

## Inhalacyjne narażenie środowiskowe mieszkańców miast Polski na metale ciężkie kadm i nikiel oraz arsen

### Heavy metals cadmium, nickel and arsenic environmental inhalation hazard of residents of Polish cities

Marzena Trojanowska<sup>(b, c)</sup>, Ryszard Świetlik<sup>(a, c)</sup>

Politechnika Radomska im. Kazimierza Pułaskiego, Katedra Ochrony Środowiska, Zakład Chemii Analitycznej  
Kierownik Zakładu Chemii Analitycznej: dr hab. R. Świetlik, prof. PRad.  
Kierownik Katedry Ochrony Środowiska: dr hab. R. Świetlik, prof. PRad.

<sup>(a)</sup> opracowanie koncepcji i założeń

<sup>(b)</sup> zebranie i opracowanie materiału do badań

<sup>(c)</sup> opracowanie tekstu i piśmiennictwa

#### Streszczenie

**Wstęp:** W pracy dokonano oceny inhalacyjnego narażenia mieszkańców miast Polski na zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego metalami ciężkimi. **Cel:** Uwagę skoncentrowano na ocenie całonocnego narażenia osoby dorosłej i dziecka na kadm, nikiel i arsen. **Materiał i metody:** Analizowano narażenie mieszkańców dużych aglomeracji i wybranych miast średniej wielkości. Zastosowano metodologię zalecaną przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US EPA). **Wyniki:** Wartości całkowitego indeksu zagrożenia dla przyjętego scenariusza narażenia mieszkańca na kadm, nikiel i arsen drogą inhalacyjną są kilkakrotnie większe od wartości wyznaczonych dla tła środowiskowego. **Wnioski:** Spośród badanych populacji najbardziej zagrożone są dzieci, dla których wyznaczony indeks narażenia oraz ryzyko nowotworowe przyjmują wartości największe.

**Słowa kluczowe:** narażenie inhalacyjne, metale ciężkie, indeks zagrożenia

#### Abstract

**Introduction:** The paper assesses the airborne heavy metals (Cd, Ni, As) inhalation hazard for residents of Polish cities. **Objective:** Attention was focused on the assessment of lifetime hazard for an adult person and a child. **Materials and methods:** The hazard for large and selected medium-size city residents was analysed. The methods used have been recommended by the US Environmental Protection Agency. **Results:** The values of the total hazard index for the assumed scenario of cadmium, nickel and arsenic inhalation hazard are several times higher than the values determined for the environmental background. **Conclusions:** The highest values of the hazard index and cancer risk can be observed for children.

**Key words:** inhalation hazard, heavy metals, hazard index

Nadesłano: 23.02.2012

Zatwierdzono do druku: 8.03.2012

## Wstęp

Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego metalami ciężkimi jest uważane za jedno z najpoważniejszych zagrożeń środowiska. Nadmierna obecność metali ciężkich w powietrzu oddziałuje negatywnie na wszystkie elementy środowiska oraz stwarza niebezpieczeństwo dla zdrowia, a niekiedy nawet życia ludzi.

Krajowa emisja metali ciężkich do powietrza atmosferycznego jest stosunkowo zróżnicowana, największy ładunek dotyczy Zn – 1520 Mg/rok, mniejsze ładunki są charakterystyczne dla Pb – 573 Mg/rok, Cu – 367 Mg/rok i Ni – 178 Mg/rok [1]. Emisja As, Cr i Cd utrzymuje się na poziomie o rząd niższym, As – 44,9 Mg/rok, Cr – 49,3 Mg/rok i Cd – 39,4 Mg/rok [1]. Emisja Hg w 2008 roku osiągnęła 15,7 Mg/rok [2]. Decydujący wpływ na wartość emisji większości metali ciężkich mają procesy przemysłowe (procesy produkcyjne + procesy spalania w przemyśle): Cu – 69,6%, Pb – 66,4%, As – 52,3% oraz Cr – 44,2% [1]. O poziomie emisji Cd i Ni w największym stopniu decydują procesy spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym (odpowiednio: 62,5% i 45,0%), podczas gdy o poziomie emisji Hg – procesy spalania w sektorze produkcji i transformacji energii (56,1%). Udział transportu samochodowego jest niewielki, nie przekracza kilku procent. Nie znaczy to jednak, że lokalnie w miastach o starej zabudowie i tym samym złej wentylacji stężenie metali ciężkich (zwłaszcza Pb, Cu, Cr i Zn) nie jest kształtowane przez ruch samochodowy na zatłoczonych ulicach [2].

Emisja metali ciężkich na terenie Polski nie rozkłada się równomiernie. Największe zagrożenie zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego metalami ciężkimi występuje w rejonach lokalizacji emitorów przemysłowych. Województwo śląskie przoduje w emisji Cd (16,9%), Cr (40,7%) i Hg (17,4%), natomiast województwo dolnośląskie w emisji As (38,4%), Cu (55,1%), Pb (31,4%) i Zn (40,4%) [1]. Tylko w przypadku niklu, jego emisja na obszarze województwa mazowieckiego (16,3%) jest większa niż na obszarze województwa śląskiego (14,0%).

Zgodnie z doniesieniami literaturowymi metale takie jak kadm i nikiel bardzo dobrze wchłaniają się przez układ oddechowy [3, 4], stwarzając realne zagrożenie dla zdrowia i życia człowieka [5–8]. Wchłanianie kadmu przez płuca jest kilkakrotnie większe niż przez przewód pokarmowy [4]. Powstałe kompleksy kadmu z białkami są deponowane głównie w nerkach i wątrobie. Toksyczne działanie kadmu polega na zaburzeniu czynności nerek, chorobie nadciśnieniowej, zmianach nowotworowych (szczególnie gruczołu krokowego i nerek), zaburze-

niu metabolizmu wapnia oraz zaburzeniu funkcji rozrodczych [3, 4, 7].

Nadmiar niklu wdychanego z powietrzem powoduje uszkodzenie błon śluzowych i odczyny alergiczne. Długotrwałe narażenie na nikiel może prowadzić do zaburzeń metabolizmu białek w osoczu, zmian w chromosomach i szpiku kostnym, a nawet zmian nowotworowych [3, 4, 8].

Badania epidemiologiczne i toksykologiczne udowodniły, że długoletnie narażenie inhalacyjne na arsen znacznie zwiększa zapadalność na raka płuc [9]. Skutkiem działania arsenu mogą być też zmiany skórne i błon śluzowych, niedokrwistość, zaburzenia ze strony układu pokarmowego oraz uszkodzenie nerwów obwodowych [3, 4].

Wobec szkodliwego działania zanieczyszczeń obecnych w powietrzu atmosferycznym, dużego znaczenia nabiera zagadnienie oceny ryzyka zdrowotnego (ang. *Risk Assessment*) [10–12]. Ocena ryzyka zdrowotnego, polegająca na jakościowej i ilościowej charakterystyce prawdopodobieństwa wystąpienia negatywnych skutków zdrowotnych, w wyniku narażenia na określony czynnik szkodliwy [11, 12] była już przedmiotem wielu prac [13–20]. Jednakże problem oceny zagrożenia wynikający z zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego metalami ciężkimi na terenie Polski był podejmowany sporadycznie i tylko w otoczeniu określonych źródeł emisji [13, 15].

**Cel pracy.** Celem tej pracy była ocena narażenia zdrowotnego mieszkańców miast Polski, wynikająca z zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego metalami ciężkimi. Uwagę skoncentrowano na ocenie całonocnego, inhalacyjnego narażenia człowieka na kadm, nikiel i arsen, metale których stężenia podlegają systematycznej kontroli w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ). Analizowano narażenie mieszkańców dużych aglomeracji i wybranych miast średniej wielkości.

## Materiał i metody

Scenariusz narażenia oparty na standardach US EPA, obejmował tzw. całonocne przewlekłe narażenie osoby dorosłej i dziecka na metale obecne w powietrzu atmosferycznym [21, 22]. Przyjęto, że pobieranie szkodliwej substancji następuje drogą inhalacyjną. W scenariuszu mieszkańca założono, że osoba dorosła może być narażona na zanieczyszczenia obecne w powietrzu przez 365 dni w roku, 24 godziny na dobę, w okresie 70 lat (osoba dorosła) oraz 6 lat (dziecko) [22]. Metale pobrane przez poszczególne kategorie osób określono za pomocą tzw. dawki pobranej określającej ilość substancji szkodliwej, z którą styka się organizm na danej drodze narażenia w ciągu doby, w przeliczeniu na 1 kg masy ciała:

$$D = \frac{C_p \cdot K \cdot CK \cdot CT}{MC \cdot T}$$

gdzie:

- D – dawka pobrana [mg/d · kg],
- C<sub>p</sub> – średnie stężenie substancji w powietrzu – [mg/m<sup>3</sup>],
- K – dobową wentylację płuc [m<sup>3</sup>/d],
- CK – częstotliwość kontaktu [d/rok],
- CT – czas trwania kontaktu [rok],
- MC – średnia masa ciała [kg],
- T – okres uśredniania [d].

W obliczeniach przyjęto średnią masę ciała, dla kobiet – 65,4 kg, dla mężczyzn – 78,1 kg i dla dzieci – 16 kg.; dobową wentylację płuc dla osoby dorosłej – 20 m<sup>3</sup>/d i dla dziecka – 10 m<sup>3</sup>/d [13, 24]. Wartości pozostałych parametrów wynosiły odpowiednio: czas trwania narażenia – 365 dni w roku, 24 godziny na dobę przez całe życie mieszkańca; częstotliwość kontaktu – 365 d/rok. Jako średnie stężenie metalu dla całego okresu życia mieszkańca określonego miasta użyto średnią wartość stężenia metalu wyznaczoną w badaniach monitoringowych powietrza atmosferycznego w latach 2007–2009 [25–27]. Jako punkt odniesienia przyjęto poziom tła środowiskowego dla powietrza atmosferycznego, wyznaczony w Stacji Monitoringu Tła – Puszcza Borecka: As – 0,4 ng/m<sup>3</sup>, Cd – 0,2 ng/m<sup>3</sup> i Ni – 0,7 ng/m<sup>3</sup> [28].

Analizowano działanie toksyczne oraz działanie rakotwórcze. W pierwszym przypadku wyznaczano indeks zagrożenia, w drugim – jednostkowe ryzyko nowotworowe.

Ryzyko zdrowotne będące funkcją narażenia na substancje toksyczne oceniano poprzez tzw. iloraz narażenia HQ (ang. *Hazard Quotient*):

$$HQ = \frac{D}{RfD}$$

gdzie:

- D – dawka pobrana [mg/d·kg]
- RfD – dawka referencyjna (ang. *Reference Dose*) [mg/d·kg].

Wartości dawek referencyjnych RfD (tab. I), zaczerpnięto z toksykologicznej bazy danych IRIS (ang. *Integrated Risk Information System*) [29]. Dostępność wartości RfD jedynie dla Cd, Ni i As (spośród metali monitorowanych w ramach PMŚ) ograniczyła analizę tylko do tej grupy metali.

**Tabela I.** Wartości dawek referencyjnych (RfD) dla kadmu, niklu i arsenu [29]

**Table I.** The values of the reference doses (RfD) for cadmium, nickel and arsenic [29]

Pierwiastek	RfD [mg/d·kg]
Cd	5,0·10 <sup>-4</sup>
Ni	2,0·10 <sup>-2</sup>
As	3,0·10 <sup>-4</sup>

Efekt wynikający z narażenia na działanie więcej niż jednego czynnika toksycznego, tzw. całkowity indeks zagrożenia HI<sub>cał.</sub> (ang. *Hazard Index*) [13, 22] wyznaczono przez zsumowanie wartości HQ obliczonych dla poszczególnych metali:

$$HI_{cał.} = HQ_{Cd} + HQ_{Ni} + HQ_{As}$$

W przypadku, gdy HI nie przekracza jedności (HI<sub>cał.</sub> < 1), zakłada się, że nie występuje prawdopodobieństwo wystąpienia chronicznego zagrożenia w danym miejscu [13, 22].

### Charakterystyka ryzyka nowotworowego

Ryzyko nowotworowe CR (ang. *Cancer Risk*) wywołane inhalacją arsenu oszacowano na podstawie równania:

$$CR = D \cdot SF_{As}$$

gdzie:

- D – dawka pobrana [mg/d·kg]
- SF<sub>As</sub> – współczynnik siły działania kancerogenego arsenu: 1,5 E + 00 (mg/kg·d)<sup>-1</sup> [30].

Obliczone wartości porównywano z akceptowalnym (dopuszczalnym) ryzykiem nowotworowym 1·10<sup>-6</sup> – 1·10<sup>-4</sup> [15, 23].

### Wyniki badań i dyskusja

Metoda oceny ryzyka zdrowotnego, wzorowana na procedurach Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (US EPA), pozwala oszacować istniejące i przewidywane ryzyko zdrowotne, przy określonym zanieczyszczeniu środowiska [11, 12, 22]. W ocenie wpływu przewidywanego narażenia środowiskowego na zdrowie ludzi wykorzystano jeden z podstawowych scenariuszy narażenia tzw. scenariusz mieszkańca. Ocenę przeprowadzono na podstawie wyników monitoringu jakości powietrza miejskiego w okresie 2007–2009 [25–27]. W rozpatrywanym przypadku na wielkość dawki pobranej przez mieszkańca drogą inhalacyjną wpływa przede wszystkim stężenie metalu, występującego w powietrzu na danym terenie.

**Kadm.** Średnie stężenie kadmu w powietrzu atmosferycznym badanych miast i aglomeracji miejskich kilkakrotnie przekracza wartość tła ( $0,2 \text{ ng/m}^3$ ), ustaloną dla Cd w stacji monitoringu tła zanieczyszczenia atmosfery w Polsce [28]. Największe dawki kadmu pobierają mieszkańcy Aglomeracji Krakowskiej i Górnośląskiej (tab. II), gdzie zarejestrowano najwyższe średnie stężenia tego metalu w powietrzu atmosferycznym (odpowiednio:  $1,55 \text{ ng/m}^3$  i  $1,52 \text{ ng/m}^3$ ).

Stosunkowo duże dawki Cd pobierają też mieszkańcy Legnicy i Aglomeracji Warszawskiej (stężenia Cd odpowiednio:  $0,99 \text{ ng/m}^3$  i  $0,82 \text{ ng/m}^3$ ). Potencjalnie najmniejsze ilości Cd wchłaniane są przez mieszkańców Aglomeracji Poznańskiej, Lubelskiej i miasta Olsztyna (średnie stężenia Cd:  $0,26\text{--}0,37 \text{ ng/m}^3$ ).

Najbardziej narażone na zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego są dzieci, które wdychają 50% więcej powietrza na kilogram masy ciała

niż dorośli, a dodatkowo ich układ oddechowy nie do końca jest ukształtowany [31]. Dzieci pobierają drogą inhalacyjną największą dawkę kadmu ( $1,6 \cdot 10^{-7} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$  –  $9,7 \cdot 10^{-7} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ). Dla kobiet dawka ta jest blisko dwukrotnie mniejsza i zgodnie z przyjętym scenariuszem zagrożenia wynosi od  $0,9 \cdot 10^{-7} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$  do  $4,7 \cdot 10^{-7} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ . Najmniejsze ilości kadmu pobierają mężczyźni od  $0,7 \cdot 10^{-7} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$  do  $4,0 \cdot 10^{-7} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ .

Największe wartości  $HQ_{Cd}$  stwierdzone dla mieszkańców Aglomeracji Krakowskiej (dzieci –  $19,5 \cdot 10^{-4}$ , kobiety –  $9,5 \cdot 10^{-4}$ ; mężczyźni –  $8,0 \cdot 10^{-4}$ ) są niższe od wartości  $4,5 \cdot 10^{-3}$  uzyskanej w pracy Wcisło i in. [15]. Według autorów, ryzyko zagrożenia wynikające z pobrania kadmu drogą inhalacyjną jest małe wobec pobrania drogą pokarmową lub wchłaniania przez skórę [15]. Znacznie niższe wartości HQ, średnio  $2,21 \cdot 10^{-7}$ , podają w swej pracy Ferreira-Baptista i Miquel [19].

**Tabela II.** Dawki kadmu pobranego drogą inhalacyjną przez mieszkańców wybranych ośrodków miejskich oraz odpowiadające im wartości ilorazu narażenia

**Table II.** Daily inhalation intake of cadmium by residents of selected cities and the value of the Hazard Quotient (HQ)

Miejsce	Stężenie Cd w powietrzu [ $\text{ng/m}^3$ ]	Dzieci		Osoby dorosłe			
		$D_{Cd}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{Cd}$ [ $\cdot 10^{-3}$ ]	kobieta		mężczyzna	
				$D_{Cd}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{Cd}$ [ $\cdot 10^{-3}$ ]	$D_{Cd}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{Cd}$ [ $\cdot 10^{-3}$ ]
Puszcza Borecka – tło	0,20	0,12	0,24	0,06	0,12	0,05	0,10
Aglomeracja Górnośląska	$1,52 \pm 0,49$	$0,95 \pm 0,30$	$1,90 \pm 0,61$	$0,47 \pm 0,15$	$0,93 \pm 0,30$	$0,39 \pm 0,12$	$0,78 \pm 0,24$
Aglomeracja Krakowska	$1,55 \pm 0,25$	$0,97 \pm 0,15$	$1,95 \pm 0,31$	$0,47 \pm 0,07$	$0,95 \pm 0,15$	$0,40 \pm 0,06$	$0,80 \pm 0,12$
Aglomeracja Lubelska	$0,37 \pm 0,15$	$0,23 \pm 0,09$	$0,45 \pm 0,18$	$0,11 \pm 0,04$	$0,22 \pm 0,08$	$0,10 \pm 0,04$	$0,19 \pm 0,07$
Aglomeracja Poznańska	$0,31 \pm 0,16$	$0,20 \pm 0,09$	$0,39 \pm 0,19$	$0,09 \pm 0,05$	$0,19 \pm 0,09$	$0,08 \pm 0,04$	$0,16 \pm 0,09$
Aglomeracja Trójmiejska	$0,62 \pm 0,19$	$0,39 \pm 0,12$	$0,79 \pm 0,25$	$0,19 \pm 0,06$	$0,37 \pm 0,12$	$0,16 \pm 0,05$	$0,31 \pm 0,09$
Aglomeracja Warszawska	$0,82 \pm 0,32$	$0,51 \pm 0,20$	$1,03 \pm 0,41$	$0,25 \pm 0,10$	$0,51 \pm 0,20$	$0,21 \pm 0,08$	$0,43 \pm 0,17$
Aglomeracja Wrocławska	$0,65 \pm 0,06$	$0,41 \pm 0,03$	$0,81 \pm 0,07$	$0,20 \pm 0,02$	$0,39 \pm 0,04$	$0,17 \pm 0,02$	$0,33 \pm 0,04$
Miasto Legnica	$0,99 \pm 0,11$	$0,62 \pm 0,07$	$1,23 \pm 0,14$	$0,30 \pm 0,03$	$0,61 \pm 0,07$	$0,25 \pm 0,03$	$0,51 \pm 0,05$
Miasto Olsztyn	$0,26 \pm 0,06$	$0,16 \pm 0,03$	$0,32 \pm 0,07$	$0,09 \pm 0,01$	$0,16 \pm 0,03$	$0,07 \pm 0,01$	$0,14 \pm 0,03$

**Nikiel.** Podobnie jak w przypadku kadmu, średnie roczne stężenia niklu w powietrzu atmosferycznym na obszarze wybranych miast i aglomeracji miejskich były zazwyczaj kilkakrotnie wyższe od wartości tła ( $0,7 \text{ ng/m}^3$ ) [28].

Wielkość dawki niklu pobranej drogą inhalacyjną przez mieszkańców aglomeracji miejskich w Polsce utrzymuje się w stosunkowo szerokim zakresie, dla kobiet od  $1,0 \cdot 10^{-7}$  do  $1,35 \cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ , natomiast dla mężczyzn od  $0,9 \cdot 10^{-7}$  do  $1,13 \cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$  (tab. III).

Większą dawkę niklu wchłaniają dzieci ( $2,1 \cdot 10^{-7} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$  –  $2,76 \cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ). Najmniejszą dawkę Ni przyjmują mieszkańcy Aglomeracji Poznańskiej i Olsztyna (tab. III), gdzie stwierdzono najniższe stężenia niklu w powietrzu atmosferycznym

(śr.  $0,33 \text{ ng/m}^3$ ,  $0,71 \text{ ng/m}^3$ , odpowiednio). Największą ilość Ni (ok. 6-krotnie większą w stosunku do wartości tła) pobierają mieszkańcy Aglomeracji Warszawskiej i Krakowskiej. Średnie stężenia Ni w powietrzu są tam znacznie wyższe i wynoszą odpowiednio:  $4,41 \text{ ng/m}^3$  i  $3,53 \text{ ng/m}^3$ .

Wyznaczone ilorazy narażenia  $HQ_{Ni}$  są kilkakrotnie większe od wartości uzyskanych dla tła środowiskowego (z wyjątkiem Aglomeracji Poznańskiej) i wynoszą odpowiednio: dla osób dorosłych od  $5,0 \cdot 10^{-6}$  (mężczyźni) do  $6,8 \cdot 10^{-5}$  (kobiety), a dla dzieci od  $1,1 \cdot 10^{-5}$  do  $1,38 \cdot 10^{-4}$  (tab. III). Największe wartości ilorazów narażenia uzyskano dla mieszkańców Aglomeracji Warszawskiej, Krakowskiej i Górnośląskiej.

**Tabela III.** Dawki niklu pobranego drogą inhalacyjną przez mieszkańców wybranych ośrodków miejskich oraz odpowiadające im wartości ilorazu narażenia

**Table III.** Daily inhalation intake of nickel by residents of selected cities and the value of the Hazard Quotient (HQ)

Miejsce	Stężenie Ni w powietrzu [ $\text{ng/m}^3$ ]	Dzieci		Osoby dorosłe			
		$D_{Ni}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{Ni}$ [ $\cdot 10^{-4}$ ]	kobieta		mężczyzna	
				$D_{Ni}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{Ni}$ [ $\cdot 10^{-4}$ ]	$D_{Ni}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{Ni}$ [ $\cdot 10^{-4}$ ]
Puszcza Borecka – tło	0,70	0,44	0,22	0,22	0,11	0,18	0,09
Aglomeracja Górnośląska	$3,29 \pm 2,28$	$2,06 \pm 1,43$	$1,03 \pm 0,71$	$1,01 \pm 0,70$	$0,51 \pm 0,35$	$0,84 \pm 0,58$	$0,43 \pm 0,29$
Aglomeracja Krakowska	$3,53 \pm 1,52$	$2,21 \pm 0,95$	$1,11 \pm 0,47$	$1,09 \pm 0,45$	$0,54 \pm 0,23$	$0,90 \pm 0,39$	$0,46 \pm 0,19$
Aglomeracja Lubelska	$3,20 \pm 0,59$	$2,00 \pm 0,22$	$1,00 \pm 0,11$	$0,98 \pm 0,11$	$0,49 \pm 0,05$	$0,82 \pm 0,09$	$0,41 \pm 0,04$
Aglomeracja Poznańska	$0,33 \pm 0,03$	$0,21 \pm 0,02$	$0,11 \pm 0,006$	$0,10 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,006$	$0,09 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,005$
Aglomeracja Trójmiejska	$2,03 \pm 0,20$	$1,27 \pm 0,12$	$0,64 \pm 0,06$	$0,62 \pm 0,06$	$0,31 \pm 0,03$	$0,52 \pm 0,05$	$0,26 \pm 0,03$
Aglomeracja Warszawska	$4,41 \pm 1,03$	$2,76 \pm 0,64$	$1,38 \pm 0,32$	$1,35 \pm 0,32$	$0,68 \pm 0,16$	$1,13 \pm 0,26$	$0,57 \pm 0,13$
Aglomeracja Wrocławska	$1,66 \pm 0,20$	$1,04 \pm 0,13$	$0,53 \pm 0,06$	$0,51 \pm 0,06$	$0,26 \pm 0,03$	$0,43 \pm 0,05$	$0,22 \pm 0,02$
Miasto Legnica	1,41	0,88	0,44	0,43	0,22	0,36	0,18
Miasto Olsztyn	$0,71 \pm 0,20$	$0,45 \pm 0,12$	$0,23 \pm 0,06$	$0,22 \pm 0,06$	$0,12 \pm 0,03$	$0,18 \pm 0,05$	$0,10 \pm 0,02$

**Arsen.** W latach 2007–2009 średnie stężenia arsenu w powietrzu atmosferycznym miast i aglomeracji miejskich utrzymywało się w zakresie od  $1,32 \text{ ng/m}^3$  do  $7,25 \text{ ng/m}^3$  (tab. IV) i było 3–18-krotnie większe od poziomu tła –  $0,4 \text{ ng/m}^3$  [28]. Pewnym zaskoczeniem są stosunkowo niskie stężenia arsenu w powietrzu Aglomeracji Warszawskiej, które nie przekraczało  $0,25 \text{ ng/m}^3$ . W rozważanych populacjach najbardziej narażone na arsen są dzieci, które otrzymują z powietrzem atmosferycznym dawkę na poziomie  $1,0 \cdot 10^{-7}$  –  $4,53 \cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$  (tab. IV). W przypadku kobiet dawka ta jest blisko dwukrotnie mniejsza (od  $5,0 \cdot 10^{-8}$  do  $2,22 \cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ). Podobnie jak w przypadku Cd i Ni, najmniejsze ilości arsenu pobierane są przez mężczyzn ( $4,0 \cdot 10^{-8} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$  –  $1,86 \cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ).

Wyznaczone wartości  $HQ_{As}$  wynosiły dla dzieci od  $3,2 \cdot 10^{-4}$  do  $1,5 \cdot 10^{-2}$ , natomiast dla osób doro-

ślących od  $1,4 \cdot 10^{-4}$  (mężczyźni) do  $7,39 \cdot 10^{-3}$  (kobiety). Największe wartości ilorazów narażenia uzyskano dla mieszkańców Legnicy (tab. IV). Średnia wartość  $HQ_{As}$  dla dzieci, kobiet i mężczyzn wynosiła odpowiednio:  $15,1 \cdot 10^{-3}$ ,  $7,39 \cdot 10^{-3}$  i  $6,19 \cdot 10^{-3}$ . Należy podkreślić, że w powietrzu atmosferycznym Legnicy w latach 2007–2009 średnie roczne stężenie As było kilkakrotnie wyższe niż na terenie innych aglomeracji i wynosiło  $7,25 \text{ ng/m}^3$ .

W pozostałych miejscach stężenia As nie przekraczały  $2,5 \text{ ng/m}^3$ . Dawki As pobierane drogą inhalacyjną przez mieszkańców Aglomeracji Wrocławskiej, Górnośląskiej i Trójmiejskiej były około trzykrotnie mniejsze w porównaniu z dawkami potencjalnie pobranymi przez mieszkańców Legnicy. Stosunkowo małe ilości arsenu pobierają z powietrzem atmosferycznym mieszkańcy Warszawy.

**Tabela IV.** Dawki arsenu pobranego drogą inhalacyjną przez mieszkańców wybranych ośrodków miejskich oraz odpowiadające im wartości ilorazu narażenia

**Table IV.** Daily inhalation intake of arsenic by residents of selected cities and the value of the Hazard Quotient (HQ)

Miejsce	Stężenie As w powietrzu [ $\text{ng/m}^3$ ]	Dzieci		Osoby dorosłe			
		$D_{As}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{As}$ [ $\cdot 10^{-3}$ ]	kobieta		mężczyzna	
				$D_{As}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{As}$ [ $\cdot 10^{-3}$ ]	$D_{As}$ [ $\cdot 10^{-6} \text{ mg/d}\cdot\text{kg}$ ]	$HQ_{As}$ [ $\cdot 10^{-3}$ ]
Puszcza Borecka – tło	0,4	0,25	0,83	0,12	0,40	0,10	0,33
Aglomeracja Górnośląska	$2,15 \pm 0,74$	$1,34 \pm 0,46$	$4,47 \pm 1,54$	$0,66 \pm 0,22$	$2,19 \pm 0,75$	$0,55 \pm 0,19$	$1,83 \pm 0,64$
Aglomeracja Krakowska	$1,88 \pm 0,25$	$1,18 \pm 0,16$	$3,93 \pm 0,52$	$0,57 \pm 0,08$	$1,91 \pm 0,26$	$0,48 \pm 0,06$	$1,60 \pm 0,21$
Aglomeracja Lubelska	$1,70 \pm 0,26$	$1,06 \pm 0,17$	$3,53 \pm 0,57$	$0,52 \pm 0,08$	$1,72 \pm 0,26$	$0,44 \pm 0,06$	$1,45 \pm 0,21$
Aglomeracja Poznańska	$0,31 \pm 0,16$	$0,20 \pm 0,09$	$0,39 \pm 0,19$	$0,09 \pm 0,05$	$0,19 \pm 0,09$	$0,08 \pm 0,04$	$0,16 \pm 0,09$
Aglomeracja Trójmiejska	$2,02 \pm 0,96$	$1,26 \pm 0,60$	$4,20 \pm 1,99$	$0,61 \pm 0,29$	$2,04 \pm 0,97$	$0,52 \pm 0,24$	$1,73 \pm 0,82$
Aglomeracja Warszawska	$0,16 \pm 0,07$	$0,10 \pm 0,04$	$0,32 \pm 0,13$	$0,05 \pm 0,02$	$0,16 \pm 0,07$	$0,04 \pm 0,02$	$0,14 \pm 0,06$
Aglomeracja Wrocławska	$2,41 \pm 0,55$	$1,51 \pm 0,35$	$5,03 \pm 1,15$	$0,74 \pm 0,17$	$2,46 \pm 0,57$	$0,62 \pm 0,14$	$2,06 \pm 0,47$
Miasto Legnica	$7,25 \pm 1,57$	$4,53 \pm 0,98$	$15,1 \pm 3,3$	$2,22 \pm 0,48$	$7,39 \pm 1,60$	$1,86 \pm 0,40$	$6,19 \pm 1,33$
Miasto Olsztyn	$1,32 \pm 0,12$	$0,83 \pm 0,08$	$2,75 \pm 0,25$	$0,41 \pm 0,04$	$1,35 \pm 0,11$	$0,34 \pm 0,04$	$1,11 \pm 0,12$

Dla arsenu, który wykazuje działanie kancerogenne obliczano również wartość ryzyka nowotworowego (tab. V). Uwagę skoncentrowano na obszarach, gdzie odnotowano najwyższe stężenia As w powietrzu. Potencjalne zagrożenie rakotwórcze

wynikające z narażenia inhalacyjnego na arsen wynosiło maksymalnie  $6,79 \cdot 10^{-6}$  (Legnica) i nie przekraczało powszechnie akceptowalnego poziomu ryzyka nowotworowego wynoszącego od  $1 \cdot 10^{-6}$  do  $1 \cdot 10^{-4}$  [13, 15, 23].

**Tabela V.** Ryzyko nowotworowe (CR) dla obszarów o najwyższych stężeniach As w powietrzu atmosferycznym

**Table V.** The cancer risk (CR) for the areas with the highest concentrations of As in ambient air

Miejsce	CR		
	Dzieci	Osoby dorosłe	
		kobieta	mężczyzna
Aglomeracja Górnośląska	$2,02 \cdot 10^{-6} \pm 0,69 \cdot 10^{-6}$	$0,99 \cdot 10^{-6} \pm 0,33 \cdot 10^{-6}$	$0,83 \cdot 10^{-6} \pm 0,28 \cdot 10^{-6}$
Aglomeracja Trójmiejska	$1,89 \cdot 10^{-6} \pm 0,90 \cdot 10^{-6}$	$0,92 \cdot 10^{-6} \pm 0,44 \cdot 10^{-6}$	$0,78 \cdot 10^{-6} \pm 0,37 \cdot 10^{-6}$
Aglomeracja Wrocławska	$2,27 \cdot 10^{-6} \pm 0,52 \cdot 10^{-6}$	$1,11 \cdot 10^{-6} \pm 0,26 \cdot 10^{-6}$	$0,93 \cdot 10^{-6} \pm 0,21 \cdot 10^{-6}$
Miasto Legnica	$6,79 \cdot 10^{-6} \pm 1,46 \cdot 10^{-6}$	$3,33 \cdot 10^{-6} \pm 0,72 \cdot 10^{-6}$	$2,79 \cdot 10^{-6} \pm 0,59 \cdot 10^{-6}$

**Całkowity indeks zagrożenia  $HI_{cał}$ .** Wyznaczone wartości całkowitego indeksu zagrożenia dla przyjętego scenariusza narażenia przy pobieraniu kadmu, niklu i arsenu drogą inhalacyjną nie przekraczają jedności (tab. VI) i utrzymują się na poziomie:

- dla mężczyzn: od  $0,62 \cdot 10^{-3}$  do  $6,72 \cdot 10^{-3}$
- dla kobiet: od  $0,74 \cdot 10^{-3}$  do  $8,02 \cdot 10^{-3}$

– dla dzieci: od  $1,49 \cdot 10^{-3}$  do  $1,64 \cdot 10^{-2}$ .

Najwyższa wartość całkowitego indeksu zagrożenia dotyczy mieszkańców Legnicy. Dla Aglomeracji Górnośląskiej, Krakowskiej i Wrocławskiej  $HI_{cał}$  jest blisko trzykrotnie mniejsza. Najniższą wartość zanotowano dla mieszkańców Olsztyna i Aglomeracji Warszawskiej.

**Tabela VI.** Wyznaczona wartość całkowitego indeksu zagrożenia ( $HI_{cał}$ ) dla mieszkańców wybranych ośrodków miejskich

**Table VI.** The value of the total hazard index ( $HI_{tot.}$ ) for residents of the selected cities

Miejsce	CR		
	Dzieci	Osoby dorosłe	
		kobieta	mężczyzna
Puszcza Borecka – tło	$1,09 \cdot 10^{-3}$	$0,53 \cdot 10^{-3}$	$0,44 \cdot 10^{-3}$
Aglomeracja Górnośląska	$6,48 \cdot 10^{-3} \pm 1,45 \cdot 10^{-3}$	$3,17 \cdot 10^{-3} \pm 0,77 \cdot 10^{-3}$	$2,65 \cdot 10^{-3} \pm 0,60 \cdot 10^{-3}$
Aglomeracja Krakowska	$5,98 \cdot 10^{-3} \pm 0,81 \cdot 10^{-3}$	$2,91 \cdot 10^{-3} \pm 0,40 \cdot 10^{-3}$	$2,45 \cdot 10^{-3} \pm 0,33 \cdot 10^{-3}$
Aglomeracja Lubelska	$4,09 \cdot 10^{-3} \pm 0,74 \cdot 10^{-3}$	$1,99 \cdot 10^{-3} \pm 0,38 \cdot 10^{-3}$	$1,68 \cdot 10^{-3} \pm 0,28 \cdot 10^{-3}$
Aglomeracja Trójmiejska	$5,05 \cdot 10^{-3} \pm 1,94 \cdot 10^{-3}$	$2,44 \cdot 10^{-3} \pm 0,96 \cdot 10^{-3}$	$2,07 \cdot 10^{-3} \pm 0,81 \cdot 10^{-3}$
Aglomeracja Warszawska	$1,49 \cdot 10^{-3} \pm 0,34 \cdot 10^{-3}$	$0,74 \cdot 10^{-3} \pm 0,17 \cdot 10^{-3}$	$0,62 \cdot 10^{-3} \pm 0,12 \cdot 10^{-3}$
Aglomeracja Wrocławska	$5,89 \cdot 10^{-3} \pm 1,68 \cdot 10^{-3}$	$2,88 \cdot 10^{-3} \pm 0,84 \cdot 10^{-3}$	$2,41 \cdot 10^{-3} \pm 0,71 \cdot 10^{-3}$
Miasto Legnica	$16,4 \cdot 10^{-3} \pm 3,48 \cdot 10^{-3}$	$8,02 \cdot 10^{-3} \pm 1,70 \cdot 10^{-3}$	$6,72 \cdot 10^{-3} \pm 1,41 \cdot 10^{-3}$
Miasto Olsztyn	$3,10 \cdot 10^{-3} \pm 0,33 \cdot 10^{-3}$	$1,52 \cdot 10^{-3} \pm 0,14 \cdot 10^{-3}$	$1,27 \cdot 10^{-3} \pm 0,15 \cdot 10^{-3}$

## Podsumowanie

W świetle standardowej interpretacji wyników oceny ryzyka (tzn. wartości indeksu zagrożenia i ryzyka nowotworowego) można uznać zanieczyszczenie powietrza metalami ciężkimi za nieszkodliwe dla zdrowia ludności zamieszkującej rozpatrywane

miasta i aglomeracje miejskie. Wartości  $HI_{cał}$  indeksu zagrożenia na poziomie  $6,2 \cdot 10^{-4}$  do  $1,64 \cdot 10^{-3}$  świadczą o braku szkodliwego działania toksycznego w zakresie rozważanych metali. Maksymalna wartość ryzyka nowotworowego  $6,8 \cdot 10^{-6}$  osiąga poziom uznawany za akceptowalny.

Należy podkreślić, że wyniki przeprowadzonej oceny ryzyka dotyczą jedynie rozważanych metali: kadmu, niklu i arsenu i tylko jednej, inhalacyjnej drogi narażenia. Nie reprezentują pełnego ryzyka zdrowotnego, w kształtowaniu którego mogą mieć udział także inne czynniki np. jakość spożywanej żywności czy jakość wody do spożycia.

## Wnioski

1. Wartości całkowitego indeksu zagrożenia ( $HI_{cał.}$ ) dla przyjętego scenariusza narażenia mieszkańca na kadm, nikiel i arsen drogą inhalacyjną są kilkakrotnie większe od wartości wyznaczonych dla tła środowiskowego.
2. Ryzyko zdrowotne mieszkańców wybranych miast i aglomeracji miejskich w Polsce, wynikające z obecności kadmu, niklu i arsenu w powietrzu atmosferycznym, jest niewielkie.
3. Poziom ryzyka nowotworowego wywołany obecnością arsenu w powietrzu miejskim jest poziomem ryzyka uznanego za akceptowalny.
4. Spośród badanych populacji najbardziej zagrożone są dzieci, dla których wartość indeksu narażenia oraz ryzyka nowotworowego przyjmują wartości największe.

## Wykaz piśmiennictwa

1. Instytut Ochrony Środowiska, Inwentaryzacja emisji do powietrza  $SO_2$ ,  $NO_x$ , CO,  $NH_3$ , pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2007. Warszawa 2009. [http://www.kobize.pl/materiały/Inwentaryzacje\\_krajowe/Raport\\_LRTAP\\_2007.pdf](http://www.kobize.pl/materiały/Inwentaryzacje_krajowe/Raport_LRTAP_2007.pdf).
2. KASHUE-KOBIZE, Instytut Ochrony Środowiska, Inwentaryzacja emisji do powietrza  $SO_2$ ,  $NO_x$ , CO,  $NH_3$ , pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2008. Warszawa 2009.
3. Seńczuk W.: Toksykologia, Wydawnictwo Lekarskie PZWL, Warszawa 2002.
4. Kabata-Pentias A., Pendias H.: Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa 1999.
5. Strumylaite L.: Cancer risk in relation to exposure to trace elements. *Med Środow*, 2011; 14 (1): 7-10.
6. Nogaj E., Kwapuliński J., Suflita M., Babula M., Bebek M., Mítico K.: Analiza przydatności współczynnika wzbogacenia i kumulacji Ni i Ba w migdałkach gardłowych dzieci dla potrzeb oceny zróżnicowania stanu zanieczyszczenia, *Ekologia i Technika* 2011; 4: 225-230.
7. Langauer-Lewowicka H., Pawlas K.: Kadm zagrożenia środowiskowe, *Med Środow* 2010; 13 (2): 75-81.
8. Langauer-Lewowicka H., Pawlas K.: Nikiel – alegen środowiskowy, *Med Środow* 2010, 13 (2): 7-10.
9. Bates M. N., Smith A. H., Hopenhaym-Rich C.: Arsenic ingestion and internal cancers: A review. *Am J Epidemiol* 1992; 135 (5): 462-476.
10. Zwoździak J., Zwoździak P.: Rola modeli matematycznych w ocenie zagrożeń środowiskowych: identyfikacja zagrożeń i ocena ryzyka. *Chemik* 2009; 62, 10: 344-346.
11. Szymczak W., Szeszenia-Dąbrowska N.: Szacowanie ryzyka zdrowotnego związanego z zanieczyszczeniem środo-

wiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1995.

12. Barański B., Szymczak W.: Podstawy metody oceny ryzyka zdrowotnego. Wyd. Instytut Medycyny Pracy, Łódź 1995.
13. Biesiada M.: Ocena ryzyka zdrowotnego mieszkańców Wiślinki związanego z oddziaływaniem hałdy fosfogipsu. Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego, Sosnowiec 2006.
14. Biesiada M.: Zastosowanie analizy ryzyka zdrowotnego w analizie oddziaływania środowiska na zdrowie, Konferencja Środowisko i Zdrowie – w drodze do Unii Europejskiej, Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego, Sosnowiec, 10-11 grudzień 2001.
15. Wcisło E., Ioven D., Kucharski R., Szdziej J.: Human health risk assessment case study: an abandonem metal smelter site in Poland. *Chemosphere* 2002; 47: 507-515.
16. Drobniak M., Latour T., Sziwa D.: Ocena ryzyka zdrowotnego związanego z narażeniem na potencjalnie toksyczne składniki mineralne wód leczniczych, *Baln Pol* 2008; 3: 266-273.
17. Kulka E., Ocena narażenia dzieci wynikającego z zanieczyszczenia placów zabaw ołowiem i kadm. *Med Środow* 2009; 12 (2): 23-27.
18. Shi G., Chen Z. Bi Ch., Wang L., Teng J., Li Y., Xu S.: A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China, *Atmos Environ* 2011; 45: 764-771.
19. Ferreira-Baptista L., De Miguel E.: Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment, *Atmos Environ* 2005; 39: 4501-4512.
20. Clark S. C., Jackson A. P., Neff J.: Development of risk assessment methodology for evaluating potential impacts associated with contaminated mud disposal in the marine environment. *Chemosphere* 2000; 41: 69-76.
21. US EPA 1986b: Guidelines for Human Health Risk Assessment of Chemical Mixtures, Federal Register (51 FR 34014-34025) Washington D. C.
22. US EPA 1989: Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I, Human Health Evaluation Manual (Part A), EPA/540/1-89/002. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D. C.
23. US EPA 1991: Risk Assessment Guidance for Superfund, vol. I: Human Health Evaluation Manual Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors (Interim Final), OSWER Directive 9285.6-03. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D. C.
24. Fowle J. R., Dearfield K. L.: Risk characterization handbook. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, 2000.
25. Inspekcja Ochrony Środowiska: Ocena zanieczyszczenia powietrza w Polsce w roku 2007 w świetle wyników pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ, Warszawa 2008 [http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/raport\\_pms\\_2007.pdf](http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/raport_pms_2007.pdf).
26. Inspekcja Ochrony Środowiska: Jakość powietrza w Polsce w roku 2008 w świetle wyników pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ, Warszawa 2009. [http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/raport\\_pms\\_2008.pdf](http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/raport_pms_2008.pdf).
27. Inspekcja Ochrony Środowiska: Jakość powietrza w Polsce w roku 2009 w świetle wyników pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ, Warszawa 2010. [http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/raport\\_pms\\_2009.pdf](http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/raport_pms_2009.pdf).
28. Inspekcja Ochrony Środowiska: Monitoring tła zanieczyszczenia atmosfery w Polsce dla potrzeb EMEP i GAW/WMO, Raport Syntetyczny 2008, Warszawa 2009.



29. US EPA: Integrated Risk Information System, A-Z List of Substances, <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList> (28.12.2011).
30. US EPA: Human Health Risk Assessment, Risk-Based Concentration Table; <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/index.htm> (28.12.2011).
31. Juda-Rezler K.: Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2006.

*Adres do korespondencji*  
*dr inż. Marzena Trojanowska*  
*Katedra Ochrony Środowiska*  
*Politechnika Radomska*  
*ul. B. Chrobrego 27, 26-600 Radom*  
*tel. 48-361-75-05, e-mail: m.trojanowska@pr.radom.pl*