].

Rozkład węglowodorów mogą prowadzić zarówno czyste szczepy bakteryjne, jak i populacje mieszane, dla których pośrednie produkty mogą stanowić substraty dla innych. Biodegradację oprócz bakterii mogą prowadzić grzyby, promieniowce oraz niektóre cyjanobakterie i glony [31]. Ze względu na mechanizm działania mikroorganizmy można podzielić na dwie grupy; jedne wykorzystują węglowodory jako jedyne źródło węgla i energii (np. bakterie: *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Alcaligenes*, oraz grzyby: *Candida*, *Fusarium*, *Aspergillus*), inne mają zdolność do przemian kometabolicznych [13].

Zastosowanie Efektywnych Mikroorganizmów (EM) w procesie fermentacji osadów z oczyszczania ścieków mleczarskich zdecydowanie wpłynęło na obniżenie zawartości WWA w tych osadach. Potwierdza to możliwość degradacji badanych WWA przez mikroorganizmy w warunkach beztlenowych. Skuteczność działania EM w gospodarce ściekowej i osadowej, zarówno w oczyszczalniach ścieków komunalnych, jak i przemysłowych (mleczarskich) została już potwierdzona przez liczne badania i doświadczenia w Polsce i na świecie [4,15,19,23–25].

4. Wnioski

Na podstawie wyników przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski:

1. Zastosowanie Efektywnych Mikroorganizmów w procesie fermentacji osadów z oczyszczania ścieków mleczarskich spowodowało obniżenie sumy badanych 16 WWA o 75,1%.
2. Proces fermentacji w osadach kontrolnych (bez zaszczepiania EM) powodował obniżenie zawartości WWA o 30,5%.
3. Degradacja WWA w fermentowanych osadach mleczarskich była zróżnicowana. Po 28 dobach fermentacji osadów z EM nie stwierdzono obecności węglowodorów 3-pierścieniowych.
4. Najniższą 36,1% degradację WWA w fermentowanych osadach mleczarskich uzyskano dla węglowodorów 4-pierścieniowych w osadach bez EM.
5. Podczas fermentacji osadów mleczarskich w obu reaktorach odnotowano na koniec procesu wzrost stężenia pirenu; dla osadów fermentowanych z EM o 5,7%, natomiast dla osadów fermentowanych bez EM o 118,7%.

*Badania sfinansowano z Pracy Statutowej realizowanej
w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
Politechniki Białostockiej S/WBiŚ/3/2014*

Literatura

1. **Barret M., Delgadillo-Mirquez L., at all.:** *Anaerobic Removal of Trace Organic Contaminants in sewage Sludge: 15 Years of Experience*. *Pe-dosphere*, 22, 508–517 (2012).
2. **Boruszko D.:** *Fractionation of Heavy Metals in Sewage Sludge processed by Low-input methods*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 1787–1803 (2013).
3. **Boruszko D.:** *Impact low-cost processing methods on the contents of poly-cyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge*, *Ecological Chem-istry and Engineering A*, 20, 10, 1153–1161 (2013).
4. **Boruszko D.:** *Zastosowanie Efektywnych Mikroorganizmów w niskona-kladowych metodach przetwarzania osadów ściekowych*, rozdz. w mono-grafii pod red. K. Szymańskiego „Gospodarka odpadami komunalnymi”, 6, 143–152 (2010).
5. **Boruszko D., Dąbrowski W., Magrel L.:** *Bilans ścieków i osadów ście-kowych w oczyszczalniach ścieków województwa*. Białystok 2000.
6. **European Comission:** *IPPC Reference Document on Best Available Tech-niques In the Food, Drink and Milk Industries*, Brussels 2006.
7. **Haftka J.J.H., Govers H.L.A.J., Parsons J.R.:** *Influence of temperature and origin of dissolved organic matter on the partitioning behaviour of polycyclic aromatic hydrocarbons*. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 17, 1070–1079 (2010).
8. **Hamzawi N., Kennedy K.J., McLean D.D.:** *Anaerobic digestion of co-mingled municipal solid waste and sewage sludge*, *Water Science Tech-nology*. 38, 1998.
9. **Higa T.:** *Rewolucja w ochronie naszej planety*. Fundacja Rozwój SGGW ISBN 83-7274-052-6, Warszawa, 2003.
10. **Janoszka B., Bodzek D., Bodzek M.:** *Występowanie i oznaczanie wielo-pierścieniowych węglowodorów aromatycznych i ich pochodnych w wy-branych osadach ściekowych*. *Archiwum Ochrony Środowiska*, 1–2, 55–67 (1997).
11. **Kajurek M., Dąbrowski W.:** *Przeróbka i zagospodarowanie osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków mleczarskich na przykładzie S.M. Mle-kovita*, II Międzynarodowa Konferencja Nowe Spojrzenie na osady ście-kowe, odnawialne źródła energii, Częstochowa 2003.
12. **Kirk P.W., Lensen J.N.:** *The fate of polycyclic aromatic hydrocarbons Turing sewage sludge digestion*. *Environmental Technology*, 1, 13–20 (1990).
13. **Klimiuk E., Lebkowska M.:** *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wyd. PWN. Warszawa 2003.

14. **Krawiecka L.:** *Fizyczne rozmiary produkcji zwierzęcej w 2012 r.*, Główny Urząd Statystyczny, Departament Rolnictwa Wyniki Badań GUS, Warszawa 2013.
15. **Liao L., Shao X., Zeng Xu J., Walter M.:** *Effects of Different EM Solution Addition Ratios and Incubation Methods on dairy effluents treatment.* Bioinformatics and Biomedical Engineering (iCBBE) 2008.
16. **Macherzyński B., Włodarczyk-Makula M., Janosz-Rajczyk M.:** *Analiza zmian stężenia WWA podczas fermentacji osadów ze ścieków przemysłowych.* Gaz Woda i Technika Sanitarna, 8, 2014.
17. **Mau F-P.:** *Niezwykłe rezultaty stosowania EM. Efektywne Mikroorganizmy w domu i ogrodzie dla lepszego wzrostu roślin i dla zdrowia.* Fundacja Źródła Życia ISBN 978-83-87895-69-3, Mszczonów 2008.
18. **Miodoński S., Iskra K.:** *Ocena efektywności procesu skojarzonej fermentacji osadów ściekowych oraz odpadów tłuszczowych na przykładzie oczyszczalni ścieków w Brzegu.* Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 47, 2011.
19. Odour Control and Waste Management for Intensive Livestock and Dairying using Effective Microorganisms (EM), HortResearch and Biological Husbandry Unit, <http://www.bhu.co.nz/>
20. **Oleszczuk P.:** *Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge – amended soil.* Chemosphere. 65, 1616–1626 (2006).
21. **Oleszczuk P.:** *Changes of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of sewage sludges with chosen physico-chemical properties and PAHs content.* Chemosphere. 67, 582–591 (2007).
22. **Pérez S, La Farré M, García JM, Barceló D.:** *Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge and their contribution to its toxicity in the ToxAlert[®] 100 bioassay.* Chemosphere. 45, (6–7), 705–712 (2001).
23. **Rashid M.T., West J.:** *Dairy wastewater treatment with Effective Microorganisms and duckweed for pollutants and pathogen control.* Wastewater Reuse–Risk Assessment, Decision-Making and Environmental Security Editors: Mohammed K. Zaidi, 93–102 (2007).
24. **Stottmeister U., Wießner A., Kusch P., Kappelmeyer U., Kastner M., Bederski O., Mueller R.A., Moormann H.:** *Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment,* Elsevier, Biotechnology Advances, 22, 93– 117 (2003).
25. **Szymanski N., Patterson A. R.:** *Effective Microorganisms (EM) and Wastewater Systems,* Lanfax Laboratories Armidale. ISBN 0-9579438-1-4, 347–354 (2003).

26. **Włodarczyk-Makula M.:** *Porównanie biotycznych i abiotycznych zmian WWA w glebie nawożonej osadami ściekowymi.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 12, 559–573 (2010).
27. **Włodarczyk-Makula M.:** *Ilościowe zmiany WWA w osadach i cieczach nadosadowych podczas fermentacji prowadzonej w warunkach denitryfikacji.* Inżynieria i Ochrona Środowiska, 4 (13), 311–319 (2010).
28. **Włodarczyk-Makula M.:** *PAHs balance in solid phase during fermentation process of sewage sludge.* Journal of Environmental Science and Health. Part A, 14, 1602–1609 (2008).
29. **Włodarczyk-Makula M.:** *The loads of PAHs In wastewater and sewage sludge of municipal Treatment Plant.* Polycyclic Aromatic Compounds, 25, 183–194 (2005).
30. **Włodarczyk-Makula M., Janosz-Rajczyk E., Wiśniowska K. Koćwin:** *Przemiany WWA w osadach ściekowych poddanych sztuczemu działaniu promieniowania UV.* Inżynieria i Ochrona Środowiska, nr 3–4, t. 2, 391–401 (1999).
31. **Zabłocka-Godlewska E., Mrozowska J.:** *Wpływ WWA na aktywność mikrobiologiczną gleby w zmodyfikowanych układach modelowych.* Materiały V Sympozjum Biotechnologia Środowiska. Politechnika Śląska. Gliwice 1997.

Influence of Effective Microorganisms Bacteria on the PAHs Content in Sewage Sludge from the Dairy Wastewater Treatment During Anaerobic Stabilization

Abstract

There is a leak of information in literature about anaerobic stabilization of sewage sludge from dairy wastewater treatment plants (WWTPs). Different population of microorganisms are responsible for anaerobic sewage sludge stabilization. Own research were focused on using effective microorganisms (EM) invented by Teuro Higa for anaerobic stabilization. Sewage sludge was taken from dairy WWTP belonging to Mlekovita Cooperative in Wysokie Mazowieckie. It was mixture of excess and flotation sludge from pre-treatment of dairy sewage. Researches were conducted with laboratory scale model with two reactors – one was supplied with EM. Before stabilization average value of 16 PAHs was $0,690 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DM. It was found that trinuclear fraction was 46,4% of total PAHs and four nuclear 35,2% of total PAHs. General tendency of PAHs changes during anaerobic stabilization in both reactors(with and without EM) was similar. In first part of anaerobic stabilization (acid fermentation) after sev-

en days it was observed increasing of total PAHs in reactor with and without EM. The sum of PAHs in reactor with EM was $1,125 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DM while in the other reactor without EM it was $1,201 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DM. This is typical for first part of sewage sludge anaerobic stabilization process. Addition of EM did not inhibited of PAHs release and during hydrolysis higher concentration of PAHs sum was observed due to concentration in raw sewage sludge. After two weeks' time of anaerobic stabilizations decreasing of total sum of PAHs was observed due to concentration after first week of stabilization. It was smaller in reactor without EM. In the last part of sewage sludge stabilization decrease of most checked hydrocarbons was observed. Total concentration of PAHs in sewage sludge without EM was decreased up to 30,5% due to initial concentration. It was $0,479 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DM. In sewage sludge with EM it was decreasing up to $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ DM (75,1% decrease). It was proved that using EM in anaerobic sewage sludge stabilization was responsible for decreasing of PAHs concentration.

Słowa kluczowe:

wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, mleczarskie osady ściekowe, efektywne mikroorganizmy

Keywords:

polycyclic aromatic hydrocarbons, dairy sewage sludge, effective microorganisms bacteria