

RAFAŁ L. GÓRNY*, ALEKSANDER JĘDRZEJCZAK**, JÓZEF S. PASTUSZKA*

CZĄSTKI PYŁU I METALE W POWIETRZU ZEWNĘTRZNYM I W POMIESZCZENIACH NA GÓRNYM ŚLĄSKU

AIRBORNE PARTICLES AND HEAVY METALS IN UPPER SILESIA OUTDOORS
AND INDOORS

* Z Zakładu Higieny Mieszkań Instytutu Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego w Sosnowcu
Kierownik: dr J.S. Pastuszka

** Z Zakładu Toksykologii Instytutu Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego w Sosnowcu
Kierownik: prof. dr hab. R. Knapik

Na podstawie badań rozkładów masowych cząstek aerozolu zewnętrznego (atmosferycznego) i wewnętrznego (w pomieszczeniach) stwierdzono, że głównym źródłem zanieczyszczenia powietrza wewnątrz pyłami na obszarze Górnego Śląska jest mocno zanieczyszczone powietrze zewnętrzne oraz palenie papierosów w pomieszczeniach. Wielkości stężeń metali ciężkich oraz ich rozkłady masowe otrzymane dla aerozolu atmosferycznego i wewnętrznego wskazują na proces migracji cząstek ze środowiska zewnętrznego oraz na niektóre wewnętrzne emitory (np. dywany, piece węglowe, farby do malowania ścian) jako główne źródła metali ciężkich w pomieszczeniach.

Ekspozycja na zanieczyszczenia przenoszone przez cząstki aerozolu ma miejsce w różnych mikrośrodkach: w środowisku zewnętrznym, w mieszkaniach, w budynkach użyteczności publicznej, w środkach transportu itd. Na ekspozycję, a więc i wielkość ryzyka populacji wpływają zarówno stężenia szkodliwych substancji jak i czas przebywania w poszczególnych mikrośrodkach. Biorąc pod uwagę fakt, że w umiarkowanej strefie klimatycznej człowiek spędza średnio około 80% swego życia w pomieszczeniach, badania środowiskowe nie mogą ograniczać się do środowiska zewnętrznego, lecz powinny być uzupełnione o ocenę jakości powietrza wewnątrz pomieszczeń.

Aerozol wewnętrzny pochodzi ze źródeł zewnętrznych (emisja spalin samochodowych, przemysłowe spalanie paliw płynnych i stałych, pył uliczny, itp.), ale może też być produktem dodatkowej wewnętrznej emisji, jak ma to miejsce w przypadku palenia papierosów oraz stosowania ogrzewania węglowego w mieszkaniach, używania niektórych rodzajów farb, itp.

Analizując fizyczny aspekt zachowania się cząstek w powietrzu oraz budowę anatomiczną układu oddechowego człowieka możemy stwierdzić, że skutki zdrowotne wywołane przez cząsteczki aerozolu pozostają w ścisłym związku z ich średnicami aerodynamicznymi oraz z ich składem chemicznym. Cząstki o średnicy aerodynamicznej powyżej 7 μm są w zasadzie w całości wychwytywane i usuwane przez górne drogi oddechowe. Cząstki o średnicach mniejszych, począwszy od około 5 μm ,

mogą penetrować głębiej tj. do tchawicy, oskrzeli i oskrzelików. Submikronowe cząstki aerozolu, o średnicy mniejszej od $1 \mu\text{m}$, wnikają do samych pęcherzyków płucnych i są deponowane w ich ścianach, najczęściej w wyniku dyfuzji [2, 13].

Metale związane z cząstkami aerozolu i przedostające się wraz z nimi do płuc mogą być przyczyną skutków zdrowotnych [12]. Stąd też szczególnie istotne, w ocenie jakości powietrza wewnątrz, wydaje się określenie struktury frakcyjnej cząstek aerozolu z uwzględnieniem obciążenia poszczególnych frakcji metalami szkodliwymi.

W niniejszej pracy omówiono wyniki pomiarów stężenia masowego pyłu całkowitego (TSP), rozkładu masowego cząstek pyłu, jak również wstępne wyniki badań wielkości stężeń oraz rozkładu ziarnowego dla wybranych metali w aerozolu wewnętrznym i zewnętrznym. Jako teren badań wybrano pięć miast Górnego Śląska, obszaru o wysokim stopniu uprzemysłowienia, charakteryzującego się ekstremalnie wysoką emisją do atmosfery gazów i cząstek.

MATERIAŁ I METODA

Pomiary stężeń aerozolu i rozkładów masowych jego frakcji drobnej oraz oznaczanie zawartości metali szkodliwych (Pb, Zn, Fe, Mn, Cu i Cd) w poszczególnych frakcjach aerozolu były przeprowadzone w okresie od grudnia 1992 do kwietnia 1994 roku. Pomiary były wykonywane w pięciu wybranych miastach (Sosnowiec, Katowice, Chorzów, Bytom i Knurów) konurbacji górnośląskiej oraz w letniskowej miejscowości (Sól – Kiczora) w Beskidzie Żywieckim. We wszystkich punktach pomiarowych badania wykonywano wewnątrz budynków w mieszkaniach i biurze (Sosnowiec) oraz na zewnątrz budynków. Pomiary w mieszkaniach prowadzono w pokojach, w których mieszkańcy przebywali najdłużej w ciągu dnia („living room”), z jednoczesnym uwzględnieniem dodatkowych źródeł emisji cząstek np. grzewczego pieca węglowego lub obecności osób palących papierosy (minimum 1 paczkę papierosów dziennie).

Cząstki aerozolu były frakcjonowane przy użyciu impaktora kaskadowego *Andersena* (Model 2100, Andersen Samplers, Atlanta, USA)*. Czas poboru wynosił 4–5 i 6–7 dni odpowiednio dla pomiarów na zewnątrz i wewnątrz budynków. Prędkość przepływu była stała i wynosiła $0,003 \text{ m}^3/\text{min}$ (litr/min). Cząstki aerozolu osadzały się pod wpływem siły bezwładności (generowanej gwałtowną zmianą kierunku strumienia zasysanego powietrza w impaktorze) na filtrach z włókna szklanego (typ TFGAF – 810) firmy *Staplex*. Zebrane na filtrach próbki mineralizowano kwasami: fluorowodorowym i azotowym. Po mineralizacji w próbkach oznaczano zawartość metali metodą absorbcyjnej spektrometrii atomowej, przy wykorzystaniu aparatu „AAS – 3” firmy *Carl Zeiss Jena*. Każdorazowej serii pomiarów towarzyszyło wykonanie krzywej kalibracji oraz porównawcze badanie próbek ślepych.

WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

Analizując pomiary stężeń pyłu całkowitego (TSP) w wybranych miastach konurbacji górnośląskiej można zauważyć, że poziom zanieczyszczeń cząstkami aerozolu powietrza mieszkań (bez źródeł wewnętrznych) jest znacząco niższy niż na zewnątrz

* Autorzy składają serdeczne podziękowania Panu dr inż. *Stanisławowi Hławiczcze* z Instytutu Ekologii Terenów Uprzemysłowionych z Katowic za wypożyczenie impaktora na czas pomiarów oraz za cenne wskazówki metodyczne.

nich (tabela I). Taka sytuacja może jednak ulec zmianie, gdy w środowisku wewnętrznym pojawi się źródło dodatkowej emisji cząstek. Istotną rolę odgrywa emisja cząstek dymu tytoniowego. Obecność w pomieszczeniu osoby wypalającej powyżej 1 paczki papierosów dziennie powodowała ponad 1,5-krotny wzrost stężenia TSP.

Tabela 1. Porównanie stężeń pyłu całkowitego (TSP) i frakcji drobnej dla aerozolu wewnętrznego i zewnętrznego (w $\mu\text{g}/\text{m}^3$) w wybranych miastach Górnośląska.

Comparison of total suspended particles (TSP) and fine mode for indoor and outdoor aerosol (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in selected towns of Upper Silesia).

Miasto	Stężenie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	Aerozol wewnętrzny (pomieszczenia)		Aerozol zewnętrzny (atmosferyczny)	
	TSP	frakcja drobna	TSP	frakcja drobna
Katowice	100	69	156	59
Bytom	102	72	289	105
Sosnowiec	82	74	213	50
	344*	289*		
Knurów	276*	233*	146	73
Chorzów	93	81	405	124
	226#	165#		

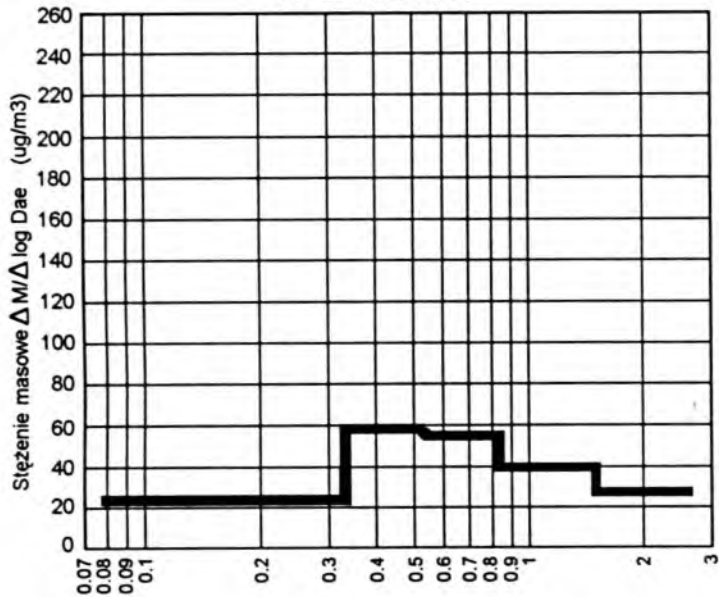
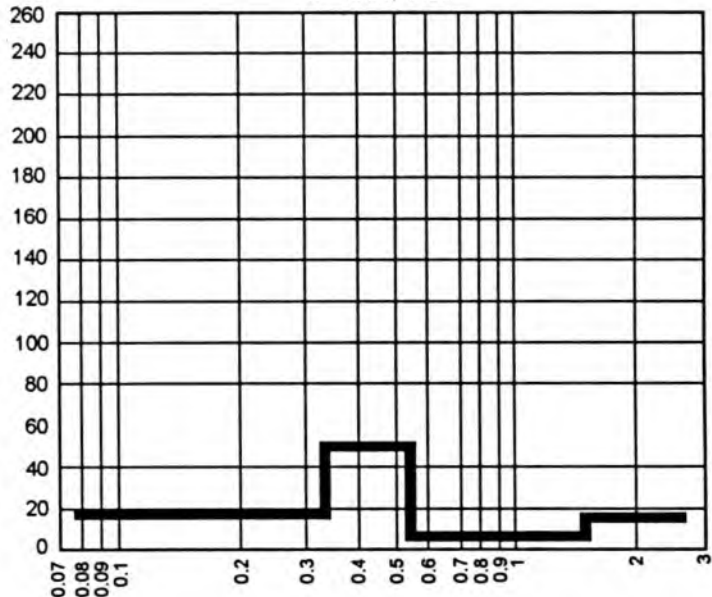
*) – pomiar w pomieszczeniach, w których wypalono powyżej 1 paczki papierosów dziennie

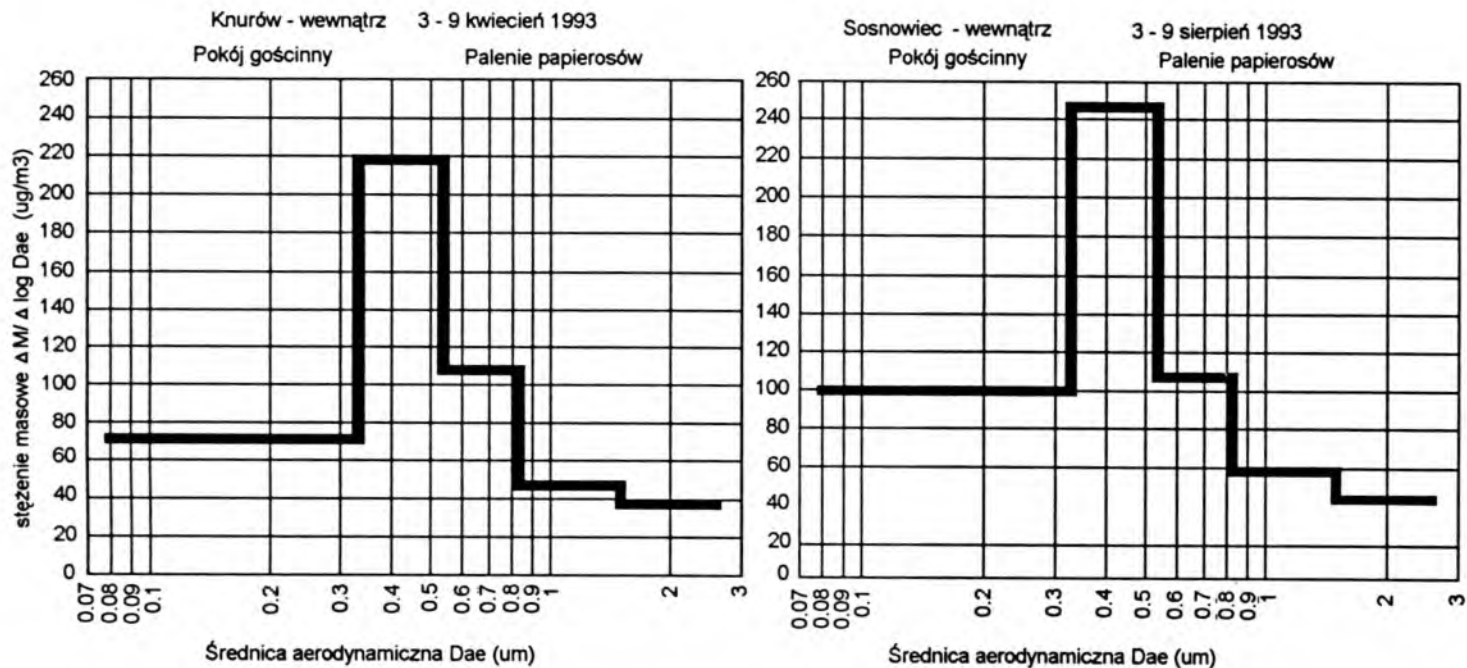
– pomiar w pomieszczeniach z czynnym grzewczym piecem węglowym

Na rycinach 1 i 2 podano przykładowe rozkłady ziarnowe pyłu drobnego (o średnicy mniejszej od $2,6 \mu\text{m}$), stwierdzone wewnątrz pomieszczeń i środowiska zewnętrznego w Knurowie, w Sosnowcu i Chorzowie. Na osi odciętych są wartości średnicy aerodynamicznej cząstek pyłu (D_{ae}), w skali logarytmicznej, natomiast na osi rzędnych odłożono stężenia masowe pyłu dla poszczególnych przedziałów średnic, podzielone przez długości tych przedziałów $\Delta M/\Delta \log D_{ae}$. Wybrane przedziały średnic odpowiadają poszczególnym stopniom impaktora. Na osi rzędnych wartości stężeń przypadają na jednostkowy przedział średnic cząstek pyłu, co uniezależnia przebieg rozkładu ziarnowego od wyboru konkretnych zakresów średnic, a więc od typu używanego impaktora.

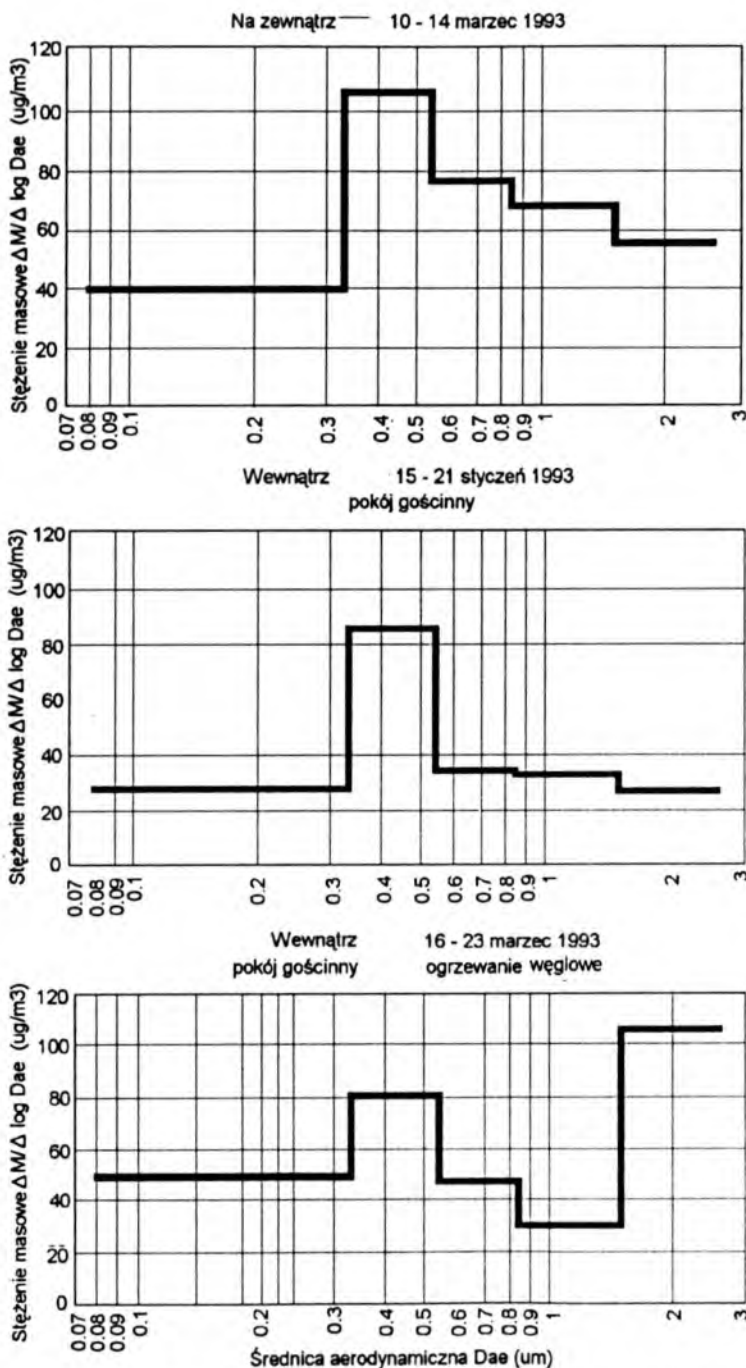
Analizując ryciny 1 i 2 można stwierdzić, że w zakresie średnic cząstek od $0,33 \mu\text{m}$ do $0,54 \mu\text{m}$ wartości stężeń dla aerozolu wewnętrznego wzbogaconego dymem tytoniowym 4–5-krotnie przekraczają dane uzyskane dla pomiarów w środowisku wewnętrznym (ryc. 1). Dym tytoniowy nie jest jedynym czynnikiem zmieniającym w sposób znaczący strukturę aerozolu. Wzbogacenie aerozolu wewnętrznego cząstkami, których źródłem był piec węglowy powodowało ponad 2-krotny wzrost stężenia TSP (tabela I) oraz zmianę charakterystyki rozkładu masowego cząstek, z przesunięciem maksimum w stronę cząstek o większych średnicach aerodynamicznych.

Udział frakcji drobnej w całkowitym stężeniu pyłu (TSP) był znacznie większy wewnątrz pomieszczeń niż na zewnątrz (tabela I). Dzieje się tak głównie z powodu słabszego przenikania grubych cząstek aerozolu zewnętrznego do pomieszczeń,

Knurów na zewnątrz
25 - 29 marzec 1993Sosnowiec na zewnątrz
9 - 15 luty 1993



Ryc. 1. Rozkład masowy cząstek drobnego aerozolu zewnętrznego (powietrze atmosferyczne) i wewnętrznego (mieszkanie w Knurów i Sosnowcu)
Mass size distribution of fine fraction for outdoor and indoor aerosol in Knurów and Sosnowiec



Ryc. 2. Rozkład masy cząstek drobnego aerozolu zewnętrznego (powietrze atmosferyczne) i wewnętrznego (mieszkania) w Chorzowie
Mass size distribution of fine fraction for outdoor and indoor aerosol in Chorzów

w porównaniu do migracji cząstek submikronowych. Istotny wpływ na obserwowany stosunek frakcji drobnej do pyłu całkowitego w pomieszczeniach ma również emisja drobnych cząstek pyłu z palenia papierosów.

W tabeli II podano średnie stężenia frakcji drobnej i grubej cząstek aerozolu atmosferycznego. Wynika z niej, że poziomy stężenie zarówno cząstek grubych jak i drobnych rejestrowane w powietrzu atmosferycznym w wybranych miastach Górnego Śląska znacznie przewyższają dane światowe. Ponad dwukrotnie niższe wartości stężeń frakcji drobnej i grubej aerozolu atmosferycznego stwierdzono w Soli Kiczorze w Beskidzie Żywieckim. Jednakże w porównaniu z danymi z piśmiennictwa poziomy te należy uznać za bardzo wysokie. Problem ten wymaga dalszych badań, gdyż może się okazać, że w niektórych miejscach w Beskidzie Żywieckim, uznawanych powszechnie za czyste, stwierdzane stężenia pyłu będą wyższe niż np. w miejskich obszarach Chicago.

Tabela II. Średnie stężenie (w $\mu\text{g}/\text{m}^3$) cząstek drobnych i grubych aerozolu atmosferycznego w wybranych punktach Górnego Śląska i w Soli Kiczorze (Beskid Żywiecki) oraz w Helsinkach i Chicago.

Average concentration (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) of fine and coarse aerosol particles in selected sites in Upper Silesia and Sól Kiczora (Beskid Mountains) as well as in Helsinki and Chicago.

Miejsce badań	Stężenie aerozolu ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	cząstki drobne	cząstki grube
Górny Śląsk	78	149
Sól Kiczora (Beskid Żywiecki); [badania własne]	35	58
Helsinki, Finlandia; [18]	16	13
Chicago, USA; [10]	24	29

Analiza wielkości frakcji drobnej aerozolu w pomieszczeniach, w których przebywały osoby palące papierosy i bez palaczy (tabela III) wykazuje, że poziom stężeń aerozolu wzbogaconego cząstkami pochodzącymi z dymu papierosowego jest 3,5–4,9-krotnie wyższy. Należy ponadto zwrócić uwagę na fakt, iż poziom stężeń w mieszkaniach osób palących papierosy na terenie Górnego Śląska 3-krotnie przekracza wielkości notowane w USA czy Norwegii. Stosunki stężeń „wewnątrz/zewnątrz” dla pomieszczeń z palaczami są zawsze większe od 1,0 przy czym na terenach konurbacji górnośląskiej sięgają aż 3,22, co wyraźnie wskazuje na palenie tytoniu jako istotny czynnik zanieczyszczania powietrza wewnątrz pomieszczeń, nawet na obszarze o tak silnie zapyłonym powietrzu atmosferycznym jak teren województwa katowickiego. Obszar Polski, obok wybranych rejonów w byłym Związku Radzieckim, w krajach Beneluxu i w Niemczech, jest uznawany za strefę głównej emisji pierwiastków śladowych w Europie [14, 15]. Badania stężeń metali w powietrzu atmosferycznym przeprowadzone na obszarze Górnego Śląska wykazują wyższy poziom niż w innych krajach europejskich [16], a stwierdzone stężenia są porównywalne tylko z niektórymi najbardziej zanieczyszczonymi regionami na świecie np. Kair [1], Tokio [11], Kijów, Ryga, Sankt Petersburg [4], Kayseri w Turcji [8] (tabela IV).

Tabela III. Średnie stężenie (w $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz stosunek stężeń „wewnątrz/zewnątrz” dla cząstek frakcji drobnej aerozolu w pomieszczeniach z osobami palącymi papierosy i bez tych osób.

Average concentration (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and “indoor/outdoor” concentration ratio for fine mode of aerosol particles in homes with and without tobacco smokers.

Miejsce badań	Stężenie w pomieszczeniach ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Stosunek stężeń „wewnątrz/zewnątrz” w pomieszczeniach $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	bez osób palących	z palaczami*	bez osób palących	z palaczami*
Badania własne				
$D_{50} < 2,6 \mu\text{m}$	73	251	0,94	3,22
Grenland, Norwegia; [5]				
$D_{50} < 2,5 \mu\text{m}$	16	78	0,64	3,12
Tucson, USA; [17]				
$D_{50} < 2,5 \mu\text{m}$	20	85	0,63	1,10

*) – osoby palące powyżej 1 paczki papierosów dziennie

D_{50} – średnica aerodynamiczna cząstki

Tabela IV. Średnie wartości stężeń (w $\mu\text{g}/\text{m}^3$) metali w aerozolu atmosferycznym w województwie katowickim i w wybranych miastach świata.

Average value of heavy metals concentration (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in atmospheric aerosol in Katowice Province and in selected towns in the world.

Miejsce badań	Zawartość metali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	Pb	Zn	Fe	Mn	Cu	Cd
Woj. katowickie – średnie wartości z pomiarów w wybranych punktach; [badania własne]	704	560*	7030	103*	170	24
Kayseri, Turcja; [8]	687	887	3635	250	310	–
Kair, Egipt; [1]	650	130	6800	130	100	30
Ponce, Puerto Rico; [7]	136	94	422	40	83	7
Santiago de Chile, Chile; [19]	360	310	3100	100	70	–
Christchurch, Nowa Zelandia; [9]	155	50	–	–	21	1
Obszar nad Morzem Północnym; [3]	96	67	300	15	15	3

*) – dane IMP i ZŚ oraz WSSE [6]

Średnie stężenie metali we frakcjach drobnej i grubej aerozolu atmosferycznego oraz stosunek stężenia „wewnątrz/zewnątrz” dla badanych metali w pięciu miastach Górnego Śląska podano w tabeli V. Wynika z niej, że poziomy stężenie metali w aerozolu wewnętrznym są niższe niż w zewnętrznym (z wyjątkiem ołowiu i kadmu w cząstkach grubych), co sugeruje, że migracja powietrza z zewnątrz do pomieszczeń jest głównym procesem, powodującym zanieczyszczenie powietrza wewnątrz metalami. W odniesieniu do kadmu i ołowiu stosunek stężeń „wewnątrz/zewnątrz” dla frakcji grubej cząstek (cząstki o średnicy aerodynamicznej od $2,6 \mu\text{m}$ do $28 \mu\text{m}$) wynosił powyżej 1, co wskazuje na obecność dodatkowych źródeł wewnętrznej emisji tych pierwiastków, takich jak np. dywany, farby do malowania ścian i piece węglowe, a także zewnętrzne źródła emisji, jak np. galwanizowane pokrycia dachowe.

Tabela V. Średnie stężenia metali ciężkich we frakcjach drobnej i grubej aerozolu wewnętrznego (w $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz stosunek stężeń „wewnątrz/zewnątrz” (I/O) dla badanych metali (pomiar wykonany impaktorem kaskadowym Andersena).

Average heavy metal concentration in fine and coarse fraction of indoor aerosol (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and “indoor/outdoor” concentration ratio (I/O) for investigated metals (measurements made using Andersen cascade impactor).

	Zawartość metali ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	Pb	Zn	Fe	Mn	Cu	Cd
CZĄSTKI DROBNE ($D_{ae} < 2.6 \mu\text{m}$)						
wewnątrz	0,65	9,50	4,96	0,54	0,12	0,024
I/O	0,57	0,59	0,60	0,62	0,67	0,57
CZĄSTKI GRUBE ($2,6 \mu\text{m} \leq D_{ae} < 28 \mu\text{m}$)						
wewnątrz	0,29	7,76	3,57	0,44	0,09	0,019
I/O	1,12	0,60	0,61	0,65	0,56	1,90

Tabela VI. Stosunek stężeń metali ciężkich w cząstkach grubych do drobnych (C/F) dla aerozolu wewnętrznego i zewnętrznego.

Heavy metal concentration ratio in coarse and fine particles (C/F) for indoor and outdoor aerosol.

	Pb	Zn	Fe	Mn	Cu	Cd
C/F dla aerozolu wewnętrznego	0,45	0,82	0,72	0,81	0,75	0,79
C/F dla aerozolu zewnętrznego	0,23	0,80	0,71	0,78	0,89	0,24

W tabeli VI przedstawiono stosunek stężenia metali w cząstkach frakcji grubej i drobnej. Wynika z niej, że dla wszystkich oznaczanych metali w aerozolu wewnętrznym i zewnętrznym współczynnik C/F wyrażający stosunek stężeń metali w cząstkach grubych do drobnych jest mniejszy od 1. Taka wartość C/F dowodzi, że frakcja drobna jest głównym medium wiążącym metale w obu badanych środowiskach.

WNIOSKI

1. Głównym źródłem pyłowego zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego na Górnym Śląsku jest migracja do pomieszczeń zanieczyszczonego powietrza zewnętrznego oraz palenie papierosów w pomieszczeniach.

2. We wszystkich punktach pomiarowych stężenia badanych metali w aerozolu wewnętrznym były niższe niż w aerozolu zewnętrznym co wskazuje, że na obszarze Górnego Śląska cząstki migrujące z zewnątrz do pomieszczeń są głównym czynnikiem zanieczyszczenia powietrza wewnątrz pomieszczeń metalami.

3. Frakcja drobna aerozolu jest głównym medium wiążącym metale, zarówno w środowisku jak i w pomieszczeniach.

4. Znaczące wzbogacenie całkowitej zawartości ołowiu i kadmu w powietrzu wewnątrz może być wynikiem dodatkowej emisji tych metali z kilku mniejszych źródeł, prawdopodobnie z dywanów, z tynku ścian pokrytego farbami i z pieców węglowych.

L.R. Górny, A. Jędrzejczak, J.S. Pastuszka

AIRBORNE PARTICLES
AND HEAVY METALS IN UPPER SILESIA OUTDOORS
AND INDOORS

Summary

This work contains the results of the aerosol mass size distribution and preliminary studies on concentrations and size distribution of heavy metals (Pb, Zn, Cu, Mn, Fe and Cd) in indoor and outdoor environment in Upper Silesia (the highly industrialized region in the southern part of Poland).

In studies, the measurements of aerosol concentration, mass size distribution, and evaluation of heavy metals concentration were made from December 1992 to April 1994 in some apartments in five towns in Upper Silesia and in one village in the Beskidy Mountains in both indoor and outdoor environments. The particles were fractionated in Andersen cascade impactor. The sampling time was 6–7 days and 4–5 days for indoor and outdoor respectively. Aerosol particulates were collected on A-type glass fiber collection substrate used later for determination of heavy concentrations by atomic absorption spectrophotometer (AAS 3, Carl Zeiss Jena). The dust was mineralized by the means of the mixture of hydrofluoric and nitric acids.

The results of mass size distribution as well as the measurements of TSP for indoor and outdoor aerosol show that the main source of particulate matter indoors, in this region, are heavy polluted outdoor air and cigarette smoking. It can be said that, except homes in Knurów and Sosnowiec with hard smokers, the indoor levels of particulate pollution were significant lower than the outdoors levels. Whenever in the indoor environment appear additional source of particulate emission situation can be changed. When we compare mass size distribution for outdoor aerosol and indoor aerosol contaminated by tobacco smoke, we can observe considerable increase of indoor aerosol level in the 0.33–0.54 μm size range. Besides, indoor aerosol status may be changed by coal stove emission (displacement of maximum peak to direction of coarse particles). The observed differences in concentration of particulate matter may also indicate the important differences in chemical and physical nature of particles caused by the air filtration and absorption during migration of ambient air into the indoor environment.

On the base of comparison of the heavy metals concentrations of fine and coarse fraction and their indoor/outdoor ratio in five selected towns in Upper Silesia it can be said that the level of heavy metals in indoor aerosol is lower than in outdoor (except Pb and Cd) what suggest that migration of ambient air into the homes is a major process which give indoor air contamination of heavy metals. With reference to cadmium and lead the indoor/outdoor ratio for coarse fraction of particles (from 2.6 to 28 μm size range) is above 1 what suggest the presence of an additional indoor emission. However, no dominant source of cadmium and lead was identified, although existing minor source like carpet wear, paints and coal stove can emit some load of these metals. The coarse/fine heavy metal concentrations ratio for both indoor and outdoor air is in all cases lower than 1, indicating that these metals are mainly associated with the fine particle mode.

PIŚMIENNICTWO

1. Ali E.A., Nasralla M.M.: Some findings on indoor air quality in Cairo, Egypt. Proceedings of the 5th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Toronto, Canada, 1990, Vol. 2, 323.
2. Andersen Samples INC: Viable (microbial) particle sizing samplers, Bulletin No. TR # 76-900042.
3. Baeyens W., Dedeurwaerder H.: Particulate trace metals above the southern bight of the North Sea – I.

Analytical procedures and average aerosol concentrations. *Atmos. Environ.*, 1991, Vol. 25 A, No. 2, 293.

– 4. *Bezgulaya E.Yu., Schutskaya A.B., Smirnova I.V.*: Air pollution index and interpretation of measurements of toxic pollutant concentrations. *Atmos. Environ.*, 1993, Vol. 27 A, No. 5, 773.

– 5. *Braathen O.A.*: The relationship between indoor and outdoor concentrations of air pollutants in homes in Norway. Proceedings of the 5th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Toronto, Canada, 1990, Vol. 2, 513.

– 6. Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego w Sosnowcu i Wojewódzka Stacja Sanitarno Epidemiologiczna w Katowicach: Średnie obszarowe zanieczyszczenie powietrza w województwie katowickim w 1991 roku. Katowice 1992.

– 7. *Infante R., Acosta I.L.*: Size distribution of trace metals in Ponce, Puerto Rico air particulate matter. *Atmos. Environ.*, 1991, Vol. 25 B, No. 1, 121.

– 8. *Kartas S., Dogan M., Rojas C.M., Van Gierken R.E.*: Composition and sources of atmospheric particulate matter at Kayseri, central Turkey. *The Sci. of the Total Environ.*, 1993, 133, 83.

– 9. *Kim N., Fergusson J.*: Concentrations and sources of cadmium, copper, lead and zinc in house dust in Christchurch, New Zealand. *The Sci. of the Total Environ.*, 1993, Vol. 138, 1.

– 10. *Lin J.M., Fang G.C., Holsen T.M., Noll K.E.*: A comparison of dry deposition modeled from size distribution data and measured with a smooth surface for total particle mass, lead and calcium in Chicago. *Atmos. Environ.*, 1993, Vol. 27 A, No. 7 A, No. 7, 1131.

11. *Nitta H., Ono M., Nakai S., Ichikawa M., Sato M., Konishi S.*: Source apportionment of fine particles inside residences close to major roads with heavy traffic in Tokyo. Proceedings of Indoor Air'93, 1993, Vol. 4, 23.

– 12. *Orlowski W.*: Nauka o chorobach wewnętrznych, 1990, 5.

– 13. *Owen M.K., Ensor D.S.*: Airborne particle sizes and sources found in indoor air. *Atmos. Environ.*, 1992, Vol. 26 A, No. 12, 2149.

– 14. *Pacyna J.M.*: Estimation of the atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe. *Atmos. Environ.*, 1984, 18, 41.

– 15. *Pacyna J.M.*: Long-range transport of heavy metals – modeling and measurements. *Air Pollution Modeling and It's Application*, VI Edited by Han van Dop, Plenum Publishing Corporation, 1988.

– 16. *Pastuszka J., Hlawiczka S., Willeke K.*: Particulate pollution levels in Katowice, a highly industrialized Polish city. *Atmos. Environ.*, 1993, Vol. 27 B, No. 1, 59.

– 17. *Quackenboss J.J., Lebiowitz M.D., Cruthfield C.D.*: Indoor-outdoor relationship for particulate matter: exposure classifications and health effects. *Environ. Int.*, 1989, 15, 353.

– 18. *Raunemaa T., Kulmala M., Saari H., Olin M., Kulmala M.H.*: Indoor air aerosol model: Transport indoors and deposition of fine and coarse particles. *Aerosol Sci. Technol.*, 1989, 11, 11.

– 19. *Rojas C.M., Artaxo P., Van Gierken R.E.*: Aerosol in Santiago de Chile: a study using receptor modeling with X-ray fluorescence and single particle analysis. *Atmos. Environ.*, 1990, Vol. 24 B, 227.

Dn. 1994.11.02

41-200 Sosnowiec, ul. Kościelna 13