

Gabriela KAMIŃSKA¹, Edyta KUDLEK¹, Mariusz DUDZIAK¹
i Jolanta BOHDZIEWICZ¹

USUWANIE WWA I ICH ZACHOWANIE W TRAKCIE MECHANICZNO-BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

REMOVAL AND FATE OF PAHs DURING MECHANICAL-BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT

Abstrakt: Przedstawiono wyniki monitoringu wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w ściekach surowych, wstępnie oczyszczonych na stopniu mechanicznym oraz odprowadzanych do środowiska. Obiektem badań były 3 komunalne oczyszczalnie ścieków zlokalizowane w województwie śląskim. Procedura oznaczenia związków obejmowała wydzielenie badanych substancji z próbek ścieków za pomocą ekstrakcji do fazy stałej, a następnie analizę chromatograficzną GC-MS. Przeprowadzone badania pozwoliły również ocenić skuteczność ich usuwania na poszczególnych stopniach oczyszczenia. Spośród 16 badanych WWA największe stężenie w ściekach surowych odnotowano dla pirenu. Tendencja ta została zaobserwowana dla wszystkich trzech badanych oczyszczalni. Stwierdzono również, że w ściekach z oczyszczalni o największej przepustowości zawartość mikrozanieczyszczeń była około 2 razy większa w stosunku do ścieków pobieranych z mniejszych obiektów. Skuteczność usuwania badanych związków podczas mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków kształtowała się w zakresie od 65 do 97%.

Słowa kluczowe: WWA, monitoring, oczyszczanie ścieków

Wprowadzenie

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) to związki zbudowane z dwóch lub więcej pierścieni aromatycznych. Jako związki o budowie niepolarnej i hydrofobowej właściwie nie rozpuszczają się w wodzie [1, 2]. Najczęstszym źródłem ich powstawania są szeroko rozumiane procesy obróbki termicznej materiałów organicznych. W próbkach środowiskowych najczęściej występują w mieszaninie, czyli wykrycie jednego węglowodoru oznacza obecność innych związków z tej grupy [3]. Reprezentantem całej grupy jest bezzo(a)piren.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne są mikrozanieczyszczeniami powszechnie występującymi w środowisku wodnym. Niewielkie ilości WWA w wodach powstają w procesach naturalnej biosyntezy. WWA mogą być wytwarzane przez glony, niektóre bakterie i rośliny wyższe, jako produkty metabolizmu tych organizmów, w warunkach aerobowych i anaerobowych [4]. Dowiedziono również, że WWA powstają w osadach dennych w warunkach beztlenowych [5]. Jednak obecność WWA w wodach i ściekach jest głównie konsekwencją intensywnej działalności gospodarczej człowieka, a w szczególności związana jest z przemysłem koksowniczym, rafineryjnym i transportem samochodowym [3, 6]. Pochodzące z tych źródeł strumienie odpadowe w postaci ścieków przemysłowych lub deszczowych zawierają wysokie stężenia tych zanieczyszczeń. Ścieki bytowo-gospodarcze również są źródłem WWA z powodu powszechności palenia tytoniu, stosowania węgla kamiennego do opalania budynków mieszkaniowych, jak również wskutek termicznego przetwarzania żywności [4]. Z powodu ich wysokiej hydrofobowości,

¹ Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Politechnika Śląska, ul. S. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice, tel. 32 237 16 98, fax 32 237 10 47, email: gabriela.kaminska@polsl.pl

Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole' 16, Zakopane, 5-8.10.2016

małej rozpuszczalności w wodzie i niskiej prężności par WWA są określane mianem trwałych zanieczyszczeń, co oznacza że nie ulegają łatwo przemianom biologicznym i nie rozprzestrzeniają się w środowisku. Natomiast łatwo ulegają bioakumulacji lub sorpcji na różnych stałych matrycach środowiskowych, takich jak gleby i osady ściekowe.

Spośród około 100 WWA występujących w środowisku, Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (US EPA) szczególną uwagę objęła 16 węglowodorów o najsilniejszych właściwościach kancerogennych i mutagennych [7]. Zalecany jest rutynowy ich monitoring w próbkach środowiskowych.

Zarówno WWA, jak i produkty ich degradacji (np. chinony) uznawane są za związki kancerogenne, mutagenne i teratogenne w stosunku do organizmów żywych [8]. Obecne w środowisku naturalnym niekorzystnie oddziałują na organizmy żywe [9]. W pracy [10] toksyczność wybranych WWA (naftalen, fenantren, antracen, piren) została określona względem bakterii *Aliivibrio fischeri*, glonów *Selenastrum capricornutum*, skąposzczetów *Tubifex tubifex*, larw ochotki *Chironomus* sp., skorupiaków *Daphnia magna* oraz ryb *Lebistes reticulatus*. Związki te charakteryzowały się dużą toksycznością w stosunku do bakterii, glonów i rozwielitek, przy czym ich toksyczność rosła wraz ze wzrostem mas cząsteczkowych. Natomiast niewielkie działanie toksyczne wywoływały u ryb.

W niniejszej pracy dokonano monitoringu stężeń 16 WWA w próbkach pochodzących z oczyszczalni ścieków komunalnych i bytowo-gospodarczych.

Metodyka badań i zakres analiz

W próbkach ścieków analizowano stężenie 16 WWA wytypowanych przez EPA jako szczególnie szkodliwe. Właściwości fizyczno-chemiczne tych substancji przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1

Właściwości fizyczno-chemiczne 16 WWA [3]

Table 1

Properties of 16 PAHs [3]

| Związek | Masa molowa [g/mol] | Rozpuszczalność w wodzie [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$] | Liczba pierścieni aromatycznych | $\log K_{ow}$ | Stała Henry'ego [$\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$] |
|-----------------------|---------------------|--|---------------------------------|---------------|---|
| Naftalen | 128,17 | 31700 | 2 | 3,37 | 43,0 |
| Acenaftylen | 154,20 | 3930 | 3 | 4,07 | b.d. |
| Acenaften | 154,20 | 3900 | | 4,33 | b.d. |
| Fluoren | 166,20 | 1980 | | 4,18 | b.d. |
| Fenantren | 178,20 | 1290 | | 4,57 | b.d. |
| Antracen | 178,20 | 73 | | 4,54 | 3,24 |
| Fluoranten | 202,30 | 260 | 4 | 5,22 | 3,96 |
| Piren | 202,25 | 135 | | 5,32 | 1,04 |
| Benzo(a)antracen | 228,30 | 14 | | 5,61 | 0,92 |
| Chryzen | 228,30 | 2,0 | | 5,63 | 0,58 |
| Benzo(b)fluoranten | 252,30 | 1,2 | 5 | 6,57 | 0,012 |
| Benzo(k)fluoranten | 252,30 | 0,55 | | 6,84 | b.d. |
| Benzo(a)piren | 252,30 | 3,8 | | 6,06 | b.d. |
| Dibenzo(a,h)antracen | 278,40 | 0,5 | | 6,86 | 0,046 |
| Benzo(ghi)perylene | 276,30 | 62,0 | 6 | 7,66 | 0,017 |
| Indeno[1,2,3-cd]piren | 276,30 | 0,26 | | 7,23 | b.d. |

b.d. - brak danych

Opis badanych obiektów

Monitoring stężenia WWA prowadzono w okresie wiosna-lato dla trzech komunalnych oczyszczalni ścieków zlokalizowanych w miastach aglomeracji śląskiej. W ostatnich latach zostały one poddane modernizacji w celu dostosowania jakości ścieków odprowadzanych do środowiska do zastrzegających się w tej dziedzinie norm prawnych. Obecnie oczyszczalnie pracują w dwustopniowym systemie mechaniczno-biologicznym. Na część mechaniczną składają się rzadkie kraty, gęste kraty, piaskowniki i osadniki wstępne, a na część biologiczną reaktory biologiczne. Pozostałe cechy opisujące poszczególne obiekty zamieszczono w tabeli 2.

Charakterystyka oczyszczalni ścieków

Tabela 2

Characteristics of WWTPs

Table 2

| Cecha | Oczyszczalnia A | Oczyszczalnia B | Oczyszczalnia C |
|-------------------------------------|-----------------|-----------------|--------------------|
| Rodzaj oczyszczalni | Komunalna | Komunalna | Bytowo-gospodarcza |
| Udział ścieków przemysłowych [%] | 6,6 | b.d. | - |
| Średni przepływ [m ³ /d] | 32 922 | 18 678 | 3948 |
| Wiek osadu [d] | 15 | 20 | 30 |
| Stężenie osadu [g/dm ³] | 4,6 | 4,5 | 4-6 |
| RLM | 170 319 | 122 000 | 26 000 |

b.d. - brak danych

Pobór próbek i metody analityczne

Do analizy pobierano próbki chwilowe ścieków surowych, wstępnie oczyszczonych po kratkach i piaskowniku oraz odprowadzanych z oczyszczalni. Następnie były one przechowywane w szklanych ciemnych butelkach w temperaturze 4°C do momentu analizy. Przygotowanie próbki do analizy obejmowało w pierwszym etapie przefiltrowanie ścieków przez sączki z włókna szklanego o średnicy porów 1 µm, a następnie ekstrakcję do fazy stałej (ang. *solid phase extraction* SPE) w kolumnkach Supelclean™ ENVI-18 o objętości 6 cm³ (1 g) firmy Supelco (Poznań, Polska). Przed ekstrakcją kolumnki kondycjonowano 3 cm³ metanolu i 3 cm³ wody dejonizowanej o pH próbki. Badane związki wydzielano z próbek o objętości 1 dm³ w przypadku ścieków oczyszczonych oraz 0,4 dm³ w przypadku ścieków surowych i wstępnie oczyszczonych na części mechanicznej. Następnie złoże kolumnki osuszono pod próżnią przez 5 min. WWA eluowano, stosując 3 cm³ dichlorometanu. Uzyskane po SPE eluaty suszono w strumieniu azotu, a suchą pozostałość rozpuszczono w 100 mm³ metanolu i poddano analizie chromatograficznej. Oznaczenia przeprowadzono z wykorzystaniem chromatografu gazowego sprzężonego z detektorem masowym (GC-MS, jonizacja elektronowa EI), model Saturn 2100 T firmy Varian zgodnie z opracowaną przez Autorów metodyką [9]. Granice detekcji dla 16 analizowanych WWA były w zakresie od 0,3 do 0,6 ng/mm³.

Wyniki i dyskusja

Zawartość WWA w ściekach oczyszczonych

W tabeli 3 przedstawiono wyniki monitoringu WWA przeprowadzonego w odpływach z oczyszczalni A, B i C. W badanych próbkach oznaczono wszystkie 16 WWA wskazane przez EPA z wyjątkiem benzo(ghi)peryenu. Związkiem występującym w najwyższym stężeniu był piren. Jego stężenie było kilkanaście razy wyższe w stosunku do pozostałych WWA. Piren powstaje głównie w wyniku niepełnego spalania węgla kamiennego. Do ścieków może trafiać wskutek niewłaściwego składowania popiołów czy też czyszczenia pieców do ogrzewania budynków mieszkalnych. W ściekach pochodzących z oczyszczalni komunalnej (oczyszczalnia A i B) ogólna zawartość WWA (suma WWA) była dwukrotnie wyższa niż w odpływie oczyszczalni bytowo-gospodarczej (oczyszczalnia C). Natomiast porównując ogólny ładunek WWA w odpływach z obiektów przyjmujących ścieki komunalne, uwagę zwraca to, że wyższe ich stężenie występowało w obiekcie o większej przepustowości (oczyszczalnia A).

Tabela 3

Wartości stężeń 16 WWA w odpływach z badanych oczyszczalni

Table 3

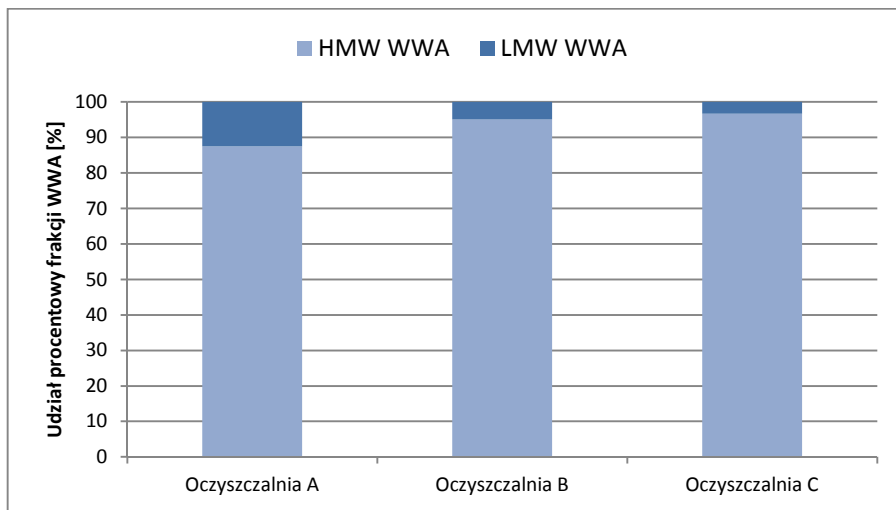
Concentration of 16 PAHs in effluents of studied WWTPs

| Związek | Oczyszczalnia A | | | Oczyszczalnia B | | | Oczyszczalnia C | | |
|-----------------------|--|-------------|---------|-----------------|-------------|---------|-----------------|-------------|---------|
| | Stężenie [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$] | | | | | | | | |
| | Wartość min. | Wartość max | Średnia | Wartość min. | Wartość max | Średnia | Wartość min. | Wartość max | Średnia |
| Naftalen | 0,05 | 14,65 | 4,98 | n.w. | 1,53 | 0,59 | n.w. | 0,63 | 0,22 |
| Acenaftylen | n.w. | 6 | 2,01 | 0,04 | 2,46 | 0,92 | n.w. | 1,57 | 0,63 |
| Acenaften | n.w. | 4,95 | 1,69 | 0,07 | 1,34 | 0,54 | 0,07 | 1,65 | 0,67 |
| Fluoren | n.w. | 4,53 | 1,6 | 0,18 | 2,68 | 1,59 | 0,24 | 1,2 | 0,73 |
| Fenantren | n.w. | 7,22 | 2,49 | 0,08 | 3,31 | 1,19 | 0,11 | 1,34 | 0,52 |
| Antracen | 0,08 | 21,59 | 7,49 | 0,1 | 13,58 | 4,85 | 0,38 | 2,13 | 1,02 |
| Fluoranten | 0,07 | 5,58 | 35,6 | n.w. | 124,99 | 8,64 | n.w. | 1,97 | 0,69 |
| Piren | 33,12 | 240,05 | 108,89 | n.w. | 225,97 | 112,9 | 0,65 | 211,87 | 89,15 |
| Benzo(a)antracen | 0,01 | 5,59 | 1,89 | n.w. | 1,94 | 0,68 | 0,08 | 0,9 | 0,35 |
| Chryzen | n.w. | 1,44 | 0,49 | n.w. | 0,82 | 0,31 | n.w. | 0,73 | 0,27 |
| Benzo(b)fluoranten | 3,99 | 11,28 | 6,82 | 0,08 | 23,69 | 8,63 | 0,15 | 11,25 | 4,25 |
| Benzo(k)fluoranten | n.w. | 59,13 | 19,73 | n.w. | 33,51 | 18,94 | n.w. | 43,22 | 14,43 |
| Benzo(a)piren | n.w. | 2,86 | 0,97 | n.w. | 3,97 | 1,37 | n.w. | 1,4 | 0,48 |
| Indeno[1,2,3-cd]piren | n.w. | 0,55 | 0,22 | 0,06 | 0,41 | 0,25 | 0,04 | 1,09 | 0,39 |
| Dibenzo(a,h)antracen | 0,24 | 1,22 | 0,88 | 0,22 | 1,35 | 0,68 | 0,23 | 2,7 | 1,08 |
| Suma WWA | 37,7 | 386,64 | 195,75 | 1,01 | 441,55 | 162,08 | 2,07 | 283,65 | 114,88 |

n.w. - nie wykryto

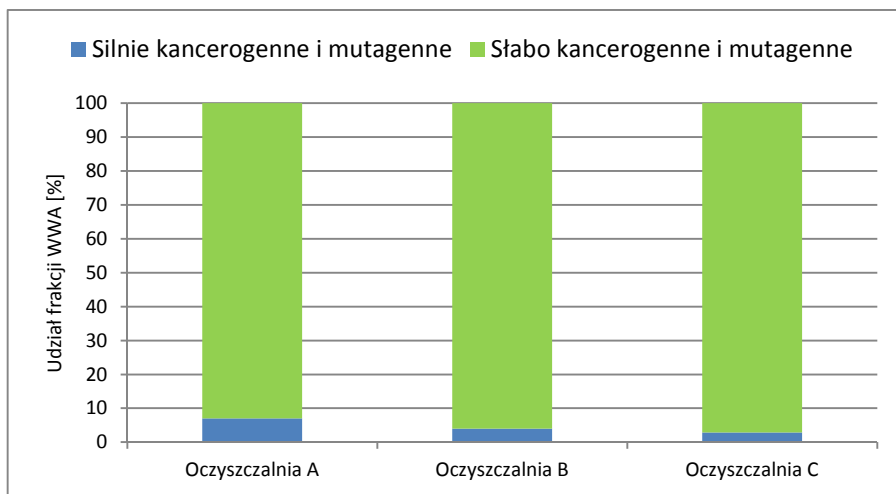
W analizowanych odpływach WWA o wyższych masach cząsteczkowych, czyli posiadające w swej cząsteczce co najmniej cztery pierścienie aromatyczne, stanowiły ponad 87% ogólnej zawartości WWA (rys. 1). Ich wyższa trwałość w środowisku w porównaniu do węglowodorów o mniejszych masach jest związana z ich niższą rozpuszczalnością w wodzie, jak również lotnością opisaną stałą Henry'ego. Obie wielkości maleją wraz ze

wzrostem masy cząsteczkowej, natomiast od ich wartości zależy intensywność eliminacji WWA na drodze przemian biochemicznych i odparowania.



Rys. 1. Udział frakcji WWA o małych (LMW) i dużych (HMW) masach cząsteczkowych w ogólnej zawartości WWA na oczyszczalniach A, B i C

Fig. 1. Percent fraction of low and high molecular weight PAHs in effluent of studied WWTPs (A, B and C)



Rys. 2. Udział frakcji WWA o słabym i wysokim potencjale kancerogennym i mutagennym w ogólnej zawartości WWA w odpływach oczyszczalni A, B, C

Fig. 2. Percent fraction of PAHs with low and high cancerogenic and mutagenic potential per overall amount of PAHs in studied effluents (A, B and C)

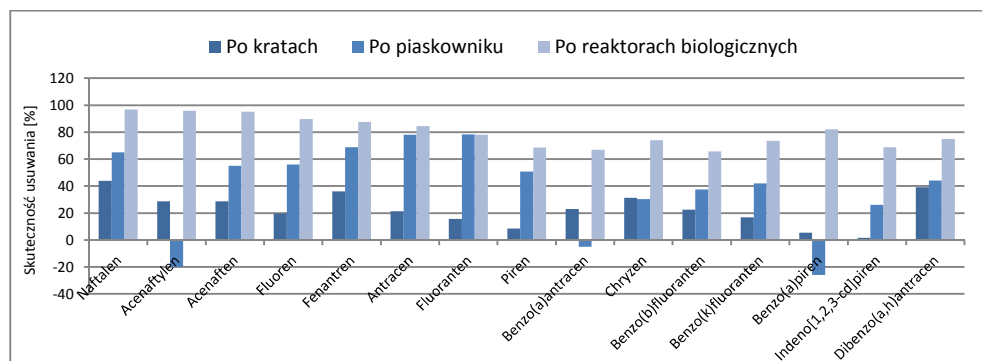
Jak już wykazano, badane odpływy odprowadzone do odbiornika wodnego były obciążone ładunkiem WWA. Biorąc pod uwagę ich właściwościancerogenne i mutagenne, zjawisko to jest bardzo niekorzystne, gdyż związki te negatywnie oddziałują na wodną faunę i florę [11]. Należy jednak podkreślić, że poszczególne WWA charakteryzują się zróżnicowanym potencjałemancerogennym i mutagennym. Dlatego też uzyskane w trakcie monitoringu wyniki przeanalizowano pod kątem występowania w ściekach WWA o właściwościach silnie i słaboancerogennych (rys. 2). Na podstawie pracy [12] do najbardziej szkodliwych i niebezpiecznych WWA zakwalifikowano benzo(a)piren, antracen, benzo(a)antracen, indeno[1,2,3-cd]piren oraz dibenzo(a,h)antracen. W badanych odpływach WWA charakteryzujące się najwyższą toksycznością stanowiły niewielki procent ogólnej zawartości WWA, tj. od 3 do 7%. Zaobserwowano również tendencję, że w ściekach pochodzących z oczyszczalni B i C ilośćancerogennych i mutagennych zanieczyszczeń była wyższa niż w odpływie A. Tak więc rodzaj oczyszczalni nie miał wpływu na obserwowaną zależność. Można przypuszczać, że źródłem toksycznych WWA w ściekach nie są tylko strumienie z zakładów przemysłowych. W tym przypadku decydują różne warunki lokalne zlewni.

Skuteczność usuwania WWA na poszczególnych stopniach oczyszczenia

Na rysunku 3 przedstawiono efektywność usuwania substancji aktywnych biologicznie, jaką uzyskano w ciągu technologicznym oczyszczalni A. Przeprowadzone badania pozwoliły stwierdzić, że stężenie wykrytych w ściekach WWA uległo obniżeniu w zakresie od 2 do 44% już na etapie wstępnego oczyszczenia na kratkach. Najprawdopodobniej wynikało to z chwilowego rozcieńczenia ścieków lub dyspersji poszczególnych związków, do którego mogło dochodzić podczas pompowania ścieków z głównych kolektorów do budynku krat. Można również przypuszczać, że obniżanie stężenia niektórych węglowodorów wynikało ze zjawiska odparowania. Kolejnym etapem wstępnego oczyszczania ścieków były piaskowniki, w których zachodziła separacja piasku, żwiru i tłuszczów. W tym etapie stopień obniżenia stężenia większości badanych WWA wyniósł ok. 26-78% w zależności od rodzaju związku. Nastąpiło to na skutek związania WWA z fazą lipidową innych zanieczyszczeń obecnych w ściekach oraz eliminacji związków, które zostały zaadsorbowane na ziarnach piasku lub żwiru usuwanych na tym etapie oczyszczania. Uwagę zwraca natomiast fakt, że stężenie trzech związków, tj. acenatyleny, benzo(a)antracenu i benzo(a)pirenu, w ściekach pobranych po oczyszczeniu na piaskowaniu przyrosło (ujemne słupki). Zjawisko to jest często obserwowane, gdyż w piaskownikach napowietrzanych związki pierwotnie zaadsorbowane na cząstkach piasku są ponownie uwalniane z powodu ruchów powietrza i przedmuchiwania [13]. Desorpcja związków lipidowych konkuruje ze zjawiskiem ich adsorpcji na cząstkach stałych.

Wysokie, przekraczające 95% końcowe stopnie eliminacji WWA zaobserwowano dla związków dwu- i trypierścieniowych, czyli o mniejszych masach cząsteczkowych, tj. naftalenu, acenaftyleny i acenaftenu. W przypadku związków o większych masach cząsteczkowych stopnie usunięcia nie przekraczały 80% z wyjątkiem antracenu i benzo(a)pirenu, dla których stopnie usunięcia były na poziomie 84 i 81%. Zaobserwowane różnice w stopniu eliminacji węglowodorów o dużych i małych masach cząsteczkowych wynikały z ich odmiennych właściwości fizyczno-chemicznych.

Węglowodory o dużych masach cząsteczkowych są bardziej odporne na utlenianie, redukcję i odparowanie [14]. Nie bez znaczenia jest również rozpuszczalność związków w wodzie, która maleje wraz ze wzrostem masy cząsteczkowej. Węglowodory występujące w postaci nierozpuszczonej cząsteczki ulegają wprawdzie silniejszej adsorpcji w osadzie czynnym, ale nie podlegają przemianom prowadzącym do degradacji biologicznej czy też chemicznej.



Rys. 3. Efektywność usuwania WWA w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków A

Fig. 3. Removal degree of PAHs along the A WWTPs

Podsumowanie i wnioski

Na podstawie rezultatów przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski z pracy:

- Konwencjonalny system oczyszczania ścieków nie umożliwiał całkowitej eliminacji WWA.
- Zawartość WWA w odpływach z oczyszczalni komunalnych o większej przepustowości była dwukrotnie większa niż dla obiektu przyjmującego ścieki bytowo-gospodarcze.
- Spośród 16 WWA we wszystkich trzech badanych odpływach w najwyższym stężeniu występował piren.
- W analizowanych próbkach zawartość WWA o wysokim potencjale kancerogennym i mutagennym stanowiła niewielki procent ogólnej sumy WWA.
- Dla WWA zawierających w swej cząsteczce 2 i 3 pierścienie aromatyczne zaobserwowano wyższe końcowe stopnie eliminacji niż dla związków o większej masie (liczba pierścieni aromatycznych ≥ 4).
- Takie procesy, jak rozcieńczanie, dyspersja, odparowanie, desorpcja i adsorpcja prawdopodobnie odpowiadały za odnotowane stopnie eliminacji WWA na etapie wstępnego oczyszczania ścieków, obejmującego separację mechaniczną zanieczyszczeń na karatach i piaskowniku.

Podziękowania

Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2013/11/B/ST8/04391.

Literatura

- [1] Szustakowski M. Chem Inż Ekol. 2001;6:573-579. <https://www.infona.pl/resource/bwmeta1.element.baztech-article-BPG1-0014-0090>.
- [2] Cetin B. Sci Total Environ. 2016;560-561:160-169. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.037.
- [3] Włodarczyk-Makuła M. Rocz Ochr Środow. 2011;13:1093-1104. http://ros.edu.pl/images/roczniki/archive/pp_2011_067.pdf.
- [4] Kubiak M. Probl Hig Epidemiol. 2013;94(1):31-36. <http://www.phie.pl/pdf/phe-2013/phe-2013-1-031.pdf>.
- [5] Mattei P, Cincinelli A, Martellini T, Natalini R, Pascale E, Renella G. Sci Total Environ. 2016;566-67:567-574. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.140.
- [6] Janosz B, Bakowski W, Bodzek D. Ochr Środow. 1993;1-2:39-44. http://www.os.not.pl/docs/czasopismo/1993/Janoszka_1-2-1993.pdf.
- [7] US-EPA - United States Environmental Protection Agency. EPA/5404/1-86/013.1984.
- [8] Rengarajan T, Rajendran P, Nandakumar N, Lokeshkumar B, Rajendran P, Nishigaki I. Asian Pac J Trop Biomed. 2015;5:182-189. DOI: 10.1016/S2221-1691(15)30003-4.
- [9] Bohdziewicz J, Dudziak M, Kamińska G, Kudlek E. Desalin Water Treat. 2016;57(3):1361-1369.
- [10] Kalinowski R, Załęska-Radziwiłł M. Inż Ochr Środow. 2005;2:179-188. https://is.pcz.pl/124/index/czasopismo_ochrona_i_inzynieria_srodowiska/22.html.
- [11] Ikenaka Y, Sakamoto M, Nagata T, Takahashi H, Miyabara Y, Hanazato T, et al. J Toxicol Sci. 2013;38(1):131-136. DOI: 10.2131/jts.38.131.
- [12] Sapota A. Podstawy i Metody Oceny Środow Pracy. 2002;2:179-208. <http://archiwum.ciop.pl/13760>.
- [13] Clara M, Windhofer G, Weilgony P, Gans O, Denner M, Chovanec A, et al. Chemosphere. 2012;87:1265-1272. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.01.033.
- [14] Bojes H, Pope P. Regul Toxicol Pharmacol. 2007;47:288-295. DOI: 10.1016/j.yrtph.2006.11.007.

REMOVAL AND FATE OF PAHS DURING MECHANICAL-BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT

Institute of Water and Wastewater Engineering, Silesian University of Technology, Gliwice

Abstract: This study presents results of the monitoring of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons in raw, primary treated and secondary treated wastewater from 3 WWTPs located in Silesia. The assay procedure of the compounds included the separation of substances from sewage samples by solid phase extraction and chromatographic analysis with GC-MS. Based on calculated concentration of given PAHs in wastewater we determined their removal degree at various stages of treatment. Among 16 studied PAHs the highest concentration in raw sewage was reported for pyrene. This trend was observed for all three studied WWTPs. It was also found that wastewater from the WWTPs with the highest capacity was about 2 times higher in relation to the wastewater collected from smaller objects. The removal efficiency of the studied compounds during mechanical - biological treatment was in the range of 65 to 97%.

Keywords: PAHs, wastewater treatment, micropollutants in environment