

Zagrożenia zdrowotne związane ze środowiskowym narażeniem na wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Health hazards involved with an environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)



dr n. med. Monika Rusin

Monika Rusin (a, b, c)

Ewa Marchwińska-Wyrwał (a, d)

Zakład Zdrowia Środowiskowego
Wydział Zdrowia Publicznego
Śląski Uniwersytet Medyczny w Katowicach
Kierownik Zakładu: dr hab. n. przyr. E. Marchwińska-Wyrwał

- (a) koncepcja
- (b) opracowanie tekstu
- (c) zebranie piśmiennictwa
- (d) merytoryczny nadzór nad ostateczną wersją artykułu



dr hab. n. przyr. Ewa
Marchwińska-Wyrwał

STRESZCZENIE

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) są grupą związków należących do trwałych zanieczyszczeń organicznych, a część z nich wykazuje udowodnione działanie mutagenne i kancerogenne. Opisujemy również ich wpływ na występowanie negatywnych skutków zdrowotnych takich jak urodzenia przedwczesne i niska urodzeniowa masa ciała noworodków. WWA dostają się do organizmu człowieka trzema drogami: pokarmową, oddechową i przezskórną, przy czym drogę przezskórną uważa się za najmniej istotną przy narażeniu środowiskowym. Ważne źródło emisji WWA do środowiska stanowi transport oraz sektor komunalny i przemysłowy. We wszystkich województwach Polski od 2005 roku monitorowany jest w powietrzu poziom benzo(a)pirenu (BaP), będącego wyznacznikiem stężenia wszystkich związków z grupy WWA. Pomimo obserwowanego od lat 90. stałego obniżania się stężenia BaP w powietrzu, na przeważającym obszarze kraju w dalszym ciągu notowane są przekroczenia jego poziomu dopuszczalnego (1 ng/m³). W 2010 roku sytuacja ta dotyczyła wszystkich aglomeracji miejskich w Polsce, przy czym najwyższe, kilkunastokrotne przekroczenie dopuszczalnej normy, obserwowane było w województwie śląskim, na terenie aglomeracji rybnicko-jastrzębskiej. Spośród szesnastu województw w Polsce, w których w 2012 roku prowadzony był monitoring stężenia benzo(a)pirenu w powietrzu, brak przekroczeń dopuszczalnego poziomu tego związku odnotowany został

jedynie w województwie lubelskim i podlaskim. Z powyższych danych wynika, że zanieczyszczenie środowiska związkami WWA w Polsce stanowić może poważne ryzyko zdrowotne. Wydaje się zatem konieczne podjęcie wszelkich działań zmierzających do ograniczenia narażenia populacji na te związki.

Słowa kluczowe: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, benzo(a)piren, kancerogeny środowiskowe, masa urodzeniowa

ABSTRACT

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are compounds which belong to persistent organic pollutants group; some of which produce mutagenic and cancerogenic effects. These xenobiotics showed proven, negative effects on health preterm births and low infant birth weight. PAHs penetrate into the human body by three exposure pathways: inhalation, ingestion and skin contact, of which the skin contact pathway is the least important in the case of environmental exposure. Transport, and industrial and municipal sections are also an important source of these compounds. The level of benzo(a)pyrene (BaP) has been monitored in all the Polish provinces since 2005 in the air. BaP is a determinant of the level of all PAHs' compounds. Despite of the permanent lowering of the level of BaP in the air since the

90s, the limit level (1 ng/m^3) has been exceeded in most provinces of the country. In 2010 this situation concerned all Polish agglomerations and the biggest excess has been observed in the province of Silesia in the area of rybnicko-jastrzębska agglomeration. Of sixteen Polish provinces only Lublin and Podlasie provinces did not exceed the limit level, of BaP in the air in 2012. These data

shows that a serious health risk may occur due to environmental pollution caused by PAHs compounds. It is necessary to take preventative action to limit a human exposure to these compounds.

Key words: polycyclic aromatic hydrocarbons, benzo(a)pyrene, environmental carcinogens, birth weight

WSTĘP

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) stanowią grupę związków opisywanych w literaturze światowej jako *polycyclic aromatic hydrocarbons* (PAHs) lub *polynuclear aromatic hydrocarbons* (PNAHs), co związane jest z ich budową – związki te składają się z dwóch lub więcej pierścieni aromatycznych [1]. WWA zaliczane są do trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO, ang. *persistent organic pollutants* – POPs), charakteryzujących się tendencją do bioakumulacji oraz długim okresem półtrwania w środowisku [2].

Do grupy WWA zaliczanych jest kilkaset związków, lecz w środowisku najczęściej oznaczanych jest 17 z nich, przede wszystkim tych, które cechują się największą toksycznością, takich jak: acenaften, acenaftylen, antracen, benzo(a)antracen, benzo(a)piren, benzo(e)piren, benzo(b)fluoranten, benzo(j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(g,h,i)perylen, chryzen, dibenzo(a,h)antracen, fluoranten, fluoren, fenantren, piren oraz indeno(1,2,3-cd)piren [3]. WWA w środowisku nigdy nie występują pojedynczo, zawsze w formie mieszaniny [4].

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne występują powszechnie, a ich główne źródło emisji stanowią procesy spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym oraz procesy produkcyjne, szczególnie produkcja koksu. Szacuje się, że w Polsce ponad 80% obecnych w powietrzu WWA jest rezultatem spalania paliw kopalnych [5]. Istotne źródło emisji WWA stanowi również sektor transportu – spalanie paliw w silnikach zarówno Diesla, jak i benzynowych. Źródłem indywidualnego narażenia na wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne są niektóre sposoby przygotowania żywności (grillowanie, wędzenie) oraz palenie tytoniu [6,7,8]. Szacuje się, że w środowisku domowym osoby palącej stężenie samego benzo(a)pirenu w powietrzu może wynosić nawet 22 ng/m^3 [9].

Benzo(a)piren (BaP) jest najpowszechniej występującym w środowisku przedstawicielem wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych [10]. W Polsce stężenie benzo(a)pirenu w powietrzu trak-

towane jest jako wyznacznik poziomu wszystkich związków z grupy WWA. Związek ten jest oznaczany w sieci stacji pomiarowych, wchodzących w skład Państwowego Monitoringu Środowiska.

Prawie 80% całkowitej emisji tego związku do atmosfery pochodzi z procesów spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym. Znacznie mniejszy udział w jego emisji mają procesy produkcyjne (14,1%) oraz sektor transportu (6,4%) [11].

Powszechność występowania benzo(a)pirenu w środowisku bytowania człowieka, stwierdzone właściwości rakotwórcze oraz jego zdolność kumulowania się w organizmach żywych stwarza poważne ryzyko zdrowotne.

Celem pracy jest wykazanie środowiskowego narażenia populacji na wysokie stężenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, w tym benzo(a)pirenu.

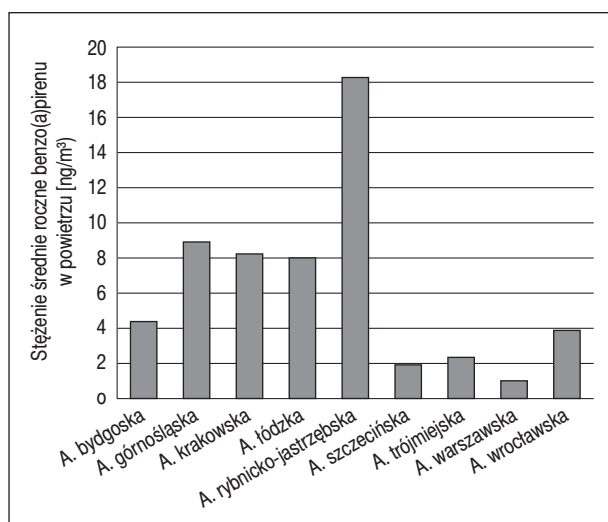
OBECNOŚĆ WIELOPIERŚCIENIOWYCH WĘGLOWODORÓW AROMATYCZNYCH W ŚRODOWISKU

Powietrze

Przez wiele lat w Polsce emisja WWA utrzymywała się na stałym wysokim poziomie i należała do najwyższych w Europie. Dopiero od lat 90. obserwowany jest systematyczny spadek stężenia WWA w powietrzu (w miastach Górnego Śląska wynoszący od 54% do 95%), jednak pomimo tego, na przeważającym obszarze kraju stężenie benzo(a)pirenu w powietrzu przekracza poziom dopuszczalny 1 ng/m^3 [12]. W roku 2005, na mocy Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2004/107/WE z dnia 15 grudnia 2004 roku, w sprawie arsenu, kadmu, rtęci, niklu i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, w Polsce został wprowadzony obowiązek wykonywania pomiarów zawartości benzo(a)pirenu w pyłe [13].

Wyniki pomiarów stężenia tego związku w powietrzu wykazują, iż w większości województw oraz na terenie dużych aglomeracji miejskich w Polsce, średnioroczne wartości wielokrotnie przekraczają

poziom dopuszczalny. Pomiary stężenia benzo(a)pirenu w powietrzu atmosferycznym, wykonywane na terenie dużych aglomeracji miejskich w Polsce w 2010 roku, wykazały wielokrotne przekroczenia poziomu dopuszczalnego omawianego związku (ryc. 1). Najwyższe średnioroczne stężenie benzo(a)pirenu, przekraczające ponad osiemnastokrotnie wartość dopuszczalną, odnotowane zostało w tym czasie w obrębie aglomeracji rybnicko-jastrzębskiej, w województwie śląskim, i wynosiło $18,16 \text{ ng/m}^3$. Średnie stężenia benzo(a)pirenu, przekraczające prawie 10-krotnie poziom dopuszczalny, zaobserwowane były w tym okresie w aglomeracji górnośląskiej ($8,81 \text{ ng/m}^3$), krakowskiej ($8,16 \text{ ng/m}^3$) oraz łódzkiej ($7,95 \text{ ng/m}^3$). Najniższe średnie stężenie benzo(a)pirenu odnotowano w obrębie aglomeracji warszawskiej; w tym przypadku również został przekroczony poziom dopuszczalny ($1,02 \text{ ng/m}^3$) [14].



Ryc. 1. Stężenie średnie roczne benzo(a)pirenu w powietrzu w dużych aglomeracjach miejskich w 2010 roku [źródło: GIOŚ]

Fig. 1. Annual average concentration of benzo(a)pyrene in the air in large agglomerations in 2010 [source: GIOŚ]

W roku 2012 pomiary stężeń benzo(a)pirenu w powietrzu prowadzone były w 123 stacjach monitoringowych (tabela I). W roku tym najwyższe średnioroczne stężenia benzo(a)pirenu odnotowane zostały w obrębie województwa łódzkiego, małopolskiego i śląskiego, przekraczając ponad 8-krotnie poziom dopuszczalny [15]. Brak przekroczeń wartości dopuszczalnej benzo(a)pirenu w powietrzu został zaobserwowany jedynie w województwie lubelskim. W porównaniu średnich stężeń benzo(a)pirenu w powietrzu pomiędzy poszczególnymi województwami Polski nie było brane pod uwagę woje-

wództwo podlaskie, ze względu na dostępność wyników pomiarów pochodzących tylko z jednej stacji monitoringowej.

Tabela I. Stężenie roczne benzo(a)pirenu w powietrzu atmosferycznym w 15 województwach Polski w 2012 r. [źródło: GIOŚ]

Table I. Annual concentration of benzo(a)pyrene in ambient air in 15 Polish provinces in 2012 [source: GIOŚ]

Województwo	Stężenia średnioroczne benzo(a)pirenu [ng/m³]	
	Wartość średnia [ng/m³]	Zakres wartości [ng/m³]
Dolnośląskie	5,74	1,22–13,55
Kujawsko-pomorskie	2,21	0,44–4,99
Lubelskie	0,72	0,44–0,84
Lubuskie	1,86	1,67–2,09
Łódzkie	8,85	4,53–19,21
Małopolskie	8,83	2,93–18,99
Mazowieckie	5,18	3,13–7,07
Opolskie	6,72	4,56–8,87
Podkarpackie	4,97	3,24–6,32
Pomorskie	3,23	1,17–7,43
Śląskie	8,6	4,6–15,11
Świętokrzyskie	6,73	5,98–8,41
Warmińsko-mazurskie	3,0	0,79–4,92
Wielkopolskie	3,9	1,64–5,57
Zachodniopomorskie	3,06	1,78–5,4

Gleba

Szacuje się, że na świecie przeciętna zawartość WWA w glebach na terenach dużych miast wynosi $600\text{--}3000 \mu\text{g/kg}$ [16, 17, 18], przy czym najwyższe stężenia omawianych związków obserwowane są w pobliżu ulic charakteryzujących się wzmożonym ruchem samochodowym oraz na terenach przemysłowych [16, 19]. W Polsce stężenie WWA w glebach w ciągu ostatnich kilkunastu lat uległo niewielkim zmianom (tabela II). Zgodnie z wynikami ostatniego badania jakości gleb ornych, przeprowadzonego przez Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa (IUNG) w 2010 roku, stężenie sumy 13 związków z grupy WWA w glebie pobranej w 198 z 216 punktów badawczych nie przekraczało $1000 \mu\text{g/kg}$ i nie wykazywało istotnego jej zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (klasa zanieczyszczenia 0, 1, 2). Jedynie gleba pobrana w 18 punktach pomiarowych została zakwalifikowana jako zanieczyszczona WWA (3 klasa zanieczyszczenia); na glebie tej nie powinna być prowadzona uprawa [20].

Na podstawie analizy wyników pomiarów jakości gleb, przeprowadzonych w latach 1995-2010 przez IUNG, można stwierdzić, że w ciągu ostatnich 20-25 lat uległa zmniejszeniu ilość punktów pomiarowych, z których pobrana gleba cechowała się najniższym stopniem zanieczyszczenia WWA (klasa 0-78 punktów w 1995 roku, 50 punktów w 2010 roku), natomiast zwiększyła się ilość punktów pomiarowych gleb należących do klasy 1 i 2 (klasa 1: 1995 rok – 93 punkty, 2010 rok – 113 punktów; klasa 2: 1995 rok – 28 punktów, 2010 rok – 35 punktów; tabela II).

Tabela II. Stopień zanieczyszczenia gleb ornych Polski przez WWA w latach 1995–2010 na podstawie wyników badań Instytutu Upraw, Nawożenia i Gleboznawstwa [20]

Table II. Contamination of PAHs among Polish arable soils in 1995–2010 on the basis of the results of the Institute of Soil Science and Plant Cultivation [20]

Klasa zanieczyszczenia	Stężenie WWA [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Ilość punktów badawczych w danym roku			
		1995	2000	2005	2010
0	≤ 200	78	71	47	50
1	201–600	93	108	117	113
2	601–1000	28	26	31	35
3	1001–5000	16	11	21	18
4	> 5000	1	0	0	0
Suma punktów badawczych		216	216	216	216
Klasyfikacja wg Rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz. U. 165, poz. 1359, 2002)					
Gleby niezanieczyszczone	≤ 1000	205	205	200	202
Gleby zanieczyszczone	>1000	11	11	16	14
Suma punktów badawczych		216	216	216	216

DROGI NARAŻENIA CZŁOWIEKA NA WIELOPIERŚCIENIOWE WĘGLOWODORY AROMATYCZNE; SKUTKI ZDROWOTNE

WWA dostają się do organizmu człowieka trzema drogami: pokarmową, oddechową i przezskórną, przy czym drogę przezskórną uznaje się za najmniej istotną przy narażeniu środowiskowym [4].

W narażeniu drogą pokarmową, najwyższe stężenia benzo(a)pirenu oznaczane są w produktach spożywczych, cechujących się wysoką zawartością tłuszczu (do 58,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$), ponadto w rybach i owocach morza (do 11,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$), zbożach (do 5,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i mięsie (do 4,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$), natomiast najniższe – w wa-

rzywach (do 0,48 $\mu\text{g}/\text{kg}$) oraz mleku i produktach mlecznych (do 1,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$) [21]. Szacuje się, że dzienne pobranie benzo(a)pirenu wraz z żywnością wynosi przeciętnie 0,5–305 ng/dzień dla mieszkańca Stanów Zjednoczonych, 70–190 ng/dzień dla mieszkańca Iranu i Korei Południowej oraz odpowiednio 160–320 ng/dzień, 73–140 ng/dzień i 4,2–35 ng/dzień, odpowiednio dla mieszkańców państw europejskich: Włoch, Hiszpanii i Republiki Czeskiej [22]. Wyniki badań wskazują, że dzienne pobranie wraz z żywnością mieszaniny ośmiu kancerogennych WWA w Polsce wynosi 3078 ng, podczas gdy średnie ich pobranie przez konsumentów państw Unii Europejskiej wynosi 1729 ng/dzień [23].

Poszczególne związki należące do grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych charakteryzują się zróżnicowaną lipofilnością. Cecha ta wpływa na wielkość absorpcji omawianych związków w organizmie człowieka [4].

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne są związkami wykazującymi udowodnione działanie mutagenne; wpływają one ponadto w sposób negatywny na przebieg procesów endokrynologicznych, reprodukcyjnych oraz rozwojowych [6, 24]. Jednak najistotniejszym efektem zdrowotnym narażenia organizmu człowieka na WWA jest udowodniony wpływ dziewięciu związków z tej grupy na inicjowanie procesu nowotworowego. Najsilniejszym działaniem kancerogennym charakteryzują się szczególnie dwa związki z grupy WWA – benzo(a)piren i dibenzo(a,h)antracen; dla związków tych względne współczynniki kancerogenności, ustanowione przez Nisbeta i LaGoya, wynoszą odpowiednio 1 i 5 [4, 25].

Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakiem (International Agency for Research on Cancer – IARC) zakwalifikowała benzo(a)piren do grupy związków wykazujących udowodnione działanie rakotwórcze (grupa 1) [26]. Związki rakotwórcze są substancjami działającymi bezprogowo, co wiąże z ryzykiem powstania zmian nowotworowych przy narażeniu na każde stężenie substancji [27]. Narażenie na benzo(a)piren drogą oddechową stwarza prawdopodobieństwo rozwoju nowotworów płuc. W przypadku ekspozycji zawodowej grupę szczególnego ryzyka stanowią pracownicy koksowni [28]. W województwie śląskim, w populacji mężczyzn pochodzących z miast o wysokim stężeniu BaP w powietrzu, a więc narażonych środowiskowo na związki WWA, obserwowany jest wysoki odsetek zachorowań na nowotwory płuc [29].

Udowodniony został również wpływ wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na występowanie porodów przedwczesnych i zaburzeń

związanych ze wzrostem płodu, jednak mechanizm tego działania nie został do końca poznany. Jednakże wiadome jest, że związki te wiążą się ze strukturą DNA łożyska, wykazując działanie mutagenne, oraz stwarzając ryzyko poronień samoistnych we wczesnym okresie ciąży [6, 30–35]. Transport przezłożyskowy WWA inicjuje powstanie stresu oksydacyjnego, wpływającego negatywnie na układ nerwowy oraz hormonalny płodu [36].

Badania przeprowadzone przez Choi i wsp. w latach 2000–2003 na dwóch kohortach kobiet ciężarnych – w Krakowie oraz Nowym Jorku, wykazały istnienie zależności pomiędzy prenatalnym narażeniem na WWA a obniżeniem wybranych parametrów fizycznych w grupie noworodków pochodzących z ciąż donoszonych. Masa ciała noworodków była niższa średnio o 68,75 g w przypadku grupy krakowskiej oraz o 177,57 g w przypadku grupy z Nowego Jorku. Obniżenie długości ciała noworodka wynosiło 0,48 cm, a obwód głowy był mniejszy o 0,21 cm w przypadku grupy krakowskiej [6, 24].

W badaniach przeprowadzonych przez Sanyal i Li wykazano, że narażenie na benzo(a)piren oraz 7,12-dimetylobenzo[α]antracen (DMBA) podczas procesu organogenezy prowadzi do znaczącego obniżenia masy i długości ciała płodu. Mózg oraz układ nerwowy płodu są organami najbardziej wrażliwymi na oddziaływanie wspomnianych związków [30]. Potwierdzeniem tej hipotezy są również Wormleya i wsp. W badaniach tych wykazano, że przezłożyskowe narażenie na benzo(a)piren wpływa negatywnie na receptory umieszczone w hipokampie – strukturze znajdującej się w płacie skroniowym kory mózgowej, odpowiedzialnej za procesy zapamiętywania i uczenia się [31].

Perera i wsp. wykazali zależność pomiędzy liczbą powiązań WWA-DNA mierzonych we krwi pępowinowej, a masą i długością ciała oraz obwodem głowy noworodków [37–41].

Badania Vassileva wykazały istnienie zależności pomiędzy narażeniem kobiet ciężarnych na pył zawierający wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (ang. *polycyclic organic matter* – POM) w zakresie stężeń od 0,269 do 2,830 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ powietrza, a wczesną umieralnością noworodków oraz występowaniem urodzeń przedwczesnych i urodzeń dzieci z niską urodzeniową masą ciała [42]. W badaniach prowadzonych w dużych miastach Aglomeracji Śląskiej wykazano wysoką korelację pomiędzy zawartością benzo(a)pirenu w powietrzu, a liczbą urodzeń dzieci z niską masą urodzeniową [43].

Wobec udowodnionego wpływu wielopierścieniowych węglowodórów aromatycznych na występowanie wielu negatywnych skutków zdrowotnych,

konieczne jest prowadzenie działań mających na celu ograniczenie narażenia populacji na te związki. Najskuteczniejszym działaniem byłaby likwidacja źródeł niskiej emisji, poprzez zmianę sposobu ogrzewania mieszkań, ponieważ spalanie węgla w sektorze komunalnym wciąż stanowi najpoważniejsze źródło emisji WWA [44]. Niepokój budzi fakt występowania benzo(a)pirenu w stężeniach wielokrotnie przekraczających średnioroczne wartości normatywne we wszystkich aglomeracjach miejskich oraz w czternastu województwach w Polsce; przekroczeń nie odnotowano jedynie w województwie lubelskim i podlaskim.

WNIOSKI

1. Środowiskowe narażenie na wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne stanowi poważne ryzyko zdrowotne.
2. Ograniczenie niskiej emisji i obniżenie stężenia WWA we wszystkich elementach środowiska przynajmniej do poziomów dopuszczalnych pozwoli zmniejszyć środowiskowe narażenie na te związki.
3. Istotnym, a często pomijanym w literaturze, efektem zdrowotnym narażenia na WWA, jest, oprócz działania kancerogennego i mutagennego, wpływ tych związków na występowanie negatywnych skutków zdrowotnych związanych z urodzeniami – urodzeń przedwczesnych i niskiej urodzeniowej masy ciała noworodków.

PIŚMIENNICTWO

1. Kubiak M.S.: Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) – ich występowanie w środowisku i w żywności. *Probl Hig Epidemiol* 2013; 94(1): 31-36.
2. Trojanowska M., Świetlik R.: Ocena ryzyka nowotworowego związanego z narażeniem inhalacyjnym na benzo(a)piren w wybranych miastach Polski. *Med Śr* 2013; 16(2): 14-22.
3. Sapota A.: Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne – dokumentacja proponowanych wartości dopuszczalnych poziomów narażenia zawodowego. *Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy* 2002; 2(32): 179-208.
4. Smolik E. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego. http://www.ietu.katowice.pl/wpr/Dokumenty/Materialy_szkolniowe/Szkol2/10-smolik.pdf
5. Bochenek D., Bancarzewska M., Górska A. i wsp.: *Ochrona Środowiska 2013*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2013.
6. Choi H., Jędrzychowski W., Spengler J. i wsp.: International studies and prenatal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and fetal growth. *Environ Health Perspect* 2006; 114(11): 1744-1750.

7. Kubiak M.S.: Analiza poziomu zanieczyszczeń WWA w wybranych wyrobach mięsnych poddanych przemysłowym warunkom wędzenia. *Bromat Chem Toksykol* 2012; 45(4): 1264-1270.
8. Ciecierska M., Teodorska M., Dasiewicz K. i wsp.: Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych oraz ich zależności w produktach mięsnych wędzonych. *Bromat Chem Toksykol* 2010; 43(1): 93-100.
9. Chuang J.C., Mack G.A., Kuhlman M.R. i wsp.: Polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives in indoor and outdoor air in an 8-home study. *Atmospheric Environment, Part B, Urban Atmosphere* 1991; 25: 369-380.
10. Perera F., Tang D., Whyatt R. i wsp.: DNA damage from polycyclic aromatic hydrocarbons measured by benzo[a]pyrene-DNA adducts in mothers and newborns from northern Manhattan, the World Trade Center area, Poland, and China. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 2005; 14(3): 709-714.
11. Bochenek D., Falandysz M., Jabłonowski G. i wsp.: Ochrona środowiska 2011. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2011.
12. Moździerz A., Juszczyk M., Stojko J.: Analiza poziomów stężeń B(a)P w powietrzu atmosferycznym miast Górnego Śląska w latach 1983-2005. *Med Śr* 2011; 14(2): 15-23.
13. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 3 marca 2008 roku w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. 2008 nr 47, poz. 281).
14. Iwanek J., Kobus D., Mitosek G. i wsp.: Jakość powietrza w Polsce w roku 2010 w świetle wyników pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ. Państwowy Monitoring Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska. Warszawa, 2011.
15. Iwanek J., Kobus D., Kostrzewa J. i wsp.: Zanieczyszczenie powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi w Polsce w 2012 r. Inspekcja Ochrony Środowiska. Warszawa, 2013.
16. Menzie C.A., Potocki B.B., Santodonato J.: Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environmental Science and Technology* 1992; 26: 1278-1284.
17. Trapido M.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in Estonian soil: contamination and profiles. *Environmental Pollution* 1999; 105: 67-74.
18. Mielke H.W., Wang G., Gonzales C.R. i wsp.: PAH and metal mixtures in New Orleans soils and sediments. *Science of the Total Environment* 2001; 281: 217-227.
19. Harrison R.M., Smith D.J.T., Piou C.A. i wsp.: Comparative receptor modelling study of airborne particulate pollutants in Birmingham (United Kingdom), Coimbra (Portugal) and Lahore (Pakistan). *Atmospheric Environment* 1997; 31: 3309-3321.
20. Siebielec G., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A. i wsp.: Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010-2012. Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa. Puławy, 2012.
21. Jakszyn P., Agudo A., Ibanez R. i wsp.: Food content of potential carcinogenesis. Barcelona, Catalan Institute of Oncology, 2004.
22. Choi H., Harrison R., Komulainen H. i wsp.: Polycyclic aromatic hydrocarbons. Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants. Geneva: World Health Organization, 2010.
23. Wieczorek J., Wieczorek Z.: Pobranie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych z żywnością. *Bromat Chem Toksykol* 2011; 44(3): 725-731.
24. Choi H., Rauh V., Garfinkel R. i wsp.: Prenatal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and risk of intrauterine growth restriction. *Environ Health Perspect* 2008; 116(5): 658-665.
25. Nisbet I.C.T., LaGoy P.K.: Toxic (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Reg Toxicol Pharmacol* 1992; 16: 290-300.
26. International Agency for Research on Cancer, IARC, 2012. Agents Classified by the IARC Monographs, vol. 1-103.
27. Brzeźnicki S., Bonczarowska M., Gromiec J.P.: Najwyższe dopuszczalne stężenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Obecny stan prawny i propozycje zmian. *Med Pr* 2009; 60(3): 179-185.
28. Talaska G., Underwood P., Maier A. i wsp.: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), nitro-PAHs and related environmental compounds: biological markers of exposure and effects. *Environ Health Perspect* 1996; 104(5): 901-906.
29. Kapka I., Zemła B.F., Kozłowska A. i wsp.: Jakość powietrza atmosferycznego a zapadalność na nowotwory płuc w wybranych miejscowościach i powiatach województwa śląskiego. *Przegl Epidemiol* 2009; 63: 439-444.
30. Sanyal M.K., Li Y.L.: Deleterious effects of polynuclear aromatic hydrocarbons on blood vascular system of the rat fetus. *Birth Defects Res B Dev Reprod Toxicol* 2007; 80: 367-373.
31. Wormley D.D., Chirwa S., Nawayar T. i wsp.: Inhaled benzo[a]pyrene impairs long-term potentiation in the F1 generation rat dentate gyrus. *Cell Mol Biol* 2004; 50: 715-721.
32. Li Z., Sjodin A., Romanoff L.C. i wsp.: Evaluation of exposure reduction to indoor air pollution in stove intervention projects in Peru by urinary biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites. *Environ Int* 2011; 37: 1157-1163.
33. Sram R.J., Binkova B., Dejmek J. i wsp.: Ambient air pollution and pregnancy outcomes: a review of the literature. *Environ Health Perspect* 2005; 113: 375-382.
34. Manchester D.K., Bowman E.D., Parker N.B. i wsp.: Determinants of polycyclic aromatic hydrocarbons-DNA adducts in human placenta. *Cancer Res* 1992; 52: 1499-1503.
35. Wu J., Hou H., Ritz B. i wsp.: Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and missed abortion in early pregnancy in a Chinese population. *Sci Total Environ* 2010; 408: 2312-2318.
36. Donaldson K., Stone V., Borm P.J. i wsp.: Oxidative stress and calcium signaling in the adverse effects of environmental particles (PM10). *Free Radic Biol Med* 2003; 34: 1369-1382.
37. Perera F., Whyatt R., Jedrychowski W. i wsp.: A study of the effects of environmental polycyclic aromatic hydrocarbons on birth outcomes in Poland. *Am J Epidemiol* 1998; 147: 309-314.
38. Perera F.P., Rauh V., Tsai W.Y. i wsp.: Effects of transplacental exposure to environmental pollutants on birth outcomes in multiethnic population. *Environ Health Perspect* 2003; 111: 201-205.
39. Perera F.P., Rauh V., Whyatt R.M.: Molecular evidence of an interaction between prenatal environmental exposures and birth outcomes in a multiethnic population. *Environ Health Perspect* 2004; 112: 626-630.
40. Perera F., Tang D., Rauh V. i wsp.: Relationships among polycyclic aromatic hydrocarbon-DNA adducts, proximity to the World Trade Center, and effects on fetal growth. *Environ Health Perspect* 2005; 113(8): 1062-1067.
41. Perera F.P., Rauh V., Whyatt R.M. i wsp.: A summary of recent findings on birth outcomes and developmental effects of prenatal ETS, PAH and pesticide exposures. *Neurotoxicology* 2005; 26: 573-578.
42. Vassilev Z.P., Robson M.G., Klotz J.B.: Outdoor exposure to airborne polycyclic organic matter and adverse reproductive outcomes: a pilot study. *Am J Ind Med* 2001; 40: 255-262.

43. Rusin M.: Rozprawa doktorska na stopień doktora nauk medycznych: Urodzenia martwe i niska urodzeniowa masa ciała noworodków a jakość powietrza w województwie śląskim. Śląski Uniwersytet Medyczny, Wydział Farmaceutyczny z Oddziałem Medycyny Laboratoryjnej. Sosnowiec, 2014.
44. Czarnomski K.: Trwałe zanieczyszczenia organiczne w środowisku. Niska emisja. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa, 2009.

Adres do korespondencji:

*dr n. med. Monika Rusin
Zakład Zdrowia Środowiskowego
Wydział Zdrowia Publicznego
Śląski Uniwersytet Medyczny
ul. Piekarska 18, 41-902 Bytom
tel. 32 397-65-29
e-mail: mrusin@sum.edu.pl*