

Metale ciężkie w kurzu z pomieszczeń zamkniętych użyteczności publicznej

Heavy metals in the dust of the enclosed public spaces - research

Katarzyna Sieczyńska*

Instytut Przemysłu Skórzanego w Łodzi

Abstrakt

W artykule przedstawiono wyniki analizy składu jakościowego i ilościowego metali zawartych w kurzu zebrany w pomieszczeniach. W opisie uwzględniono etap pobierania próbek i przygotowania matrycy środowiskowej. Dodatkowo podano źródła pochodzenia metali w kurzu oraz ich wpływ na zdrowie człowieka. Porównano również poziomy stężenie metali ciężkich: Cd, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cu, V, Mn, Mo, Fe i dodatkowo metalu Al w kurzu pochodzącym z wybranych pomieszczeń wewnętrznych w Polsce.

Abstract

The article presents a literature review of methods for the qualitative and quantitative metals analysis in the dust gathered in premises. The description includes the step of sampling and preparation of the environment matrix. In addition, the source of the metals in the dust and their impact on human health was taken into consideration. The concentration levels of heavy metals, like: Cd, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cu, V, Mn, Mo, Fe and additionally Al in the dust coming from selected interior rooms in Poland were also compared.

Słowa kluczowe: kurz domowy, metale ciężkie, płomieniowa absorpcja atomowa, techniki analityczne, metale ciężkie, matryca środowiskowa;

Keywords: house dust, heavy metals, flame atomic absorption spectroscopy, analytical techniques, matrix environment;

1. Wstęp

Obecność metali ciężkich w środowisku wywiera niekorzystne skutki na zdrowie człowieka powodując alergie, zatrucia, choroby serca, płuc, a także wpływa niekorzystnie na proces dorastania dzieci [1] oraz rozwój układu nerwowego u płodu. Dotyczy to szczególnie kobiet w ciąży, przebywających w zanieczyszczonym środowisku pracy [2].

* autor korespondencyjny: Katarzyna Sieczyńska: kasiasieczynska@op.pl

Rasmussen i współautorzy [3] uważają, iż 95% kompozycji kurzu domowego pochodzi z gleby, zaś Lioy i współautorzy [4] twierdzą, że 85% kurzu domowego to przede wszystkim: skóra, cząstki gleby, włosy, włókna bawełniane, szczątki roślin. Drogą, którą dostają się metale do pomieszczeń zamkniętych są głównie: okna, wentylacja, a także obuwie i łapy zwierząt [5]. Hunt i współautorzy [5] szczegółowo opisują korelacje pomiędzy przyczepnością gleby do podeszwy a późniejszą jej migracją do pomieszczeń zamkniętych. Źródłem metali jest też częściowa erozja gleby, kurz uliczny wnikaający do wnętrza, starte nawierzchnie dróg i autostrad, korozje samochodów oraz wydobywające się z samochodów płyny, smary, oleje. Zgodnie z powyższym uważa się, że stężenie metali na najniższych kondygnacjach budynku jest większe. W składzie próbek kurzu ujawniono także obecność ponad 80 związków organicznych. W wymienionych powyżej miejscach zbadano stężenia metali, w tym w Polsce [6] i nie tylko [7] stosując zróżnicowane metody instrumentalne [8].

Badania kurzu stanowią ważne źródło informacji na temat narażenia człowieka przebywającego w pomieszczeniach zamkniętych na wnikanie metali ciężkich do organizmu oraz ich gromadzenie się w poszczególnych tkankach ciała. Średnica ziaren kurzu ma wpływ na zdrowie człowieka. Cząsteczki o rozmiarze poniżej 2,5 μm mogą przenikać bezpośrednio do pęcherzyków płucnych, powodując uszkodzenia mechaniczne płuc. Z kolei cząsteczki o rozmiarze 0,1 μm przenikają do naczyń krwionośnych, skąd z krwią przedostają się do narządów i tkanek organizmu. Mogą też przenikać przez barierę łożyskowo-naczyniową, powodując zagrożenie dla płodu w okresie ciąży [9]. W analizie wyników Lisiewicza i współautorów [10] zauważono, że po dokładnym rozdzieleniu kurzu na trzy frakcje, najwyższe stężenia metali toksycznych (ołów, chrom, nikiel) odnotowano w najmniejszych cząsteczkach z przedziału 8-32 μm .

Ludzie spędzają w pomieszczeniach ponad 90% swojego czasu, w tym 69% w mieszkaniu, ok. 22% w pracy, 4% w środkach transportu. Pozostałe 5% czasu w ciągu dnia przypada na czas spędzony na zewnątrz pomieszczeń. Kontakt z powietrzem atmosferycznym może ulec skróceniu w przypadku niemowląt i dzieci w wieku do 3 lat oraz osób starszych [11]. Metale ciężkie przedostają się do organizmu drogą bezpośrednią (inhalacje, absorpcja przez skórę) i pośrednią (doustnie w wyniku wkładania rąk do ust, spożycie gleby, pyłów zwłaszcza u małych dzieci podczas kontaktu z podłogą, zabawkami, spożycie żywności skażonymi rękoma) [12]. Według danych literaturowych [13] potencjalna dawka dzienna spożycia kurzu przez przeciętne dziecko jest dwa razy większa niż u osoby dorosłej i waha się w granicach 0,02-0,20g, a w przypadku 11% dzieci w populacji dawka ta rośnie do ok. 10 g spożywanego kurzu i gleby.

W wyniku narażenia dzieci na ołów dochodzi m. in. do zaburzeń ośrodkowego układu nerwowego, które objawiają się: problemami z koncentracją, obniżeniem ilorazu inteligencji (IQ) [14, 15]. Mogą występować również zaburzenia wzrostu, a także osłabienie układu kostnego. Metale ciężkie mogą być wchłaniane przez skórę na drodze transportu transfolikularnego, który omija barierę naskórka. Proces ten zachodzi przez przydatki skóry - gruczoły łojowe, potowe i mieszki włosów. Negatywnymi skutkami narażenia na kadm mogą być m.in. uszkodzenia nerek [16], zmiany w układzie kostnym [17], a także nowotwory. Metale mogą być wiązane przez białka tkankowe (np. kadm, rtęć, bizmut) oraz kumulować się w nich (np. ołów kumuluje się w tkance kostnej, szczególnie u dzieci i pozostaje tam do końca życia). Przyspieszają one procesy starzenia, rozwój miażdżycy, zwyrodnienia narządów czy nawet wzmagają procesy kancerogenezy. Nadmiar cząsteczek metali ciężkich w ustroju człowieka powoduje znaczny wzrost powstawania tzw. wolnych rodników odpowiedzialnych za destrukcję tkanek, a przez to ich przedwczesne starzenie się. W 1987 roku Światowa Organizacja Zdrowia ustaliła listę objawów związanych z przebywaniem w tzw. „chorych budynkach”. Znalazły się na niej oprócz dolegliwości typowo alergicznych, takich jak: zapalenie śluzówek, przewlekłe zapalenia krtani i oskrzeli, objawy typu astmatycznego (ucisk w klatce piersiowej, duszności, nieżyty dróg oddechowych, napady kaszlu), bezsenność, zmniejszona wydajność wysiłkowa (w niektórych przypadkach nawet o 50%), bóle i osłabienie mięśniowe, a nawet podwyższenie temperatury ciała, migreny, rozdrażnienie, zaburzenia pamięci i koncentracji, zmęczenie, podrażnienia błon śluzowych, zaczerwienie skóry. Schorzenia, które są następstwem przebywania w „chorym budynku” określa się, jako zespół chorób BRI (Building Related Illness). Można je rozważać w dwóch aspektach: wieloczynnikowej nadwrażliwości chemicznej (MCS - Multiple Chemical Sensitivity) oraz zespołu przewlekłego przemęczenia (CFS - Chronic Fatigue Syndrom).

W związku z szeregiem niekorzystnych zmian zdrowotnych, jakie wywołują metale ciężkie takie, jak: Pb, Cd, Hg, As, Ni, Cr, wprowadzono ograniczenie lub zakaz stosowania ich związków (REACH, 2009) [18]. Osiem pierwiastków śladowych – As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb i V – znajduje się na liście 35 substancji, które Światowa Organizacja Zdrowia WHO uznała za szczególnie niebezpieczne dla zdrowia człowieka. Z kolei Międzynarodowa Agencja Badań nad Nowotworami IRAC zaliczyła związki As, Cd, Cr (VI) i Ni do grupy 1 – związków o potwierdzonym działaniu kancerogennym na organizm człowieka (IARC, 2012). Unia Europejska ustaliła docelowe stężenia w powietrzu atmosferycznym dla 4 pierwiastków – As, Cd, Ni i Pb. Pomiary stężeń pyłu zawieszonego (PM10, w tym jego składników m.in. metali

ciężkich) w Polsce prowadzone są obecnie na 226 stacjach (w województwie łódzkim występuje 25 stacji, z czego 15 zajmuje się pomiarami stężeń metali ciężkich w pyłe PM10) [19].

Wartości stężeń kurzu wahają się ze względu na porę roku, kraj i występujący klimat, zanieczyszczenia powietrza, rozwój przemysłu, nawyki ludzi oraz sposób życia, rodzaj wykonywanej pracy, kolor ścian, rodzaj ogrzewania pomieszczenia, obecność klimatyzacji oraz wiek budynku. Istnieją dane literaturowe potwierdzające istnienie korelacji między zawartością metali w kurzu a wiekiem budynku, rodzajem ogrzewania i klimatyzacji oraz kolorem farb na ścianach [20]. Przykładowo [21] decydującym czynnikiem, wpływającym na stężenie metali w kurzu w Hong Kongu okazał się wiek budynku i ruch uliczny na danym obszarze, a nie jak w przypadku innych regionów, np. rozwój przemysłu.

Celem pracy było określenie zawartości metali w kurzu pochodzącym z różnych środowisk, w których człowiek przebywa codziennie. Obrazuje to zarys sytuacji narażenia zwłaszcza na działanie metali ciężkich. Uzyskane wyniki pozwalają na dyskusję sposobu migracji metali, analizę drogi, jaką dostają się do pomieszczeń. Pozwalają również oszacować, jakie czynniki w sposób najbardziej istotny mogą wpływać na ich wyższe stężenie. Kolejnym aspektem jest ich oddziaływanie na organizm, celem wyodrębnienia grup o podwyższonym ryzyku narażenia.

2. Materiały i metody

Próbki kurzu do badań pobrano w okresie letnim i jesiennym w 2015 roku. Badano kurz z następujących miejsc w Polsce:

1. Łódź:

- a) laboratorium chemiczne – laboratorium obuwia i laboratorium środowiska (kurz z laboratorium),
- b) mieszkanie w bloku – położone w centrum miasta, w okolicy natężonego ruchu ulicznego (kurz domowy z Łodzi),
- c) automyjnia, na której zgromadzono kurz pochodzący z wnętrz samochodów (kurz samochodowy z automyjni).

2. Ostrowo: pensjonat nad morzem (kurz domowy z Ostrowa).

2.1. Pobieranie próbek kurzu

Próbki pobrano kilkakrotnie w przeciągu miesiąca z różnych powierzchni poziomych za pomocą odkurzacza. Próbki pochodzące z automyjni pobrano w lipcu, z pensjonatu w Ostrowie

w sierpniu, a z mieszkania (znajdującego się na parterze) w listopadzie, natomiast kurz w laboratorium chemicznym pobrano z pierwszego i trzeciego piętra. Pierwszą serię próbek kurzu w laboratorium chemicznym zebrano w okresie letnim - w lipcu, kiedy wzmożone były badania z wykorzystaniem tlenków metali: ołowiu, żelaza, magnezu, miedzi, glinu, wapnia, zaś drugą serię zebrano w okresie jesiennym – w listopadzie, kiedy odbywały się badania bez udziału tych tlenków metali. Do czasu analizy pobrany materiał do badań przechowywano w temperaturze pokojowej. Przed analizą próbki poddano następującym przygotowaniom: przesiano kurz przez stalowe sita o średnicy oczek 0,6 mm oraz usunięto cząstki stałe.

2.2. Przygotowanie próbki i dobór matrycy

Kolejno odważone próbki o masie ok. 0,1 g kurzu, umieszczono w naczyniu teflonowym i dodano 6 cm³ HNO₃ (65%). Następnie dokonano ich mineralizacji przy użyciu mineralizatora mikrofalowego Magnum II (Ertec). Proces mineralizacji wykonano w trzech cyklach, trwających łącznie 20 minut w temperaturze maksymalnej 300°C i pod ciśnieniem maksymalnym dochodzącym do 45 barów, przy maksymalnej mocy mikrofal (100%). Szczegółowe parametry procesu i jego przebieg przedstawiono w tab. 1. Poprzez połączenie trzech kolejnych mineralizacji i uzupełnienie wodą destylowaną do 25 cm³ uzyskano stężenie odpowiednie do dalszych badań. Kolejno próby sączono przez filtr typu 388 (miękki).

Tab. 1. Program parametrów mineralizatora mikrofalowego Magnum II.

parametry	cykl 1	cykl 2	cykl 3
czas [min]	5	5	10
ciśnienie maksymalne [bar]	20	33	45
ciśnienie minimalne [bar]	17	30	42
temperatura maksymalna [°C]	300	300	300
temperatura minimalna [°C]	295	295	295
moc mikrofal [%]	50	80	100

2.3. Oznaczanie metali ciężkich

Oznaczenia metali przeprowadzono przy użyciu techniki płomieniowej atomowej spektrometrii absorpcyjnej na aparacie Unicam 939. Do rozтворzenia próbki wybrano kwas azotowy (V). Celem oznaczenia pierwiastków w próbkach zastosowano metodę najmniejszych kwadratów. Każdą próbkę analizowano w dwóch powtórzeniach. Spodziewano się, że kurz

pochodzący z laboratorium obuwia i laboratorium środowiska będzie zawierał mieszaninę substancji o bardzo zróżnicowanym stężeniu metali, które mogą wpływać na wynik oznaczenia, dlatego przy analizie niektórych metali zastosowano bufory spektralne [22]. W eliminacji matrycowych efektów interferencyjnych wykorzystano następujące bufory spektralne:

- 10% azotan (V) lantanu (III) przy analizie Pb, Cd;
- 0,4% chlorek lantanu przy analizie Cr;
- 0,1% chlorek potasu przy analizie Al;
- 0,2% chlorek wapnia przy analizie Mn.

3. Omówienie i dyskusja wyników

Zgodnie z punktem 2.1 w miejscach określonych w punkcie 2 niniejszego artykułu w zmineralizowanych próbkach oznaczano metale, takie jak: Cd, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cu, V, Mn, Mo, Fe, Al. Ze względu na zależność migracji cząsteczek do pomieszczeń od pory roku i poziomu budynku [23, 24], w wynikach badań podano oba te parametry (pkt. 2.1.).

Polska leży w strefie wilgotnego klimatu kontynentalnego (przejściowego), dlatego w lipcu odnotowuje się najwyższe temperatury, zaś ochłodzenie następuje w październiku i listopadzie. W okresie letnim zwiększa się intensywność migracji kurzu do pomieszczeń zamkniętych poprzez drzwi, okna i otwory wentylacyjne. Jest także przenoszony przez wierzchnie i spodowe elementy obuwia. Otrzymane wyniki zawartości metali przedstawiono w tab. 2 i zilustrowano na rys. 1.

Najwyższe wartości stężeń uzyskano dla cynku w okresie letnim w laboratorium chemicznym, w pozostałych badanych pomieszczeniach były o rząd wielkości mniejsze. Porównując ilości metali zawartych w tab. 2 (rys. 1) zaobserwowano prawie trzykrotny wzrost średnich arytmetycznych wartości stężeń chromu w laboratorium chemicznym w okresie zimowym. Wyższe zawartości cynku, chromu w laboratorium można tłumaczyć specyfiką pracy. W laboratorium, bowiem przeprowadzane są badania próbek skór w wyprawie chromowej. Wyższe wartości średnich stężeń badanych metali w laboratorium chemicznym odnotowano także dla żelaza, ołowiu i glinu z uwagi na prowadzone w czasie poboru próbek badania z wykorzystaniem tlenków powyżej wspomnianych metali. Znacznie spadły stężenia cynku, żelaza i nieznacznie ołowiu w próbkach pobranych w okresie zimowym w stosunku do pobranych w okresie letnim w laboratorium chemicznym, natomiast wartości stężeń glinu wzrosły w rozpatrywanym przypadku. Zauważono, że wyższe stężenia glinu odnotowano w

okresie zimowym, zarówno w mieszkaniu, jak i nieznacznie w laboratorium. Średnia wartość stężenia glinu w kurzu domowym była prawie dwa razy wyższa niż w przypadku laboratorium.

Tab. 2. Stężenie metali w próbach kurzu w wymienionych pomieszczeniach [mg/kg], (sd - odchylenie standardowe, u - metal niewykrywalny ze względu na stężenie zarejestrowane poniżej granicy wykrywalności, śr - średnia arytmetyczna).

metal/wartość średnia stężenia w badanej próbce [mg/kg]	parametr	kurz	kurz	kurz samochodowy z automyjni w Łodzi	kurz domowy z pensjonatu z Ostrowa	kurz domowy z mieszkania w Łodzi
		z laboratorium chem. (w okresie letnim) w Łodzi	z laboratorium chem. (w okresie zimowym) w Łodzi			
Cd	śr	2,92	10,18	0,61	0,20	3,41
	sd	0,58	16,37	0,22	0,31	0,31
Pb	śr	3477,91	2912,48	30,04	5,13	86,93
	sd	5829,77	5326,86	11,40	2,50	8,22
Zn	śr	8470,00	577,18	522,34	102,11	115,38
	sd	4624,20	131,13	161,63	14,57	12,53
Cr	śr	942,43	2865,50	40,43	15,50	44,38
	sd	929,31	313,28	6,29	0,57	8,37
Ni	śr	77,38	220,83	45,54	19,23	37,07
	sd	29,12	54,86	14,94	9,70	23,45
Al	śr	2563,94	2855,88	1828,50	1828,50	4522,38
	sd	578,26	661,97	814,72	187,51	208,60
Co	śr	2,90	23,22	4,91	1,79	5,03
	sd	2,36	4,57	3,66	1,44	1,84
Cu	śr	90,53	543,43	63,38	15,87	78,90
	sd	48,63	397,38	7,37	6,59	7,58
V	śr	10,05	20,00	20,33	14,96	11,59
	sd	11,66	2,35	10,85	0,47	1,81
Mn	śr	117,15	150,31	285,30	48,69	103,67
	sd	19,80	54,57	193,31	5,58	5,51
Mo	śr	4,37	16,56	0,58	3,80	u
	sd	1,65	61,79	1,17	4,55	-
Fe	śr	9554,25	1804,63	9342,50	2392,00	714,55
	sd	3043,80	406,38	2388,28	217,43	57,58

Wysokie wartości stężeń tego metalu mogły być spowodowane trwającą w okolicy budową dworca i toru kolejowego oraz licznymi robotami drogowymi. Powtórnego oznaczenia stężenia glinu z tego samego mieszkania dokonano w okresie letnim otrzymując wartość (2118,38 mg/kg) oraz z drugiego mieszkania położonego w tym samym budynku znajdującego się na trzecim piętrze uzyskując wynik (2155,20 mg/kg). W odstępnie półrocznym wartości stężenia glinu zmniejszyły się dwa razy. Wartości stężeń pozostałych metali utrzymywały się na dużo niższych poziomach i nie odbiegały znacząco w rzędach wielkości od znalezionych danych w literaturze przedstawionych w tab. 3. Szczególną uwagę zwrócono na metale rakotwórcze kadm i ołów. I tak: najwyższe wartości dla tych metali odnotowano w laboratorium chemicznym z

uwagi na charakter pracy i zagrożenia na stanowiskach pracy [22]. Porównując dostępne dane literaturowe odnośnie zawartości stężeń metali w kurzu domowym można zauważyć, że najwyższe wartości w Polsce odnotowano w Warszawie w roku 1997. W latach 2003-2004 zaobserwowano zmniejszenie ich poziomu (tab. 3), zwłaszcza znacząco zmalała ilość ołowiu, co spowodowane było przede wszystkim wprowadzeniem do sprzedaży benzyny bezołowiowej. Największe zawartości ołowiu odnotowano dla Arabii Saudyjskiej, co może być wynikiem wydobycia i przetwórstwa ropy naftowej w tym państwie (tab. 3). Znaczne wartości stężeń cynku, czy glinu mogą być spowodowane ciągłym rozwojem motoryzacji, w której do produkcji opon samochodowych wykorzystywane są tlenki tych metali [25, 26].

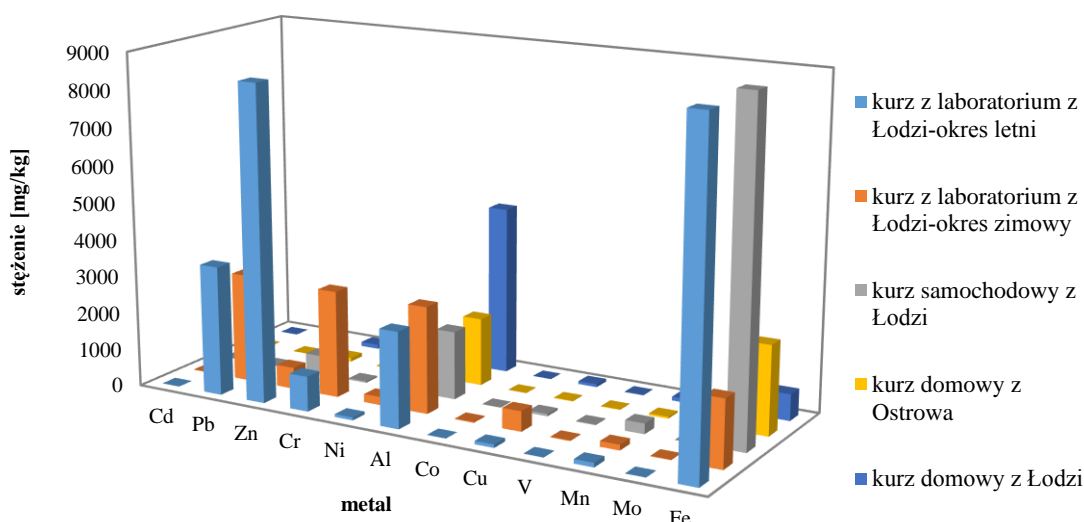
Ważnym czynnikiem wpływającym na ilość występowania metali okazała się lokalizacja pomieszczenia i pora roku, co zauważono w porównaniu badań kurzu pochodzącego z mieszkania w Łodzi w centrum ruchu ulicznego, a kurzem pochodzącym z małej wioski Ostrowo nad Morzem Bałtyckim. Znacznie mniejsze stężenia w większości przypadków otrzymano w przypadku kurzu domowego pochodzącego z Ostrowa. Dotyczyło to zwłaszcza metali, takich jak: Cd, Pb, Cr, Ni, Al, Cu, Co, Mn.

Większość metali obecnych w domach może pochodzić z biżuterii, plastiku i innych substancji zawartych, np.: w meblach, elektronice, klejach, tkaninach. Na podstawie danych zawartych w tab. 2 zauważono wysokie wartości stężeń cynku, żelaza, manganu i glinu w kurzu samochodowym. Metale ciężkie zawarte w kurzu samochodowym pochodzą przede wszystkim z pasa przydrożnego. Są wynikiem nie tylko wieloletniej depozycji cząstek pochodzących ze źródeł komunikacyjnych, lecz mogą być efektem naturalnej zawartości w złożonej matrycy, jaką stanowi gleba lub grunt (w pasie przydrożnym zazwyczaj nie występuje naturalna gleba, lecz grunt antropogeniczny).

Wysokie zawartości stężeń metali w kurzu samochodowym są efektem wieloletniej akumulacji pochodzącej z okresów, kiedy zarówno w samochodach jak i paliwach stosowano inne technologie i materiały. Ciekawym wynikiem analizy okazały się ponad dwa razy niższe wartości stężenia ołowiu w kurzu samochodowym w stosunku do kurzu domowego z Łodzi (rys.1).

Tab. 3. Porównanie stężeń metali w próbach kurzu domowego z badań własnych z danymi literaturowymi.

Metal [mg/kg]/ miejsce badań	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn	Sn	rok badań
Łódź, Polska (badania własne - kurz domowy z mieszkania)	3,4	44,4	78,9	37,1	86,9	115,4	4522,4	714,6	103,7	< 1	2015
Lublin, Polska [6]	2,1	53,6	86,9	62,0	62,0	564,0	-	-	-	-	2009
Warszawa, Polska [10]	-	93,0	141,0	39,0	144,0	1430	-	-	-	-	1997
	-	102,0	136,0	54,0	169,0	1230	-	-	-	-	
	-	106,0	186,0	74,0	209,0	1200	-	-	-	-	
Warszawa, Polska [27]	3,2	134,5	123,4	40,8	23,5	954,3	-	-	-	-	2003/ 2004
Sydney, Australia [28]	4,4	83,6	147,0	27,2	389,0	657,0	-	-	-	-	1999
Riyadh, Arabia Saudyjska [29]	2,0	69,2	271,1	52,9	639,1	547,1	-	-	-	-	1996
Kingdom, Arabia Saudyjska [30]	-	-	52,8	-	23,0	141,0	-	18,0	260,0	-	2013/ 2014
Ottawa, Kanada [31]	6,5	86,7	206,1	62,9	405,6	716,9	25948	14135	54,8	-	2001
Muscat, Oman [32]	-	34,0	108,0	130,0	108,0	753,0	-	-	-	-	2002/ 2003
Aswan, Egipt [33]	3,7	-	-	-	102,0	-	-	5961,0	188,0	-	-
Guizhou, Chiny [34]	0,6	-	93,4	-	300,5	-	-	18,2	600,5	-	2012
Anhui, Chiny [35]	-	113,7	107,1	38,9	348,7	427,2	-	-	-	-	2015
Ohio, USA [36]	-	-	510,0	-	377,2	-	-	-	-	-	-
Amman, Jordania [37]	4,5	77,0	160,0	47,0	206,0	2104	2330,0	304,0	-	-	2005



Rys. 1. Porównanie stężenia metali w próbach kurzu w wymienionych pomieszczeniach [mg/kg].

4. Podsumowanie

Obecność metali w środowisku wciąż wzrasta, dlatego istnieje potrzeba stałego monitorowania ich zawartości również w próbkach środowiska wewnętrznego. Ze względu na nieliczne dostępne w literaturze, kompleksowe badania zawartości metali ciężkich podjęto próbę dokonania ich systematyzacji w szerszym zakresie uwzględniając przy tym lokalizację poboru próbek. W niniejszej pracy zbadano obecność metali: Cd, Pb, Zn, Cr, Ni, Co, Cu, V, Mn, Mo, Fe, Al i porównano z danymi literaturowymi. Uzyskane wyniki przedstawiają średnie wartości stężeń metali, zarówno w kurzu domowym, jak i w kurzu samochodowym, a także w specyficznym środowisku pracy. W analizie badawczej zwrócono uwagę na możliwe źródła pochodzenia metali w środowisku wewnętrznym oraz wpływ czynników zewnętrznych i działalności człowieka. W przeważającej większości źródła kurzu, występujące w pomieszczeniach zamkniętych użyteczności publicznej, wykazują charakter taki sam, jak w przypadku przestrzeni otwartych, tj. w ruchu ulicznym.

Przedstawione w niniejszym artykule badania zawartości metali w kurzu, pochodzącym z zamkniętych pomieszczeń użyteczności publicznej, dają obraz jego jakościowego i ilościowego składu. Jest to ważna informacja, która pozwala na świadome organizowanie otoczenia, w którym żyjemy. Zwiększenie skuteczności wentylacji, dobór odpowiedniej metody ogrzewania budynku może w znacznym stopniu obniżyć zawartość metali w naszej przestrzeni życiowej, a tym samym poprawić warunki zdrowotne.

Do istotnych źródeł emisji metali do powietrza zaliczyć należy także pojazdy samochodowe (spalanie paliwa w silnikach, ścieranie się opon i klocków hamulcowych), jak również wzrost zapylenia przez powtórne wzniecenie kurzu z powierzchni jezdni. Bardzo duży wpływ na wyeliminowanie ołowiu (czteroetylku ołowiu) z benzyn miały coraz bardziej surowe przepisy ekologiczne.

Literatura

- [1] Jastrzębowski T., Kowalska A., Szymała I., Żelazko A., Domagalska J.: *Narażenie na kadm w okresie pre- i postnatalnym – jego wpływ na płodność i na zdrowie dzieci*, Medycyna Środowiskowa – Environmental Medicine, 19(3), 2016, str. 58 – 64.
- [2] Gać P., Waliszewska M.: *Neurologiczne skutki zawodowej ekspozycji na ołów*, Bezpieczeństwo Pracy, 7-8, 2008, str. 14 – 17.
- [3] Rasmussen P.E., Subramanian K. S., Jessiman B.J.: *A multi – element profile of housedust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa – Canada*, The Science of the Total Environment, 267, 2001, str. 125 – 140.
- [4] Liou P.J., Freeman N.C.G., Millette J.R.: *Dust: a metric for use in residential and building exposure*

- assessment and source characterization*, Environmental Health Perspectives, 110 (10), 2002, str. 969 – 983.
- [5] Hunt A., Johnson D.L., Griffith D.A.: *Mass transfer of soil indoors by track – in on footwear*, Science Total Environ., 370, 2006, str. 360 – 371.
- [6] Staszowska A.: *Heavy metal levels in indoor dust from households of the Lublin, Poland*, Proceedings of ECOpole, 4, 2010, str. 2.
- [7] Zheng N., Liu J., Wang Q., Liang Z.: *Heavy metals exposure of children from stairway and sidewalk in the smelting district, northeast of China*, Atmospheric Environment, 44, 2010, str. 3239 – 3245.
- [8] Siddique N., Majid A., Chaudhry M.M., Tufail M.: *Determination of heavy metals in air conditioner dust using FAAS and INAA*, Journal Radioanalytical Nuclear Chemistry, 292, 2012, str. 219 – 227.
- [9] Holloway J.A., Warner J.O., Vance G.H.S., Diaper N.D., Warner J.A., Jones C.A.: *Detection of house – dust – mite allergen in amniotic fluid and umbilical – cord blood*, The Lancet, 356 (9245), 2000, str. 1900 – 1902.
- [10] Lisiewicz M., Heimbürger R., Golimowski J.: *Granulometry and the content of toxic and potentially toxic elements in vacuum – cleaner collected, indoor dusts of the city of Warsaw*, The Science of the Total Environment, 262, 2000, str. 69 – 78.
- [11] Król S.: *Lotne i średniolotne związki organiczne – istotny parameter do oceny jakości powietrza – rozprawa doktorska*, Politechnika Gdańska, Gdańsk 2013.
- [12] Nieć J., Baranowska R., Dziubanek G., Rogala D.: *Narażenie środowiskowe dzieci na metale ciężkie zawarte w glebach z placów zabaw, boisk, piaskownic i terenów przedszkoli z obszaru Górnego Śląska*, Journal of Ecology and Health, 17 (2), 2013, str. 55 – 62.
- [13] Calabrese E.J., Stanek E.: *A guide to interpreting soil in gestion studies: II Quantitative evidence of soil ingestion*, Regul. Toxicol Pharmacol, 13, 1991, str. 278 – 292.
- [14] Lidsky T.L., Schneider J.S.: *Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates*, Brain, 126 (1), 2003, str. 5 – 19.
- [15] Jakubowski M.: *Low – level environmental lead exposure and intellectual impairment in children – the current concepts of risk assessment*, International Journal of Occupational Medicine Environmental Health, 24 (1), 2011, str. 1 – 7.
- [16] Nordberg G., Jin T., Wu X., Lu J., Chen L., Liang Y., Lei L., Hong F., Bergdahl F.A., Nordberg M.: *Kidney dysfunction and cadmium exposure – Factors influencing dose – response relationship*, Journal of Trace Elements in Medicine Biology, 26 (2-3), 2012, str. 197 – 200.
- [17] Youness E., Mohammed N.A., Morsy F.A.: *Cadmium impact and osteoporosis: Mechanism of action*, Toxicology Mechanisms and Methods, 22 (7), 2012, str. 560 – 567.
- [18] Rozporządzenie Komisji (WE) nr 552/2009 z dnia 22 czerwca 2009 r. zmieniające rozporządzenie (WE) nr 1907/2006 PE i RE w sprawie rejestracji, oceny, udzielania zezwoleń i stosowanych ograniczeń w zakresie chemikaliów (REACH) w odniesieniu do załącznika XVII.
- [19] Degórska A., Frączkowski T.: *Pyły drobne w atmosferze – kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce*, K. Judy – Rezler, B. Toczko (red.), Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2016.
- [20] Beauchemin S., Mac – Lean L.C. W., Rasmussen P.E.: *Lead speciation in indoor dust: a case study to assess old paint contribution in a Canadian urban house*, Environmental Geochemistry and Health, 33, 2011, str. 343 – 352.
- [21] Tonga S.T.Y., Lam K.Ch.: *Home sweet home? A case study of household dust contamination in Hong – Kong*, The Science of the Total Environment, 256, 2000, str. 115 – 123.
- [22] Surgiewicz J.: *Selektywność absorpcyjnej spektrometrii atomowej w analizie powietrza na stanowiskach*, Bezpieczeństwo Pracy, 3, 2003, str. 24 – 28.
- [23] Yang Y.Y., Liu L.Y., Guo L.L., Lv Y.L., Zhang G.M., Lei J., Liu W.T., Xiong Y.Y., Wen H.M.:

- Seasonal concentrations, contamination levels and health risk assessment of arsenic and heavy metals in the suspended particulate matter from an urban household environment in a metropolitan city Beijing, China*, Environmental Monitoring and Assessment, 40, 2015, str. 187.
- [24] Jafon Z.N.M., Mohd L.T., Noorlin M., Nurul B., Abd W., Doreena D., Hafizan J.U.: *Source apportionment of particulate matter (PM10) and indoor dust in a university building*, Environmental Forensics, 15, 2014, str. 8 – 16.
- [25] Wasielewski R., Stelmach S., Sobolewski A.: *Wybrane aspekty pirolizy zużytych opon samochodowych*, Inżynieria Chemiczna i Procesowa, 26 (4), 2005, str. 801 – 816.
- [26] Stelmach S.: *Potencjalne metody zagospodarowania karbonizatów z opon samochodowych*, Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska, 13 (3), 2011, str. 37 – 52.
- [27] Tatur A., Gromadka P., Wasilowska A.: *Heavy metals in house dust from Warsaw*, Ecological Chemistry and Engineering, 13, 2006, str. 1 – 8.
- [28] Chattopadhyay G., Chi – Pei Lin K., Feitz A.J.: *Household dust metal levels in the Sydney metropolitan area*, Environmental Research, 93, 2003, str. 301 – 307.
- [29] Al – Rajhi M.A., Seaward M.R.D., Al – Aamer A.S.: *Metal levels in indoor and outdoor dust in Riyadh in Saudi Arabia*, Environmental International, 22 (3), 1996, str. 315 – 324.
- [30] Harb M.K., Ebqa'ai M., Al – Rashidi A., Alaziqi B.H., Al – Rashidi M.S., Ibrahim B.: *Investigation of selected heavy metals in street and house dust from Al – Qunfudach, Kingdom of Saudi Arabia*, Environmental Earth Sciences, 74, 2015, str. 1755 – 1763.
- [31] Yaghi B., Abdul – Wahab S. A.: *Levels of heavy metals in outdoor and indoor dusts in Muscat Oman*, International Journal of Environmental Studies, 61 (3), 2004, str. 307 – 314.
- [32] Rashed M.N.: *Total and extractable heavy metals in indoor, outdoor and street dust from Aswan City, Egypt*, Clean 36 (10-11), 2008, str. 850 – 857.
- [33] Qin Y., Huaguo Ch., Baizhan L.: *Source identification and health risk assessment of metals in indoor dust in the vicinity of phosphorus mining, Guizhou Province, China*, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 68, 2015, str. 20 – 30.
- [34] Yuesheng L., Fengman F., Fei W., Minglu X.: *Pollution distribution and health risk assessment of heavy metals in indoor dust in Anhui rural, China*, Environmental Monitoring Assessment, 187, 2015, str. 565.
- [35] Tong S.T.Y.: *Indoor and outdoor household dust contamination in Cincinnati, Ohio, USA*, Environmental Geochemistry and Health, 20, 1998, str. 123 – 133.
- [36] Al – Momani I.F.: *Trace elements in street and household dusts in Amman, Jordan*, Soil and Sediment Contamination, 16, 2007, str. 485 – 494.