
PRACE

**Instytutu Ceramiki
i Materiałów Budowlanych**

Scientific Works
of Institute of Ceramics
and Building Materials

Nr 10

ISSN 1899-3230

Rok V

Warszawa–Opole 2012

JOANNA POLUSZYŃSKA*

Biodegradacja wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w procesie kompostowania komunalnych osadów ściekowych

Słowa kluczowe: osad ściekowy, kompostowanie, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, biodegradacja.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) należą do grupy toksycznych, mutagennych i kancerogennych związków organicznych występujących w osadach ściekowych. Obecnie jedną z najpowszechniejszych metod zagospodarowania osadów ściekowych jest ich składowanie. Jednak ograniczenia prawne dotyczące osadów ściekowych wymuszają stosowanie innych metod ich unieszkodliwiania. Jedną z bardziej interesujących metod jest kompostowanie. Proces ten powoduje higienizację i stabilizację osadu. Pod wpływem procesu kompostowania część organicznych mikrozanieczyszczeń, np. WWA, ulega biodegradacji. Powstały kompost może być wykorzystywany przyrodniczo, po spełnieniu odpowiednich wymagań dotyczących jego jakości. Projekt zmiany unijnej Dyrektywy 1986/278/EEC zakłada wprowadzenie ograniczeń dotyczących zawartości sumy 11 wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w osadach ściekowych. W pracy przedstawiono wyniki badań stopnia degradacji tych związków w osadach poddanych dwóm różnym technologiom kompostowania.

1. Wstęp

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) zaliczane są, ze względu na swoje właściwości toksyczne, mutagenne i kancerogenne, do podstawowych zanieczyszczeń środowiska [1–3]. Wymienione związki powstają w procesie niezupełnego spalania materii organicznej zarówno w procesach naturalnych, jak i antropogenicznych [3]. Wśród procesów naturalnych sprzyjających powstawaniu WWA możemy wymienić erupcję wulkanów i pożary lasów. Głównymi źródłami WWA pochodzenia antropogenicznego w środowisku naturalnym są przemysł petrochemiczny oraz transport [2]. Wymienione związki powstają

* Mgr, Instytut Ceramiki i Materiałów Budowlanych w Warszawie, Oddział Inżynierii Procesowej Materiałów Budowlanych w Opolu.

w procesach spalania różnych materiałów organicznych, np. ciekłych i stałych paliw kopalnych stosowanych powszechnie w celach pędnych oraz w sektorze energetycznym [1–2]. Z powietrza WWA przedostają się do wód, gleb i organizmów żywych [1]. Ponadto istotnym źródłem WWA w glebach i osadach ściekowych jest beztlenowy rozkład materii organicznej.

Głównym źródłem WWA w osadach ściekowych są przede wszystkim ścieki przemysłowe oraz w mniejszym stopniu ścieki bytowo-gospodarcze [4]. Zaabsorbowane na cząstkach pyłu wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne gromadzą się czasowo na powierzchniach placów manewrowych oraz dróg, skąd wymywane są i transportowane przez systemy kanalizacji deszczowej do oczyszczalni ścieków. Właściwości hydrofobowe tych związków powodują ich absorpcję na cząstkach stałych, które tworzą osad ściekowy [1–5].

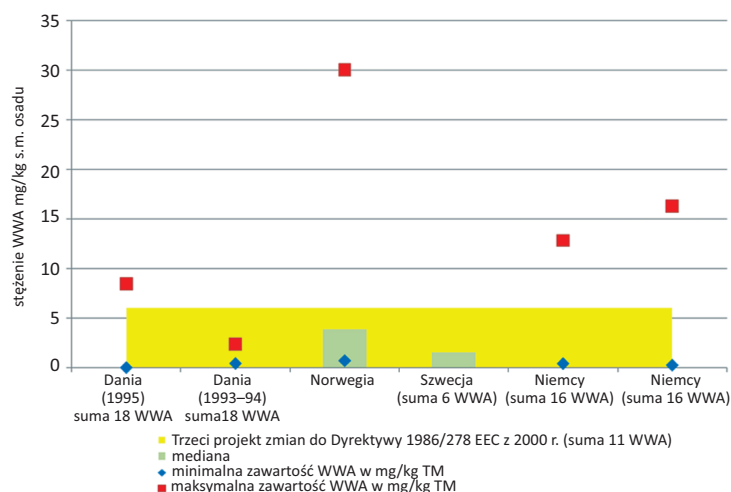
Stężenia WWA w glebach i innych matrycach środowiskowych (np. woda, ścieki, odpady, osady ściekowe) zależą w głównej mierze od pH i temperatury, a także od obecności innych związków chemicznych, np. substancji powierzchniowo czynnych czy pestycydów [5]. Ponadto, związki te stosunkowo łatwo ulegają rozkładowi pod wpływem promieni UV, a także pod wpływem działania tlenu dwuatomowego czy ozonu [5].

Najpopularniejszą formą zagospodarowania osadów ściekowych zarówno w Polsce, jak i w pozostałych krajach Unii Europejskiej jest ich przyrodnicze wykorzystanie [5]. Użycie osadów ściekowych jako dodatków uźyźniających jest pożądane ze względu na konieczność zagospodarowania ciągle zwiększających się ilości tych odpadów klasyfikowanych kodem 19 08 05. Osady ściekowe zawierają znaczne ilości pierwiastków, takich jak: azot, fosfor, wapń, magnez oraz siarka, które wykorzystywane są przez rośliny jako składniki pokarmowe. Niestety, często osady ściekowe zawierają podwyższone ilości metali ciężkich i dlatego ich stosowanie musi uwzględniać dopuszczalny roczny ładunek tych pierwiastków wprowadzany do podłoża glebowego. Kompostowanie osadów jest utrudnione ze względu na znaczne ich uwodnienie, a co za tym idzie podatność na zagniwanie. Dodatek trocin lub innego materiału strukturotwórczego umożliwia uzyskanie wyższej temperatury i higienizację osadu, poprzez poprawę uziarnienia, zapewnienie lepszego przepływu powietrza i dodatkowe wzbogacenie osadu w węgiel organiczny [5].

Przydatność osadów do przyrodniczego wykorzystania może być także bardzo ograniczona przez obecność niepożądanych substancji organicznych pochodzenia przemysłowego. Substancje te trafiają do kanalizacji wraz ze ściekami przemysłowymi lub pośrednio od ludności ze ściekami bytowymi, czy też wraz ze spływem powierzchniowym.

Dotychczas nie zostały jeszcze opracowane przepisy określające maksymalną zawartość WWA w osadach ściekowych. Komisja Europejska proponuje jednak wprowadzenie zmian do Dyrektywy 1986/278/EEC, uwzględniających wartość

dopuszczalną sumy 11 WWA, w tym: acenaften, fenantren, fluoren, fluoranten, piren, benzo(b)fluoranten, benzo(j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)piren, benzo(g,h,i)perylen, indeno(1,2,3-cd)piren w ilości 6 mg/kg s.m. osadu [2, 6–7]. Do roku 2001 jedynie w trzech europejskich krajach wprowadzono dopuszczalne wartości stężeń dla WWA w osadach ściekowych przeznaczonych do wykorzystania przyrodniczego. W Szwecji i Danii dopuszczalna granica to 3 mg/kg s.m., a we Francji od 1,5 do 4 mg/kg s.m. w zależności od przeznaczenia osadu. Z danych z roku 1996 [6] wynika, że stężenie benzo(a)pirenu (BaP) w roślinach korzeniowych (np. marchew), bulwach oraz warzywach liściastych może przewyższać krytyczne stężenie 1,0 µg/kg s.m. BaP, w momencie gdy jego stężenie w glebie przekracza wartość 1,0 mg/kg s.m. W związku z tym, np. w Niemczech, stężenie benzo(a)pirenu w glebie nie może przekraczać stężenia 1,0 mg/kg s.m. [6].



Ryc. 1. Występowanie WWA w osadach ściekowych w krajach Unii Europejskiej [6]

Jak przedstawiono na rycinie 1, w czterech na sześć analizowanych krajów Unii Europejskiej odnotowano maksymalne wartości stężeń dla WWA w osadach ściekowych powyżej wartości 6,0 mg/kg s.m., którą Komisja Unii Europejskiej planuje ustalić za wartość dopuszczalną dla osadów wykorzystywanych przyrodniczo [2, 6].

Z badań osadów ściekowych przeprowadzonych w Czechach wynika, że stężenie sumy WWA znacznie przekraczało wartość 6 mg/kg s.m. i wynosiło dla dwóch przebadanych osadów ściekowych wykorzystywanych rolniczo 40,310 mg/kg s.m. oraz 50,341 mg/kg s.m., z czego stężenie benzo(a)pirenu stanowiło kolejno 3,63 mg/kg s.m. i 6,64 mg/kg s.m. [7].

Następnym niepożądanym składnikiem osadów ściekowych mogą być organizmy chorobotwórcze, głównie bakterie i jaja pasożytów przewodu pokarmowe-

go. W ostatnim czasie zwraca się również uwagę na grzyby chorobotwórcze. Stopień skażenia osadów jest zależny od skażenia ścieków oraz skuteczności zastosowanej higienizacji [8].

Jak wskazują dane literaturowe, dodatek osadów ściekowych do podłoża zwiększa zawartość materii organicznej i tym samym polepsza zdolności retencyjne, porowatość i strukturę gleb [8–9]. Osad ściekowy bogaty jest w związki azotu, fosforu i materię organiczną i może być alternatywą dla tradycyjnych nawozów organicznych [9]. Jednakże zawartość związków potencjalnie toksycznych, takich jak metale ciężkie i trwałe zanieczyszczenia organiczne, w tym WWA, może stwarzać pewne ryzyko dla ludzi i środowiska naturalnego [9].

Ze względu na to, że osady ściekowe najczęściej wykorzystywane są jako nawozy użyźniające grunty bardzo istotnym jest ich przetworzenie w sposób niepowodujący negatywnego oddziaływania na ludzi i środowisko. Aby osady ściekowe spełniały określone normy związane z ich wykorzystaniem lub składowaniem, najczęściej muszą zostać poddane odpowiednim zabiegom, takim jak wapnowanie, kompostowanie, hydrofitowe odwadnianie z mineralizacją i suszenie. Kompostowanie osadów ściekowych jest procesem, którego celem jest uzyskanie materiału o właściwościach nawozu organicznego. Prawidłowo prowadzony proces kompostowania pozwala ustabilizować osady, zniszczyć organizmy patogenne, zmniejszyć masę i objętość osadów. Procesowi kompostowania poddawane są zarówno osady surowe, jak i ustabilizowane po fermentacji lub tlenowej stabilizacji. Przed przystąpieniem do kompostowania osadów ściekowych należy je wcześniej odwodnić. Kompostowanie osadów ściekowych polega na rozkładzie (mineralizacji) oraz humifikacji biomasy odpadowej. Proces ten zachodzi przy udziale mikroorganizmów i można go prowadzić zarówno w systemie otwartym na przyłmach, jak i w specjalnych bioreaktorach [10–11].

Prawidłowy proces kompostowania zapewniają mikroorganizmy kompostowe, takie jak: bakterie tlenowe, mezofilne oraz termofilne, a także organizmy wiążące azot atmosferyczny. Kolejnym bardzo istotnym czynnikiem wpływającym na proces kompostowania osadów jest ich skład i struktura. Większe rozdrobienie wpływa na poprawę procesu, w wyniku zwiększenia powierzchni działania mikroorganizmów. Dodatkowym korzystnym czynnikiem jest napowietrzanie, które wpływa na szybkość i prawidłowość procesu kompostowania [12]. Pozytywnie na proces kompostowania wpływa także duża zawartość materii organicznej z odpowiednią ilością makro- i mikroelementów.

W procesie kompostowania wykorzystuje się również tzw. wermikulturę, czyli hodowlę dżdżownic w dużym zagęszczeniu na różnych odpadach organicznych. W przewodzie pokarmowym dżdżownic obecne są enzymy, które łącznie z enzymami mikroorganizmów znajdujących się w osadach ściekowych ułatwiają rozkład materii organicznej w osadach. Zastosowanie wermikultury zmienia również właściwości fizyczne osadów, które ze względu na małą konsystencję

są trudne do stosowania w stanie surowym [13]. Proces wermikompostowania zachodzi w nieco odmiennych warunkach od standardowego procesu kompostowania. Temperatura wermikompostowania nie powinna przekraczać 35°C. Optymalny zakres temperatur waha się od 22°C do 25°C. Za przebieg procesów biochemicznych odpowiedzialne są w głównej mierze bakterie mezofilne, promieniowce oraz grzyby. Wilgotność podłoża powinna mieścić się w zakresie 70–75%, a odczyn 6,8–7,2. Podłoże powinno być odpowiednio rozdrobnione, natlenione, a zasolenie nie może przekraczać 0,5%.

2. Materiały i metody badań

Materiał do badań stanowiły osady ściekowe pochodzące z dwóch oczyszczalni ścieków komunalnych. Jedna z oczyszczalni wykorzystywała metodę kompostowania osadu ściekowego z dodatkiem materii organicznej w postaci trocin (masowy udział trocin to 20%), druga stosowała metodę wermikompostowania osadu ściekowego. Próbkę osadu ściekowego pobierano dwuetapowo z każdej z dwóch oczyszczalni ścieków od maja do sierpnia. W pierwszym etapie pobierano próbki osadu po zagęszczeniu na zagęszczaczach grawitacyjnych i odwodnieniu na prasie taśmowej z dodatkiem polielektrolitu. W drugim etapie pobierano próbki osadu kompostowanego. Kompostowanie z dodatkiem trocin prowadzono w nieprzerzucanych i nienapowietrzanych, a kompostowanie przy użyciu wermikultury prowadzono w kwaterach o szerokości 4 m i długości 100 m. Warstwa kompostowanego materiału w metodzie wermikompostowania wynosiła od 60 do 80 cm. Zarówno przyzmy kompostowe materiału z trocinami, jak i kwatery z wermikompostem zlokalizowane były na terenie każdej z oczyszczalni ścieków. Do badań zawartości WWA w pobranych próbkach niekompostowanego oraz kompostowanego osadu ściekowego wykorzystano metodę opracowaną w Laboratorium Badań Środowiska Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych Oddział Inżynierii Procesowej Materiałów Budowlanych w Opolu.

2.1. Metody badań

Powietrznie suche próbki osadu ściekowego (suszone w temperaturze 20°C) zmielono i przesiano przez sito \varnothing 1 mm. Tak przygotowane próbki osadów odważono (po około 5 g) i poddano ekstrakcji w aparacie Fexlka mieszaniną rozpuszczalników heksan:aceton 4:1 v/v (10 cykli). Następnie próbki zateżono w atmosferze azotu do objętości 0,5 cm³ i poddano procesowi oczyszczania na kolumnkach SPE wypełnionych żelem krzemionkowym, według metodyki opracowanej w laboratorium. Oczyszczone i zateżone do około 2 cm³ ekstrakty z osadów ściekowych poddano analizie na chromatografii gazowej GC-DANI 1000 z detektorem jonizacji płomieniowej (FID).

Do analizy wykorzystano kolumnę kapilarną DB-5 (długość 30 mm x 0,25 mm x 0,25 μ m).

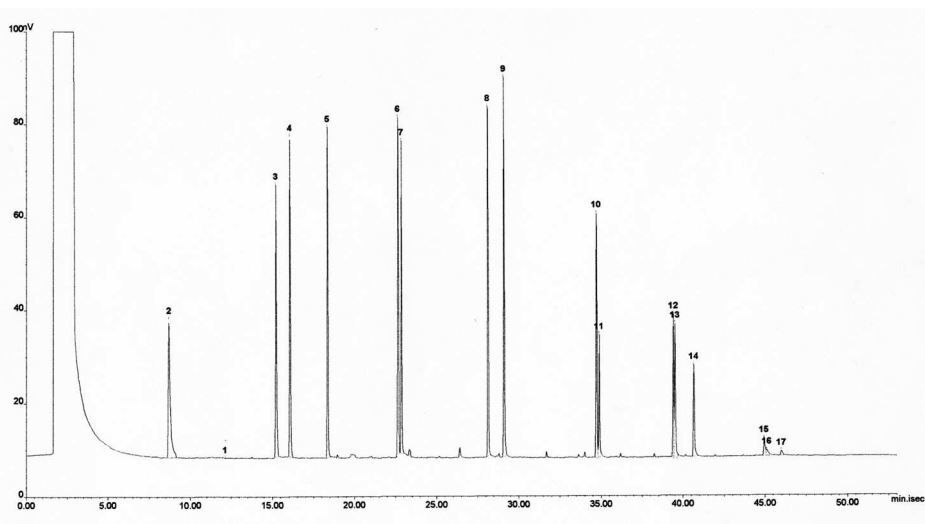
Program temperaturowy pieca:

- 100°C przez 3 minuty, wzrost temperatury 5°C/minutę do 300°C,
- 300°C – utrzymywana przez 10 minut,
- temperatura dozownika 300°C,
- temperatura detektora 300°C,
- przepływ gazu nośnego przez kolumnę (Hel) – 1,0 cm³/min.

Jako wzorca użyto mieszaninę 16 WWA według Environmental Protection Agency USA (EPA): naftalen (NAPH), acenaftylen (ACY), acenaften (ACE), fluoren (FLU), fenantren (PHE), antracen (ANT), fluoranten (FLA), piren (PYR), benzo[a]antracen (B[a]ANT), chryzen (CHR), benzo[b]fluoranten (B[b]-FLA), benzo[k]fluoranten (B[k]FLA), benzo[a]piren (B[a]PYR), dibenzo[a,h]-antracen (D[a,h]ANT), indeno[1,2,3-c,d]piren (Ind[1,2,3-c,d]P), benzo[g,h,i]-perylene (B[g,h,i]PER), o stężeniu 500 µg/cm³.

2.2. Analiza jakościowa

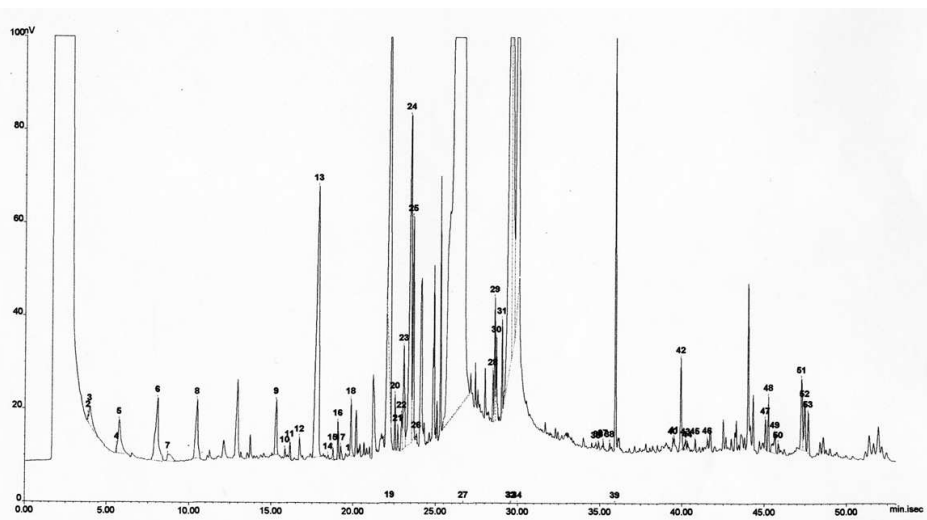
Wykonano krzywe kalibracyjne dla mieszaniny 16 WWA. Czasy retencji związków w badanych próbkach porównano z czasami retencji WWA z roztworu wzorcowego. Na rycinie 2 przedstawiono chromatogram mieszaniny wzorcowej.



Źródło: Opracowanie własne.

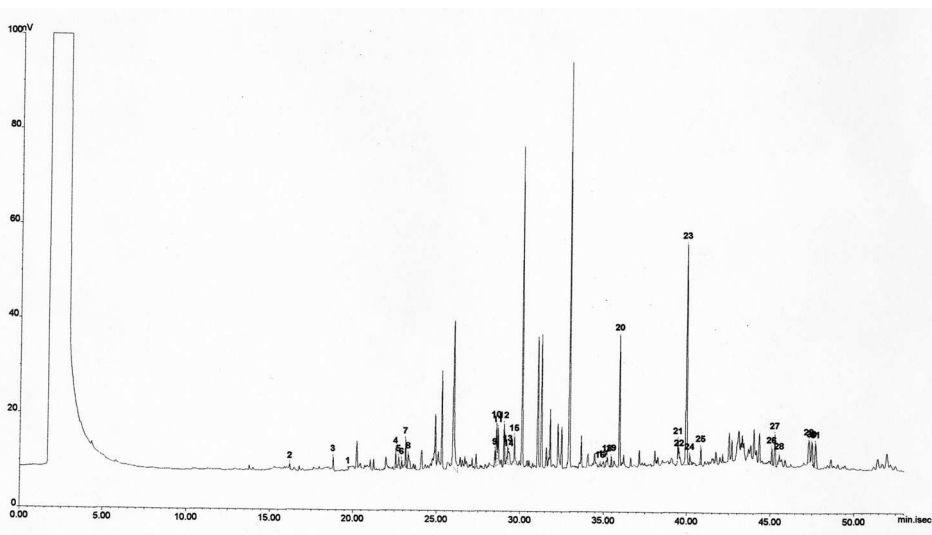
Ryc. 2. Chromatogram wzorca kalibracyjnego o stężeniu 50 µg/ml, mieszaniny 16 WWA (2 – naftalen, 3 – acenaftylen, 4 – acenaften, 5 – fluoren, 6 – fenantren, 7 – antracen, 8 – fluoranten, 10 – piren, 11 – benzo(a)antracen, 12 – chryzen, 13 – benzo(b)fluoranten, 14 – benzo(k)fluoranten, 18 – benzo(a)piren, 20 – indeno(1,2,3-c,d)piren, 21 – dibenzo(a,h)antracen, 23 – benzo(g,h,i)perylene)

Wyniki badań jakościowych przedstawiono w tabelach 1 i 2. W badanych próbkach osadów ściekowych oznaczono wszystkie z 16 WWA według EPA.



Źródło: Jak w ryc. 2.

Ryc. 3. Przykładowy chromatogram próbki osadu ściekowego surowego z oczyszczalni ścieków stosującej metodę kompostowania osadów z trocinami



Źródło: Jak w wykr. 2.

Ryc. 4. Przykładowy chromatogram próbki kompostu z osadów z trocinami

T a b e l a 1
Wyniki badań jakościowych WWA w próbkach osadów z oczyszczalni ścieków stosującej metodę kompostowania z trocinami

Wyszczególnienie	Obecność poszczególnych WWA w badanych próbkach																
	NAPH	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	B[a]ANT	CHR	B[b]FLA	B[k]FLA	B[a]PYR	Ind[1,2,3-cd]P	D[a,h]ANT	B[g,h,i]PER	
Osad surowy 1	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Przekompostowany osad z trocinami 1		x	x	x	x	x		x			x	x	x	x			
Osad surowy 2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		
Przekompostowany osad z trocinami 2		x	x		x	x					x	x					
Osad surowy 3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	
Przekompostowany osad z trocinami 3			x		x	x		x		x	x						
Osad surowy 4	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x		
Przekompostowany osad z trocinami 4			x		x	x		x	x	x	x	x		x	x		

Źródło: Opracowanie własne.

T a b e l a 2
Wyniki badań jakościowych WWA w próbkach osadów z oczyszczalni ścieków stosującej metodę wermikompostowania

Wyszczególnienie	Obecność poszczególnych WWA w badanych próbkach																
	NAPH	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLA	PYR	B[a]ANT	CHR	B[b]FLA	B[k]FLA	B[a]PYR	Ind[1,2,3-cd]P	D[a,h]ANT	B[g,h,i]PER	
Osad surowy 1	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x				
Wermikompost 1			x		x	x		x	x	x	x	x					
Osad surowy 2			x	x	x	x	x		x	x	x	x		x			
Wermikompost 2			x								x	x					
Osad surowy 3	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x			
Wermikompost 3							x	x	x	x	x	x					
Osad surowy 4	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x					
Wermikompost 4								x			x	x					

Źródło: Jak w tab. 1.

2.3. Ocena ilościowa

Oceny ilościowej dokonano na podstawie porównania chromatogramów roztworów kalibracyjnych mieszaniny 16 WWA z chromatogramami ekstraktów z próbek. Wykonano krzywe kalibracyjne dla wszystkich oznaczanych 16 WWA. Z równań krzywych kalibracyjnych obliczono stężenia WWA w badanych próbkach, uwzględniając objętość ekstraktu, naważkę próbki do ekstrakcji oraz wartość suchej masy w badanej próbce.

3. Omówienie wyników

W badanych próbkach osadów ściekowych oznaczano 16 WWA według EPA. Największe zawartości WWA dla osadu surowego odnotowano w próbkach z oczyszczalni ścieków, stosującej metodę kompostowania z trocinami. Zawartość sumy 16 WWA według EPA wynosiła od 25,469 mg/kg s.m. do 30,533 mg/kg s.m. Dla oczyszczalni stosującej metodę wermikompostowania zawartość WWA w osadzie surowym wynosiła od 10,055 mg/kg s.m. do 25,285 mg/kg s.m. Stężenia najbardziej toksycznego benzo(a)pirenu wynosiła kolejno dla osadu surowego od 0,685 mg/kg s.m. dla oczyszczalni stosującej wermikompostowanie do 1,295 mg/kg s.m. dla obróbki oczyszczalni stosującej kompostowanie z trocinami. W obu przypadkach obecność tego węglowodoru stwierdzono w jednej badanej próbce. Stężenia Σ 11 WWA (acenaften, fenantren, fluoren, fluoranten, piren, benzo(b)fluoranten, benzo(j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)piren, benzo(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-cd)piren) dopuszczalnych w osadach zgodnie z propozycją zmiany Dyrektywy 1986/278/EEC w kompostowanym osadzie ściekowym nie przekroczyły granicznej ilości 6 mg/kg s.m. osadu [2, 5–7, 9]. W wermikompoście stężenie Σ 11 wskaźnikowych WWA wynosiło 2,29 mg/kg s.m. (tab. 3), natomiast w kompoście z trocinami 3,05 mg/kg s.m. (tab. 4).

Tabela 3

Zmiany zawartości WWA podczas wermikompostowania osadu

WWA	Liczba pierścieni aromatycznych w cząsteczce	Zawartość WWA w osadzie surowym [mg/kg s.m.]	Zawartość WWA w masie kompostowanej (po 30 dniach) [mg/kg s.m.]	Procentowa redukcja WWA w kompoście dojrzałym [%]
Naftalen	2	0,36	no*	100,0
Acenaften	3	0,44	no*	100,0
Acenaftylen	3	0,20	0,07	65,0
Fluoren	3	0,03	0,02	33,3
Fenantren	3	1,05	0,04	96,2
Antracen	3	0,39	0,03	92,3

cd. tab. 3

WWA	Liczba pierścieni aromatycznych w cząsteczce	Zawartość WWA w osadzie surowym [mg/kg s.m.]	Zawartość WWA w masie kompostowanej (po 30 dniach) [mg/kg s.m.]	Procentowa redukcja WWA w kompoście dojrzałym [%]
Fluoranten	4	0,26	0,12	53,8
Piren	4	0,73	0,43	41,1
Benzo(a)antracen	4	0,19	0,15	21,1
Chryzen	4	0,53	0,21	60,4
Benzo(b)fluoranten	5	4,88	1,02	79,1
Benzo(k)fluoranten	5	3,50	0,66	81,1
Benzo(a)piren	5	0,17	no*	100,0
Indeno(1,2,3-cd)piren	6	4,53	no*	100,0
Dibenzo(a,h)antracen	6	no*	no*	-
Benzo(g,h,i)perylene	6	no*	no*	-
Σ 16 WWA wg EPA	-	17,26	2,76	84,0
Σ 11 WWA wg projektu zmiany Dyrektywy 1986/278/EEC	-	15,59	2,29	76,1

*no – nie oznaczono.

Źródło: Jak w tab. 1.

Tabela 4

Zmiany zawartości WWA podczas kompostowania osadu z trocinami

WWA	Liczba pierścieni aromatycznych w cząsteczce	Zawartość WWA w osadzie surowym [mg/kg s.m.]	Zawartość WWA w masie kompostowanej (po 30 dniach) [mg/kg s.m.]	Procentowa redukcja WWA w kompoście dojrzałym [%]
Naftalen	2	1,32	no*	100,0
Acenaften	3	4,76	0,06	98,7
Acenaftylen	3	0,45	0,29	35,6
Fluoren	3	0,23	0,08	65,2
Fenantren	3	1,36	0,45	66,9
Antracen	3	1,35	0,32	76,3
Fluoranten	4	0,14	0,00	100,0
Piren	4	0,67	0,21	68,7
Benzo(a)antracen	4	0,42	0,06	85,7
Chryzen	4	0,61	0,26	57,4
Benzo(b)fluoranten	5	0,77	0,66	14,3
Benzo(k)fluoranten	5	0,97	0,36	62,9
Benzo(a)piren	5	0,32	0,13	59,4
Indeno(1,2,3-cd)piren	6	4,70	1,10	76,6

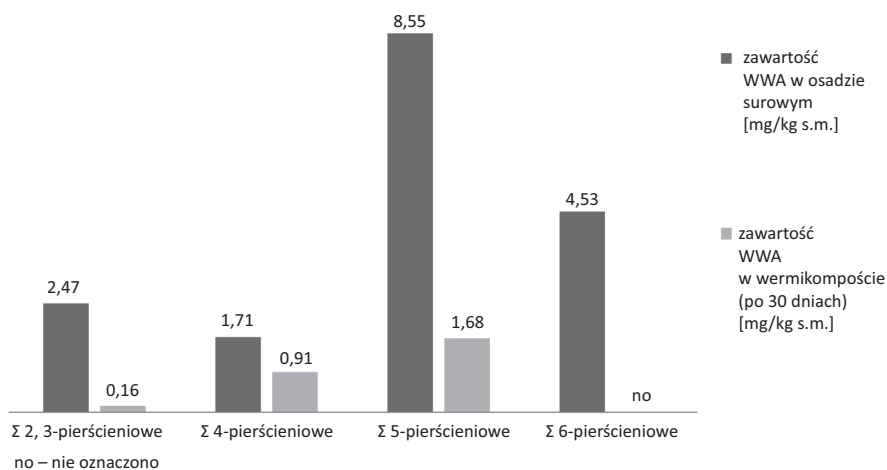
cd. tab. 4

WWA	Liczba pierścieni aromatycznych w cząsteczce	Zawartość WWA w osadzie surowym [mg/kg s.m.]	Zawartość WWA w masie kompostowanej (po 30 dniach) [mg/kg s.m.]	Procentowa redukcja WWA w kompoście dojrzałym [%]
Dibenzo(a,h)antracen	6	8,43	1,26	85,9
Benzo(g,h,i)perylene	6	1,61	no*	100,0
Σ 16 WWA wg EPA	–	28,12	5,24	81,4
Σ 11 WWA wg projektu zmiany Dyrektywy 1986/278/EEC	–	15,53	3,05	71,3

*no – nie oznaczono.

Ź r ó ł o: Jak w tab. 1.

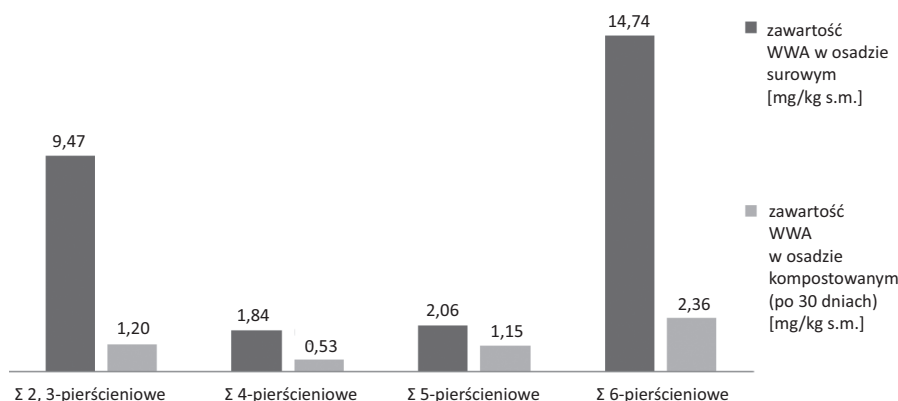
Zaobserwowano znaczny spadek zawartości badanych WWA w kompostowanych osadach. W obu metodach odnotowano redukcję zawartości Σ 16 WWA od 81,4% dla kompostu z trocinami do 84,0% dla wermikompostu, a dla Σ 11 WWA od 71,3% dla kompostu z trocinami i 76,1% dla wermikompostu. Według danych literaturowych z 2008 r. [5], w procesie kompostowania obserwuje się zmniejszenie stężeń WWA do 84,0%. Stopień degradacji zależy w dużym stopniu od temperatury procesu. Według Siebielskiej, Sidelko [5] podczas kompostowania osadów ściekowych w przyzmaczkach okresowo napowietrzanych można uzyskać redukcję WWA nawet do 90% pierwotnej zawartości.



Ź r ó ł o: Jak w ryc. 2.

Ryc. 5. Stężenia poszczególnych grup WWA (podział ze względu na ilość pierścieni w cząsteczce) w osadzie surowym i wermikompoście

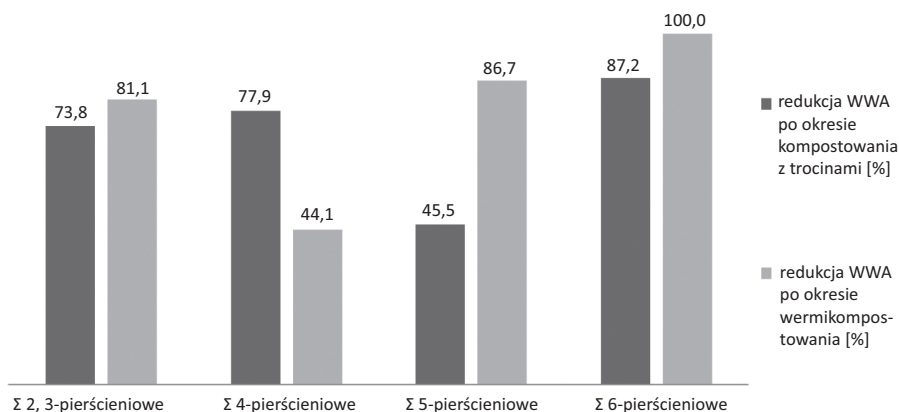
W osadach z obu oczyszczalni ścieków stwierdzono zróżnicowanie zawartości poszczególnych WWA z uwagi na liczbę pierścieni w cząsteczce. W oczyszczalni stosującej metodę kompostowania z trocinami najwyższe stężenie odnotowano dla węglowodorów o liczbie pięciu pierścieni w cząsteczce – 8,55 mg/kg s.m. (ryc. 5). W drugiej oczyszczalni najwyższe stężenie WWA w osadzie ściekowym osiągnęły węglowodory 6-pierścieniowe – 14,74 mg/kg s.m. i 2, 3-pierścieniowe – 9,47 mg/kg s.m. (ryc. 6).



Źródło: Jak w ryc. 2.

Ryc. 6. Stężenia poszczególnych grup WWA (podział ze względu na ilość pierścieni w cząsteczce) w osadzie surowym i w kompoście z trocinami

Największy procentowy spadek zawartości dla poszczególnych grup WWA zaobserwowano wśród węglowodorów sześciopierścieniowych (87,2% dla metody kompostowania z trocinami i 100% dla metody wermikompostowania).



Źródło: Jak w ryc. 2.

Ryc. 7. Porównanie stopnia degradacji różnych grup WWA w osadach ściekowych kompostowanych dwiema różnymi metodami

W przypadku metody wermikompostowania nie zachodzi zjawisko rozcieńczania próbki poprzez dodatek, np. trocin, których masowy udział procentowy w drugim kompostowanym materiale wynosił ok. 20%. Można więc uznać, że wyższy stopień redukcji WWA uzyskano dla metody wermikompostowania.

4. Podsumowanie

Przeprowadzone analizy potwierdziły podobne badania zrealizowane przez: C. Rosik-Dulewską, T. Ciesielczuka, U. Karwaczyńską [10] oraz P. Oleszczuka [14], że proces kompostowania ma istotny wpływ na redukcję wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w kompostowanym osadzie ściekowym. Po trzydziestodniowym procesie kompostowania stężenie Σ 16 WWA zmniejszyło się o ponad 80%. Zbadano zmianę stężeń dla Σ 11 WWA według projektu Dyrektywy 1986/278/EEC i nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnej wartości 6 mg/kg s.m. osadu. Stężenia wyżej wymienionych związków w badanych próbkach wynosiły dla wermikompostu 2,29 mg/kg s.m. i 3,05 mg/kg s.m. dla kompostu z trocinami. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że metody kompostowania osadów mogą w znaczny sposób ograniczyć zawartość niebezpiecznych związków z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Proces wermikompostowania zachodzi w niższych temperaturach z uwagi na obecność wermikultury, której żywotność spada, gdy temperatura przekracza 35°C. Związki organiczne rozkładane są w procesach biochemicznych, w których uczestniczą bakterie, promieniowce i grzyby [10, 15]. W trakcie licznych analiz stwierdzono, że dżdżownica kalifornijska (*Eisenia fetida*) może być wykorzystywana do usuwania zanieczyszczeń organicznych, w tym WWA z gleby [16–18]. Posiada ona ogromny potencjał w zakresie redukcji tych związków, nawet tak odpornych na degradację jak benzo(a)piren, co potwierdzają wyniki zaprezentowanych badań. Znajdujące się w przewodzie pokarmowym dżdżownicy liczne enzymy, łącznie z mikroorganizmami znajdującymi się w kompostowym materiale, przyczyniają się do intensyfikacji procesów rozkładu materii organicznej. Dodatkowo organizmy te wpływają na napowietrzanie struktur gleby lub wermikompostu, w którym bytują, stwarzając korzystne warunki degradacji trudno rozkładalnych związków organicznych [16–18].

W trakcie badań ustalono również, że obie metody kompostowania w znacznym stopniu redukują zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych od ok. 45% dla węglowodorów 4–5-pierścieniowych do prawie 100% dla węglowodorów 6-pierścieniowych w metodzie wermikompostowania*.

* Cytowaną literaturę zamieszczono po tłumaczeniu artykułu w języku niemieckim.