

Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska (2017), 26 (1), 108–124
Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. (2017), 26 (1)
Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences (2017), 26 (1), 108–124
Sci. Rev. Eng. Env. Sci. (2017), 26 (1)
<http://iks.pn.sggw.pl>
DOI 10.22630/PNIKS.2017.26.1.10

**Karolina KOCISZEWSKA¹, Patrycja ROGULA-KOPIEC²,
Grzegorz MAJEWSKI¹, Wioletta ROGULA-KOZŁOWSKA²,
Walter MUCHA³, Barbara MATHEWS²**

¹Katedra Inżynierii Wodnej, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Department of Hydraulic Engineering, Warsaw University of Life Sciences – SGGW

²Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrzu

Institute of Environmental Engineering, Polish Academy of Sciences Zabrze

³Katedra Ochrony Środowiska, Politechnika Śląska

Department of Air Protection, Silesian University of Technology

Badania nad występowaniem węgla w powietrzu wewnętrznym wybranych uczelni w Polsce*

Research on carbon occurrence in indoor air of selected universities in Poland

Słowa kluczowe: PM₁, węgiel organiczny (OC), węgiel elementarny (EC), powietrze wewnętrzne

Key words: PM₁, organic carbon (OC), elemental carbon (EC), indoor air

Wprowadzenie

Zauważalne powiązania między wzrostem zachorowalności i umieralności a rosnącymi stężeniami drobnego pyłu (Wichmann, 2004; WHO, 2005; Pope i Dockery, 2006; Pelucchi i in., 2009), duża efektywność kumulacji za-

nieczyszczeń na drobnych cząstkach pyłu zawieszonego (PM) (Rogula-Kozłowska i in., 2010; Rogula-Kozłowska, 2016; Pyta i Rogula-Kozłowska, 2016) oraz potwierdzony licznymi badaniami wpływ drobnych cząstek PM na naturalny bilans energetyczny Ziemi i jej klimat (Yu i in., 2006; Caggiano i in., 2010) stanowią przesłankę do zainteresowania się frakcją PM₁ (frakcja cząstek o średnicy nie większej niż 1 μm). Frakcja ta masowo stanowi więcej niż połowę masy całkowitego pyłu zawieszonego w polskich miastach (Klejnowski i in., 2012; Rogu-

*Praca finansowana jest w ramach dwóch projektów Narodowego Centrum Nauki (NCN): DEC-2013/09/N/ST10/04224 i 2012/07/D/ST10/02895, oraz grantu wewnętrznego na Wydziale Budownictwa i Inżynierii Środowiska SGGW 505-10-052600-N00411-99.

la-Kozłowska, 2016), a w ujęciu liczbowym stanowi więcej niż 90% wszystkich cząstek PM w powietrzu (Klejnowski i in., 2012). Wielu autorów dowodzi, że pogarszający się stan zdrowia jest uzależniony przede wszystkim od stężenia $PM_{2,5}$ i PM_1 w powietrzu (Wichmann, 2004; Ostro i in., 2006a). Wynika to ze zdolności przenikania tych drobnych cząstek w głąb organizmu człowieka oraz z faktu, że drobne cząsteczki pyłów są efektywniejszymi niż cząstki grube nośnikami wielu niebezpiecznych substancji, tj. wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych bądź metali toksycznych (Ostro i in., 2006b; McEntee i Himmelberger, 2008).

Drobne cząstki PM w zasadzie bez oporu migrują z zewnątrz do pomieszczeń nawet przy zamkniętych drzwiach i oknach (Jones i in., 2000; Morawska i in., 2006). Badania prowadzone w różnych budynkach użytku publicznego (m.in. szkoły, uczelnie, przedszkola, biura, biblioteki) potwierdziły, że przy braku wewnętrznych źródeł stężenia drobnego PM w powietrzu wewnętrznym są zbliżone od tego w powietrzu atmosferycznym albo od niego wyższe (Worobiec i in., 2010; Zwoździak i in., 2013; Alves i in., 2014; Mainka i in., 2015; Błaszczuk i in., 2016; Chao i in., 2016; Majewski i in., 2016; Oliviera i in., 2016). Człowiek największą część swojego życia przebywa w pomieszczeniach. Jakość powietrza wewnątrz tych pomieszczeń warunkuje ryzyko uszczerbku zdrowia i stopień narażenia przebywających tam osób na różne substancje wnikaające drogą inhalacyjną, w większym nawet stopniu niż jakość powietrza atmosferycznego. Szacuje się, że przebywanie w pomieszczeniach zamkniętych może doprowa-

dzić do przedwczesnej śmierci ponad 110 tysięcy osób w ciągu roku (<http://ho-use.focus.cn/newshtml/30317.html>).

Podstawowym składnikiem drobnego PM jest węgiel. W zależności od frakcji pyłu oraz lokalizacji związku węgla mogą stanowić w Europie 20–40% masy PM_{10} i 25–50% masy $PM_{2,5}$, choć obserwowane były sytuacje, że dobowe stężenia aerozolu węglowego sięgały nawet 80% masy $PM_{2,5}$ (IPCC, 2000; Ostro i in., 2006a; McEntee i Himmelberger, 2008; Rogula-Kozłowska i in., 2012; EEA 2013; Klejnowski i in., 2014a; Rogula-Kozłowska 2016).

Całkowity węgiel występujący w PM (TC, ang. *total carbon*) składa się z węgla pierwiastkowego (EC, ang. *elemental carbon*), węgla nieorganicznego (IC, ang. *inorganic carbon*) oraz węgla organicznego (OC, ang. *organic carbon*) (Satsangi i in., 2012; Klejnowski i in., 2014a,b). Węgiel pierwiastkowy stanowi zanieczyszczenie pierwotne, które jest emitowane przede wszystkim wskutek niecałkowitego spalania paliw stałych czy pirolizy materiału biologicznego (Jones i Harrison, 2005). Węgiel organiczny w powietrzu częściowo pochodzi od materii pierwotnej, a częściowo od produktów przemian gazowych prekursorów w powietrzu (Harrison i Yin, 2000; Sillanpää i in., 2005; Klejnowski i in., 2014b). Do źródeł pierwotnych związków organicznych węgla należą procesy spalania, na przykład benzyny w silnikach spalinowych, biomasy oraz procesy rozpadu produktów zawierających w składzie węgiel. Do grupy źródeł pierwotnego OC można zaliczyć także roślinność, w tym pyłki roślin, zarodniki, rozdrobniony materiał roślinny, a także bakterie, wirusy (Rogge i in., 1993;

Lewandowska i in., 2010). Intensywność tworzenia wtórnego węgla organicznego zależy od kierunku i dynamiki reakcji chemicznych zachodzących w atmosferze, w szczególności reakcji przemian lotnych związków organicznych (Kroll i Seinfeld, 2008).

Prezentowane badania miały na celu rozpoznanie stężeń submikronowego pyłu (PM_{10}) i związanego z nim węgla organicznego (OC) i elementarnego (EC) w sali wykładowej i tzw. laboratorium studenckim. W pracy omówiono zmienność 24-godzinnych stężeń PM_{10} , OC i EC w obu pomieszczeniach (I, ang. *indoor*) oraz w powietrzu atmosferycznym (O, ang. *outdoor*), a także przeanalizowano stosunek I do O.

stwa Wiejskiego w Warszawie oraz na Politechnice Śląskiej na przełomie wiosny i lata (IV–VI 2016 r.). Pomiary były realizowane równoległe, w tych samych terminach w obydwu miastach. Uczelnie te znajdują się w dwóch miastach różniących się pod względem struktury emisji zanieczyszczeń powietrza oraz jakości powietrza atmosferycznego (Warszawa i Gliwice) (Majewski i Rogula-Kozłowska, 2016). Pomiary realizowano w każdym z miast w pomieszczeniach zamkniętych (I – indoor) oraz w powietrzu atmosferycznym (O – outdoor). W Warszawie pomieszczeniem zamkniętym była sala wykładowa, a w Gliwicach badania prowadzono w sali, w której prowadzone są ćwiczenia laboratoryjne ze studentami (rys. 1).



RYSUNEK 1. Sale dydaktyczne w Warszawie i Gliwicach (Polska)
FIGURE 1. Classrooms in Warsaw and Gliwice (Poland)

Material i metody

Pomiary stężenia pyłu PM_{10} wykonano w dwóch salach dydaktycznych zlokalizowanych w dwóch polskich uczelniach – Szkole Głównej Gospodar-

Na każdym stanowisku pomiarowym ustawiono skalibrowane mierniki PM_{10} – jeden wewnątrz pomieszczenia, drugi na zewnątrz. Pomiary stężenia pyłu wykonywano zgodnie z PN-EN 12341:2014. Standardową grawimetryczną metodą

miarową służącą do określania stężeń masowych frakcji PM₁₀ lub PM_{2,5} pyłu zawieszonego. Do pobierania próbek pyłu używano wypróżnionych (2 h w temperaturze 650°C) filtrów kwarcowych. Pomiar trwał 29 dni. Łącznie pobrano 116 dobowych próbek PM₁. Po ekspozycji i wyznaczenia wagi próbek, zamykano je w szczelnym pojemniku i aż do czasu analizy przechowywano w chłodziarce (2–4°C).

Zawartość OC i EC określono metodą termiczno-optyczną. Do analiz zastosowano analizator węgla firmy Sunset Laboratory Inc. Metodę badań i szczegóły analizy opisano w pracach Roguła-Kozłowska i Klejnowski (2013) oraz Klejnowski i inni (2014a,b). Uzyskane dane pomiarowe wykorzystano do porównania stężenia OC, EC związanych z pyłem wewnątrz i na zewnątrz obiektów. Relacje stężeń wewnątrz i na zewnątrz pomieszczeń scharakteryzowano stosunkiem I do O (indoor do outdoor), czyli wartością ilorazu stężeń analizowanych zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniu zamkniętym i powietrzu atmosferycznym. Ponadto wykonano analizę statystyczną w postaci korelacji Pearsona dla 24-godzinnych stężeń OC i EC oraz parametrów meteorologicznych w programie Statistica 12.0. Wyznaczone współczynniki korelacji są istotne na poziomie 5%.

Wyniki

Stężenia OC i EC zarejestrowane w Gliwicach i Warszawie były wyraźnie różne w analizowanym okresie (tab. 1). Stężenia w Gliwicach w przypadku OC wynosiły średnio 4,06 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

w powietrzu atmosferycznym i 3,54 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w pomieszczeniu zamkniętym, przy czym wartości skrajne sięgały 1,58 i 10,77 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w powietrzu atmosferycznym, 1,7 i 6,31 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w pomieszczeniu. W Warszawie stężenie OC było niższe, średnia wartość w powietrzu atmosferycznym wynosiła 2,93 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, przy wartości minimalnej 1,45 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ i maksymalnej 5,09 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a w pomieszczeniu zamkniętym średnie stężenie wynosiło 2,57 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, zaś wartości skrajne wyniosły odpowiednio 1,61 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ oraz 5,75 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Stężenia EC były niższe niż OC w obydwu miastach, co wynika ze specyfiki źródeł emisji obu oznaczanych frakcji aerozolu węglowego (Klejnowski i in., 2014b). Mniejsza była również różnica między wartościami ekstremalnymi. Średnie stężenia EC w Gliwicach wynosiły 1,46 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ na zewnątrz budynku i 1,21 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ wewnątrz. Wartość minimalna stężenia EC wyniosła 0,57 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w powietrzu atmosferycznym, 0,36 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w budynku, a wartości maksymalne osiągały odpowiednio 3,65 i 3,12 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. W Warszawie, podobnie jak w przypadku OC, stężenia EC osiągały mniejsze wartości niż w Gliwicach. Średnie stężenie EC wyniosło 0,84 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w powietrzu atmosferycznym i 0,59 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w sali dydaktycznej, przy czym zakresy stężeń wynosiły odpowiednio 0,38–1,90 oraz 0,23–1,32 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (tab. 1).

Średnie stężenia EC i OC obserwowane w powietrzu atmosferycznym w Warszawie i Gliwicach były w zależności od miejsca badań porównywalne, niższe bądź wyższe względem stężeń w innych rejonach Polski, notowanych w tym samym okresie – wiosną i latem (sezon niegrzewczy), i zdecydowanie

TABELA 1. Podstawowe statystyki serii 24-godzinnych pomiarów stężeń OC, EC, PM₁ oraz podstawowych parametrów meteorologicznych w Gliwicach i Warszawie
 TABLE 1. Basic statistics for 24-h measurement series of OC, EC and PM₁ concentration and basic meteorological parameters in Gliwice and Warsaw

Parametr Parameter	Ilość ważnych pomiarów Number of valid measurements	Średnia Mean	Min.	Max.	SD
1	2	3	4	5	6
Gliwice					
Prędkość wiatru Wind speed [m·s ⁻¹]	29	1,22	0,73	3,65	0,68
Ciśnienie atmosferyczne Atmospheric pressure [hPa]		987,09	974,63	996,65	4,65
Temperatura powietrza Air temperature [°C]		13,21	6,86	22,25	3,68
Wilgotność względna powietrza The relative air humidity [%]		70,40	42,27	92,58	13,32
Stężenie OC na zewnątrz budynku OC concentration outside the building [μg·m ⁻³]		4,06	1,58	10,77	2,14
Stężenie OC wewnątrz budynku OC concentration inside the building [μg·m ⁻³]		3,54	1,70	6,31	1,24
Stężenie EC na zewnątrz budynku EC concentration outside the building [μg·m ⁻³]		1,46	0,57	3,65	0,77
Stężenie EC wewnątrz budynku EC concentration inside the building [μg·m ⁻³]		1,21	0,36	3,12	0,62
Stężenie PM ₁ na zewnątrz budynku PM ₁ concentration outside the building [μg·m ⁻³]		22,59	9,87	73,72	13,46
Stężenie PM ₁ wewnątrz budynku PM ₁ concentration inside the building [μg·m ⁻³]	14,35	3,50	26,40	4,45	
Warszawa					
Prędkość wiatru Wind speed [m·s ⁻¹]	29	1,83	1,12	3,40	0,61
Ciśnienie atmosferyczne Atmospheric pressure [hPa]		1003,33	994,08	1014,31	5,45

TABELA 1 cd.

TABLE 1 cont.

1	2	3	4	5	6
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	29	14,97	7,52	23,28	4,16
Wilgotność względna powietrza Relative air humidity [%]		58,71	39,56	86,72	13,07
Stężenie OC na zewnątrz budynku OC concentration outside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]		2,93	1,45	5,09	1,02
Stężenie OC wewnątrz budynku OC concentration inside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]		2,57	1,61	5,75	0,90
Stężenie EC na zewnątrz budynku EC concentration outside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]		0,84	0,38	1,90	0,35
Stężenie EC wewnątrz budynku EC concentration inside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]		0,59	0,23	1,32	0,29
Stężenie PM ₁ na zewnątrz budynku PM ₁ concentration outside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]		13,11	5,68	37,75	6,15
Stężenie PM ₁ wewnątrz budynku PM ₁ concentration inside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]		9,08	3,84	24,83	4,94

niższe niż stężenia notowane w innych polskich rejonach w okresie grzewczym – jesienno-zimowym (tab. 2). Wyniki wcześniejszych badań i badań omawianych w tej pracy pokazują, że stężenia dwóch oznaczanych form węgla (EC i OC) są zdecydowanie wyższe w miastach Górnego Śląska i w rejonach narażonych na bezpośredni napływ zanieczyszczeń z tego rejonu niż w innych obszarach Polski. Jest to efekt nasilenia na tych obszarach działalności gospodarczej człowieka, a w konsekwencji – emisji zanieczyszczeń związanych z tą aktywnością. Nawet w najbardziej zanieczyszczonych regionach Polski stężenia EC i OC są jednak niższe od stężeń rejestrowanych w miastach azjatyckich: przykładowo

w Tongyu w Chinach w okresie wiosennym średnie stężenie OC w PM_{2,5} wynosi 14,1 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, zaś EC 5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Zhang i in., 2012), w Hong Kongu OC w PM_{2,5} 16,1 39 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a EC 5,27 39 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Ye i in., 2003), w Uji w Japonii OC w PM₁₀ wynosi 13,9 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, zaś EC 5,2 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Holler i in., 2002), w Seoulu w Korei w PM₁₀ odpowiednio 11,1 i 8,39 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Kim i in., 1999).

Jakość powietrza wewnątrz pomieszczeń oprócz stężeń określa również stosunek stężenia zanieczyszczenia wewnątrz (I) i na zewnątrz pomieszczenia (O), czyli I/O. W przypadku OC stosunek I/O wynosi średnio 0,92 dla Warszawy (zakres 0,64–1,97) i 0,91 dla Gliwic (zakres 0,55–1,26) – rysunek 2.

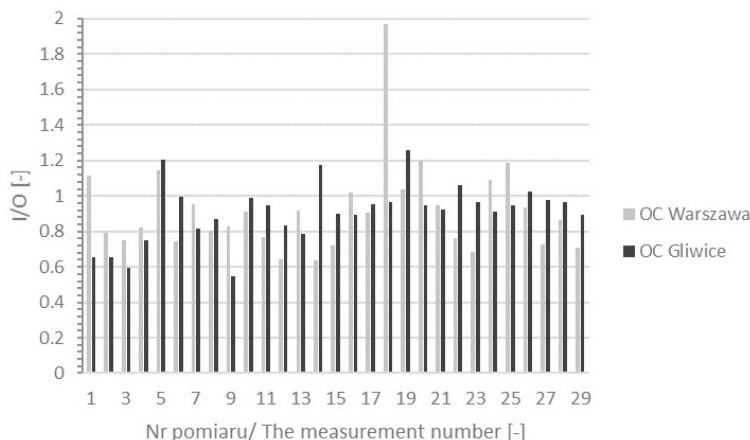
TABELA 2. Średnie stężenia OC, EC w innych regionach Polski
 TABLE 2. Average concentrations of OC, EC in other regions of Poland

Miasto City	Sezon badawczy Research season	Rok Year	Średnie stężenie Mean value [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]		Literatura References
			OC	EC	
Godów	sezon grzewczy	2011	30,41	4,3	Klejnowski i in. 2014b
	sezon niegrzewczy		8,13	1,72	
	sezon grzewczy	2012	31,33	4,51	
	sezon niegrzewczy		7,36	1,24	
Katowice	sezon grzewczy	–	31,56	–	
	sezon niegrzewczy	–	6,99	–	
	sezon grzewczy	–	19,76	–	
	sezon niegrzewczy	–	9,16	–	
Szczecin	sezon grzewczy	2013	8,03	1,59	Błaszczak i in. 2014
	sezon niegrzewczy		2,73	0,68	
Racibórz	sezon grzewczy	2011	25,21	4	Klejnowski i in. 2014a
	sezon niegrzewczy		5,49	0,92	
	sezon grzewczy	2012	22,25	3,3	
	sezon niegrzewczy		4,29	0,75	
Trzebinia	sezon grzewczy	2013	15,63	3,95	Błaszczak i in. 2014
	sezon niegrzewczy		4,51	1,15	
Zabrze	sezon zimowy	2009	7,09*/8,94**	17,87*/22,95**	Rogula i in. 2010
	sezon letni		5,01*/4,48**	7,97*/4,39**	
	sezon grzewczy	–	49,87	–	Klejnowski i in. 2014b
	sezon niegrzewczy	–	4,57	–	
Złoty Potok	sezon grzewczy	2011	13,0	2,24	Klejnowski i in. 2014b
	sezon niegrzewczy		5,2	0,84	
	sezon grzewczy	2012	17,3	2,9	
	sezon niegrzewczy		4,76	0,79	
	sezon grzewczy	2013	12,53	2,15	Błaszczak i in. 2014
	Sezon niegrzewczy		4,51	0,79	

*Dni robocze / Working day, ** dni wolne / non-work day, – brak informacji / no data.

W Warszawie jedynie osiem pomiarów (27,6% wszystkich uzyskanych danych) wykazuje $I/O > 1$; w Gliwicach jest to pięć pomiarów (17,2%). Oznacza to, że zanieczyszczenie powietrza węglem organicznym w obu pomieszczeniach dy-

daktycznych w większej części okresu pomiarowego było kształtowane poprzez infiltrację zanieczyszczeń (PM z OC) z zewnątrz, a zatem jakość powietrza wewnętrznego była uzależniona głównie od jakości powietrza zewnętrznego (a do-

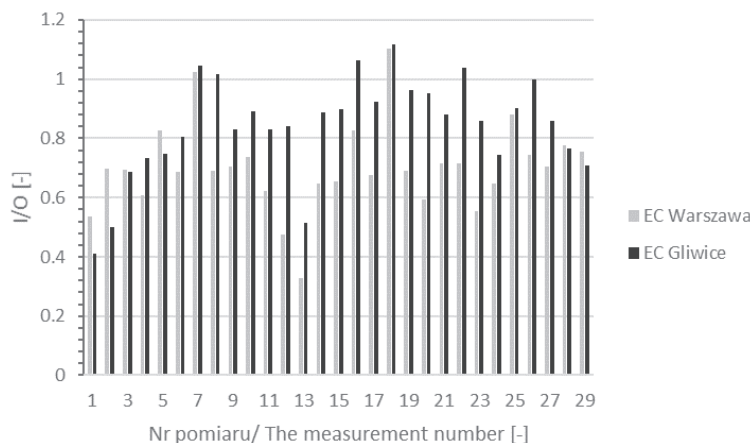


RYSUNEK 2. Stosunek 24-godzinnych stężeń OC wewnątrz (I) i na zewnątrz (O) pomieszczeń dydaktycznych w Warszawie i Gliwicach
 FIGURE 2. Ratio of 24-h (I) indoor to (O) outdoor concentrations of OC in classrooms in Warsaw and Gliwice

kładnie stężenia węgla organicznego na zewnątrz pomieszczenia). Innymi słowy wykazano, że w obu badanych pomieszczeniach nie istnieją istotne wewnętrzne źródła węgla organicznego.

Wartości wskaźnika I/O dla EC były zdecydowanie mniejsze niż dla OC. Wartości 24-godzinnych I/O dla EC były

mniejsze niż dla OC, gdy wartość I/O przekracza wartość 1; dla Warszawy odnotowano dwa przypadki, a dla Gliwic pięć przypadków (rys. 3). Średni I/O dla EC w Warszawie wyniósł 0,7, a jego wartości wyniosły od 0,33 do 1,1. W Gliwicach średnie I/O dla EC wyniósł 0,84 i mieści się w przedziale 0,41–1,12.



RYSUNEK 3. Stosunek 24-godzinnych stężeń EC wewnątrz (I) i na zewnątrz (O) pomieszczeń dydaktycznych w Warszawie i Gliwicach
 FIGURE 3. Ratio of 24-h (I) indoor to (O) outdoor concentrations of EC in classrooms in Warsaw and Gliwice

Podobnie zatem jak w przypadku OC, zanieczyszczenie powietrza węglem elementarnym w obu badanych pomieszczeniach zależało głównie od stężenia węgla elementarnego w powietrzu atmosferycznym obu obszarów. Innymi słowy można powiedzieć, że analiza I/O wskazała na brak istotnych źródeł obu badanych form węgla (OC i EC), wewnątrz obu badanych pomieszczeń. Jak podaje Chao i Wong (2002), w przypadku braku źródeł wewnętrznych I/O jest mniejszy niż lub równy 1. Otrzymane wyniki OC i EC są spójne z innymi wynikami obserwowany-

mi przez Na i Cockera (2005) oraz Cao i innych (2012).

Stężenia OC i EC w powietrzu atmosferycznym, analogicznie do stężeń PM, z którym obie formy węgla są wyznaczane, zależą od warunków atmosferycznych panujących w trakcie pomiarów. Przeanalizowano zatem macierze korelacji między stężeniami EC i OC a wybranymi warunkami meteorologicznymi w obu analizowanych obszarach (tab. 3 i 4).

W Gliwicach współczynniki korelacji dla stężeń OC, EC i wybranych pa-

TABELA 3. Współczynniki korelacji Pearsona obliczone dla 24-godzinnych stężeń OC i EC oraz parametrów meteorologicznych w Gliwicach

TABLE 3. Pearson correlation coefficients for 24-h OC and EC and meteorological parameters for Gliwice

Parametr Parameter	Zewnątrz (O) Outdoor (O)		Wewnątrz (I) Indoor (I)	
	OC	EC	OC	EC
Temperatura powietrza Air temperature	-0,38*	-0,43	-0,37	-0,38
Wilgotność względna powietrza The relative air humidity	-0,11	-0,19	-0,08	-0,006
Prędkość wiatru Wind speed	-0,16	-0,03	-0,20	-0,17

*Istotne na poziomie 5% / Significant at level of 5%.

TABELA 4. Współczynniki korelacji Pearsona obliczone dla 24-godzinnych stężeń OC i EC oraz parametrów meteorologicznych w Warszawie

TABLE 4. Pearson correlation coefficients for 24-h OC and EC and meteorological parameters for Warsaw

Parametr Parameter	Zewnątrz (O) Outdoor (O)		Wewnątrz (I) Indoor (I)	
	OC	EC	OC	EC
Temperatura powietrza Air temperature	0,33	-0,25	0,15	-0,19
Wilgotność względna powietrza Relative air humidity	-0,16	-0,09	0,24	0,12
Prędkość wiatru Wind speed	-0,55*	-0,48	-0,48	-0,52

*Istotne na poziomie 5% / Significant at level of 5%.

rametrów meteorologicznych były ujemne. Przyjmowały dość małe wartości i były statystycznie nieistotne. Jedynie korelacje OC, EC i temperatury powietrza, nieco większe niż w przypadku pozostałych parametrów, sugerują, że wraz ze spadkiem temperatury powietrza w trakcie pomiarów rosły stężenia obu oznaczonych form węgla w powietrzu. Może to wskazywać na wpływ emisji z lokalnych źródeł, na kształtowanie stężeń badanych zanieczyszczeń, a dokładnie wpływ emisji ze zintensyfikowanego przy niższej temperaturze powietrza, ogrzewania mieszkań.

Inną sytuację obserwowano w Warszawie. Wystąpiła tu dodatnia korelacja między stężeniem OC a temperaturą powietrza. Może to wskazywać na przemiany gazowych prekursorów OC (być może zanieczyszczeń napływowych, np. pochodzenia komunikacyjnego) jako istotnego źródła OC w powietrzu atmosferycznym badanego rejonu. Fakt, że korelacje między stężeniami OC, EC i wybranymi parametrami meteorologicznymi (choć charakteryzowane przez współczynniki o różnych wartościach) są takie dla zbiorów danych wewnętrznych i zewnętrznych w obu miastach, wskazuje wyraźnie na brak istotnych wewnętrznych źródeł OC i EC w obu badanych pomieszczeniach. Podobnie jak w niniejszym opracowaniu, w innych pracach także można odnaleźć wyniki badań dowodzące, że często bezpośrednio otoczenie decyduje o zawartości OC, EC w pomieszczeniu, a nie sposób jego użytkowania czy wyposażenie. Cao i inni (2012) potwierdzają to na przykładzie pomieszczeń zlokalizowanych na obszarach o różnorodnym zagospodarowaniu, tj. obszar typowo miejski, komunikacyj-

ny, przemysłowy. Z badań Cao i innych (2012) wynika, że zaledwie 10% zanieczyszczeń w pomieszczeniu pochodzi z emisji wewnętrznej pomieszczenia, a w 90% są to zanieczyszczenia napływowe, z powietrza atmosferycznego.

Bazując na opisanych w literaturze schematach obliczeniowych oraz stężeniach OC i EC, podjęto próbę rozdzielania OC w PM_{10} na wtórny i pierwotny węgiel organiczny (odpowiednio SOC – ang. *secondary organic carbon*, POC – ang. *primary organic carbon*) (Castro i in., 1999; Gu i in., 2010; Klejnowski i in. 2014a). W tym celu wykorzystano równania:

$$POC = (OC/EC)_{\min} \cdot EC$$

$$SOC = OC - POC$$

gdzie:

OC – stężenie OC w danym punkcie pomiarowym,

$(OC/EC)_{\min}$ – wartość minimalna w zbiorze wartości OC/EC w punkcie pomiarowym,

EC – stężenie EC w danym punkcie pomiarowym.

Średnie stężenie SOC w Gliwicach wynosiło $1,84 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w powietrzu atmosferycznym i $1,10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w sali dydaktycznej, w przypadku Warszawy osiągnęte były odpowiednio następujące wartości stężenia SOC: $0,98$ i $1,09 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Dla POC średnie wartości stężenia kształtowały się na poziomie: w powietrzu atmosferycznym $2,54 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Gliwice) i $1,98 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Warszawa); w pomieszczeniu zamkniętym $2,65 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Gliwice) i $1,51 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Warszawa) – tabela 5.

Udział procentowy wszystkich wyróżnionych rodzajów węgla przedstawiono na rysunkach 4–7. Całkowity udział procentowy wszystkich form

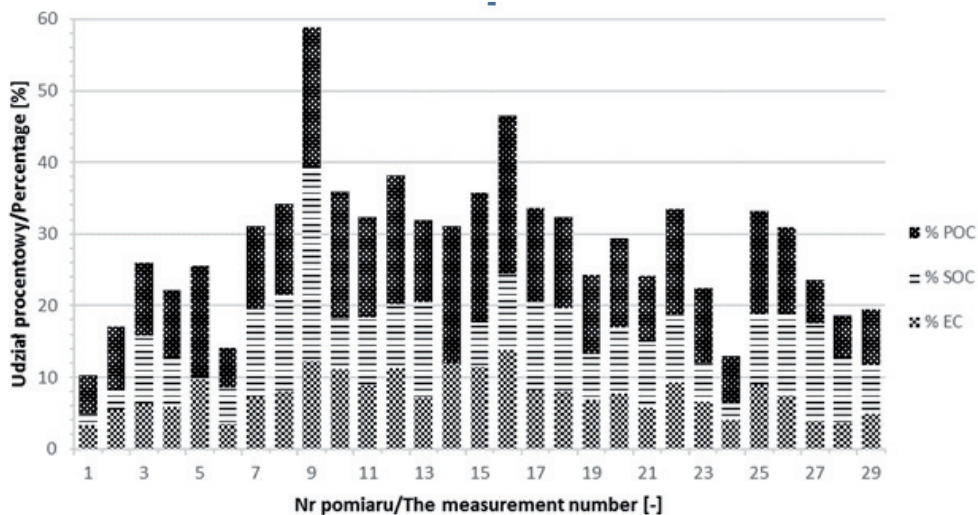
TABELA 5. Podstawowe statystyki serii 24-godzinnych pomiarów stężeń SOC i POC w Gliwicach i Warszawie

TABLE 5. Basic statistics for 24-h measurement series of SOC and POC concentration in Gliwice and Warsaw

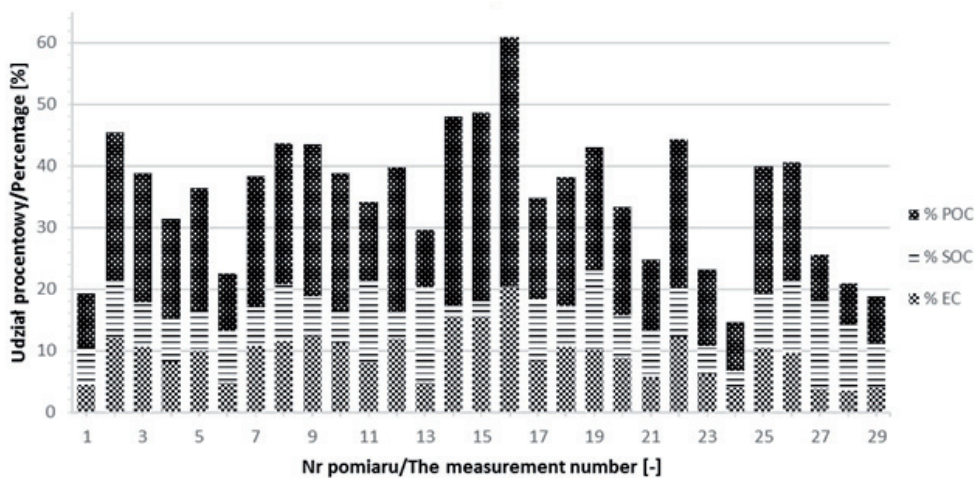
Parametr Parameter	Średnia Mean	Min.	Max.	SD
Gliwice				
Stężenie SOC na zewnątrz budynku SOC concentration outside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	1,84	0,09	5,18	1,15
Stężenie POC na zewnątrz budynku POC concentration outside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	2,54	1,09	4,73	1,12
Stężenie SOC wewnątrz budynku SOC concentration inside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	1,10	0,25	2,33	0,45
Stężenie POC wewnątrz budynku POC concentration inside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	2,65	0,72	6,20	1,25
Warszawa				
Stężenie SOC na zewnątrz budynku SOC concentration outside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	0,98	0,11	2,74	0,67
Stężenie POC na zewnątrz budynku POC concentration outside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	1,98	0,89	4,46	0,83
Stężenie SOC wewnątrz budynku SOC concentration inside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	1,09	0,34	3,34	0,56
Stężenie POC wewnątrz budynku POC concentration inside the building [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	1,51	0,59	3,36	0,73

węgla we frakcji PM_{10} w większości przypadków nie przekraczał 40%. W innych regionach Polski także szacowano udział frakcji węglowej, odnoszono je jednak do frakcji $\text{PM}_{2,5}$. W Szczecinie w 2013 roku w całym okresie badawczym udział frakcji węglowej wynosił 41,85% (w okresie grzewczym 42,51%, niegrzewczym 41,11%), w Trzebini odpowiednio 41,13% (51,02 i 35,07%),

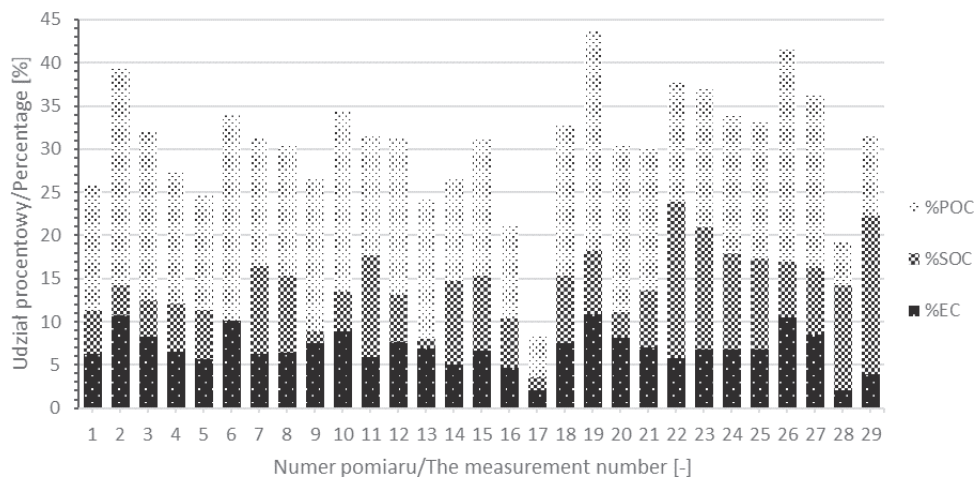
w Złotym Potoku 39,46% (45,67 i 33,11%) (Błaszczak i in., 2014). W innych rejonach sporadycznie obserwowano także sytuacje, że dobowe stężenia aerozolu węglowego były zdecydowanie wyższe, sięgały nawet 80% masy $\text{PM}_{2,5}$ (Ostro i in., 2006a; McEntee i Himmelberger, 2008; IPCC, 2000; EEA, 2013; Klejnowski i in., 2014a; Rogula-Kozłowska, 2016).



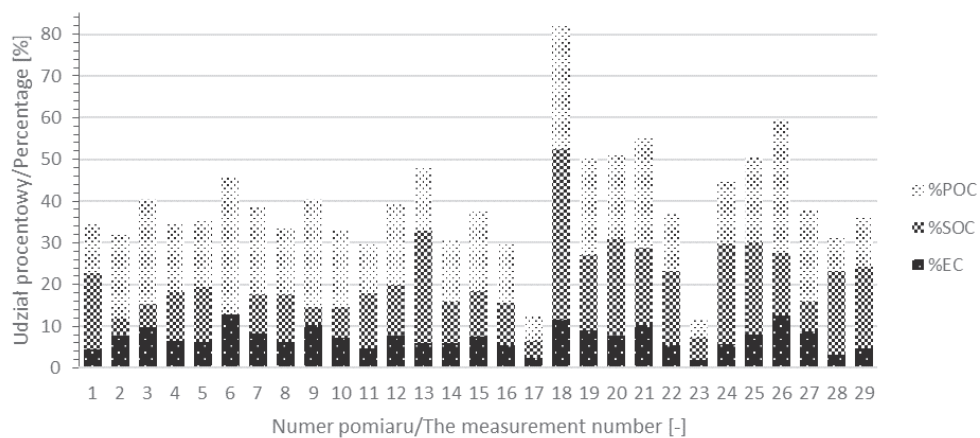
RYSUNEK 4. Udział procentowy EC i OC (w podziale na SOC i POC) w PM₁ w powietrzu atmosferycznym w Gliwicach
 FIGURE 4. Fraction of EC and OC (in division into SOC and POC) bound to PM₁ in ambient air in Gliwice



RYSUNEK 5. Udział procentowy EC i OC (w podziale na SOC i POC) w PM₁ w sali dydaktycznej w Gliwicach
 FIGURE 5. Fraction of EC and OC (in division into SOC and POC) bound to PM₁ in classroom in Gliwice



RYSUNEK 6. Udział procentowy EC i OC (w podziale na SOC i POC) w PM₁ w powietrzu atmosferycznym w Warszawie
 FIGURE 6. Fraction of EC and OC (in division into SOC and POC) bound to PM₁ in ambient air in Warsaw



RYSUNEK 7. Udział procentowy EC i OC (w podziale na SOC i POC) w PM₁ w sali dydaktycznej w Warszawie
 FIGURE 7. Fraction of EC and OC (in division into SOC and POC) bound to PM₁ in classroom in Warsaw

Podsumowanie i wnioski

W analizowanym okresie – przełom wiosny i lata – niezależnie od lokalizacji (Gliwice – laboratorium studenckie, Warszawa – sala wykładowa) stężenie węgla elementarnego EC i organicznego OC wewnątrz sal dydaktycznych kształtowane było przez napływ tych zanieczyszczeń wraz z powietrzem atmosferycznym do pomieszczenia zamkniętego. Tym samym można uznać, że w żadnym z pomieszczeń dydaktycznych nie występuje istotne źródło OC i EC. Mimo to należy zauważyć, że warunki sprzyjające sorpcji różnych zanieczyszczeń, w tym zwłaszcza związków organicznych tworzących grupę OC na cząstkach pyłu, zmieniają się dynamicznie w czasie i przestrzeni. Wydaje się, że w innym okresie pomiarowym, na przykład w zimie, kiedy wietrzenie sal jest rzadsze, a pył atmosferyczny ma inny skład, kumulacja zanieczyszczeń (w tym OC i EC) wewnątrz sal może być większa niż w okresie ciepłym. Aby dokładnie ocenić sytuację aerosanitarną wewnątrz obu pomieszczeń, badania zaprezentowane w tej pracy powinny zostać powtórzone w okresie zimowym. Ponadto istotne byłoby też zbadanie składu grupy OC, w tym rozpoznanie jakościowo-ilościowe niebezpiecznych związków wchodzących w skład tej grupy, między innymi wielopierścieniowych węglodorów aromatycznych.

Literatura

- Alves, C.A., Urban, R.C., Pegas, P.N. i Nunes, T. (2014). Indoor/Outdoor relationships between PM10 and associated organic compounds in a primary school. *Aerosol Air Quality Research*, 14, 86-98.
- Błaszczak, B., Mathews, B. i Juda-Rezler, K. (2014). Zawartość węgla organicznego i elementarnego w pyłe PM_{2,5} z wybranych stacji tła miejskiego i pozamiejskiego w Polsce. *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce*.
- Błaszczak, E., Rogula-Kozłowska, W., Klejnowski, K., Fulara, I. i Mielżyńska-Śvach, D. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons bound to outdoor and indoor airborne particles (PM_{2.5}) and their mutagenicity and carcinogenicity in Silesian kindergartens, Poland. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 1-12.
- Caggiano, R., Macchiato, M. i Trippetta, S. (2010). Levels, chemical composition and sources of fine aerosol particles (PM₁) in an area of the Mediterranean basin. *Science of the Total Environment*, 408(4), 884-895.
- Castro, L.M., Pio, C.A., Harrison, R.M. i Smith, D.J.T. (1999). Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: estimation of secondary organic carbon concentrations. *Atmospheric Environment*, 33(17), 2771-2781.
- Cao, J.J., Huang, H., Lee, S.C., Chow, J.C., Zou, C.W., Ho, K.F. i Watson, J.G. (2012). Indoor/outdoor relationships for organic and elemental carbon in PM_{2.5} at residential homes in Guangzhou, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 12(5), 902-910.
- Chao, H.R., Que, D.E., Gou, Y.Y., Chuang, C.Y., Chang, T.Y. i Hsu, Y.C. (2016). Indoor and Outdoor Concentrations of Polybrominated Diphenyl Ethers on Respirable Particulate in Central and Southern Taiwan. *Aerosol and Air Quality Research*, 16, 3187-3197.
- Chao, C.Y., i Wong, K.K. (2002). Residential indoor PM₁₀ and PM_{2.5} in Hong Kong and the elemental composition. *Atmospheric Environment*, 36(2), 265-277.
- EEA (2013). *Air quality in Europe. Report*, 9.
- Gu, J., Bai, Z., Liu, A., Wu, L., Xie, Y., Li, W., ... Zhang, X. (2010). Characterization of atmospheric organic carbon and elemental carbon of PM_{2.5} and PM₁₀ at Tianjin, China. *Aerosol Air Quality Research*, 10, 167-176.
- Harrison, R.M. i Yin, J. (2000). Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health? *Science of the Total Environment*, 249(1), 85-101.
- Höller, R., Tohno, S., Kasahara, M. i Hitzemberger, R. (2002). Long-term characterization of car-

- bonaceous aerosol in Uji, Japan. *Atmospheric Environment*, 36(8), 1267-1275.
- IPCC (2000). *Climate Change 2000: The Physical Science Basis*, United Kingdom and New York. W: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller (red.), *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jones, A.M. i Harrison, R.M. (2005). Interpretation of particulate elemental and organic carbon concentrations at rural, urban and kerbside sites. *Atmospheric Environment*, 39(37), 7114-7126.
- Jones, N.C., Thornton, C.A., Mark, D. i Harrison, R.M. (2000). Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with roadside, urban and rural locations. *Atmospheric Environment*, 34(16), 2603-2612.
- Kim, Y.P., Moon, K.C., Lee, J.H. i Baik, N.J. (1999). Concentrations of carbonaceous species in particles at Seoul and Cheju in Korea. *Atmospheric Environment*, 33(17), 2751-2758.
- Klejnowski, K., Błaszczak, B., Krasa, A., Mathews, B., Rogula-Kopiec, P. i Rogula-Kozłowska, W. (2014a). Zawartość węgla organicznego i elementarnego w pyłe PM₁ w obszarach tła w Polsce. Wstępne omówienie wyników kampanii pomiarowej 2012-2013. *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce*, tom 2, 77-90.
- Klejnowski, K., Rogula-Kopiec, P. i Rogula-Kozłowska, W. (2014b). Ocena zawartości wtórnego węgla organicznego w drobnym pyłe zawieszonym w wybranych obszarach województwa śląskiego. *Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 66, 347-359.
- Klejnowski, K., Pastuszka, J.S., Rogula-Kozłowska, W., Talik, E. i Krasa, A. (2012). Mass size distribution and chemical composition of the surface layer of summer and winter airborne particles in Zabrze, Poland. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(2), 255-259.
- Kroll, J.H. i Seinfeld, J.H. (2008). Chemistry of secondary organic aerosol: Formation and evolution of low-volatility organics in the atmosphere. *Atmospheric Environment*, 42(16), 3593-3624.
- Lewandowska, A., Falkowska, L., Murawiec, D., Pryputniewicz, D., Burska, D. i Beldowska, M. (2010). Elemental and organic carbon in aerosols over urbanized coastal region (southern Baltic Sea, Gdynia). *Science of the Total Environment*, 408(20), 4761-4769.
- Mainka, A., Zajusz-Zubek, E. i Kaczmarek, K. (2015). PM_{2.5} in Urban and Rural Nursery Schools in Upper Silesia, Poland: Trace Elements Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(7), 7990-8008.
- Majewski, G. i Rogula-Kozłowska, W. (2016). The elemental composition and origin of fine ambient particles in the largest Polish conurbation: First results from the short-term winter campaign. *Theoretical and Applied Climatology*, 1-14.
- Majewski, G., Kociszewska, K., Rogula-Kozłowska, W., Pyta, H., Rogula-Kopiec, P., Mucha, W. i Pastuszka, J.S. (2016). Submicron Particle-Bound Mercury in University Teaching Rooms: A Summer Study from Two Polish Cities. *Atmosphere*, 7(9), 117.
- McEntee, J.C. i Ogneva-Himmelberger, Y. (2008). Diesel particulate matter, lung cancer, and asthma incidences along major traffic corridors in MA, USA: A GIS analysis. *Health & Place*, 14(4), 817-828.
- Morawska, L. i Salthammer, T. (red.). (2006). *Indoor environment: airborne particles and settled dust*. Hoboken: John Wiley & Sons.
- Na, K. i Cocker, D.R. (2005). Organic and elemental carbon concentrations in fine particulate matter in residences, schoolrooms, and outdoor air in Mira Loma, California. *Atmospheric Environment*, 39(18), 3325-3333.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., do Carmo Pereira, M. i Morais, S. (2016). Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of preschool environments (3–5 years old children). *Environmental Pollution*, 208, 382-394.
- Ostro, B., Broadwin R., Green S., Feng W.Y. i Lipsett M. (2006a). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association* 56, 709-742.
- Ostro, B., Broadwin, R., Green, S., Feng, W.Y. i Lipsett, M. (2006b). Fine particulate air pollution and mortality in nine California

- counties: results from CALFINE. *Environ. Health Perspect* 114, 29–33.
- Pelucchi, C., Negri, E., Gallus, S., Boffetta, P., Tramacere, I. i La Vecchia, C. (2009). Long-term particulate matter exposure and mortality: a review of European epidemiological studies. *BMC Public Health*, 9(1), 1.
- PN-EN 12341:2014. *Powietrze atmosferyczne. Standardowa gravimetryczna metoda pomiarowa do określania stężeń masowych frakcji PM₁₀ lub PM_{2,5} pyłu zawieszonego.*
- Pope C.A. i Dockery D.W. (2006). Fine particulate air pollution and mortality in nine California counties: results from CALFINE. *Environmental Health Perspectives* 114, 29-33.
- Pyta, H. i Rogula-Kozłowska, W. (2016). Determination of mercury in size-segregated ambient particulate matter using CVAAS. *Microchemical Journal*, 124, 76-81.
- Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R. i Simoneit, B.R. (1993). Sources of fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: roads as sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 27(9), 1892-1904.
- Rogula-Kozłowska, W. (2016). Size-segregated urban particulate matter: mass closure, chemical composition, and primary and secondary matter content. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 9, 533-550.
- Rogula-Kozłowska, W. i Klejnowski, K. (2013). Submicrometer aerosol in rural and urban backgrounds in southern Poland: primary and secondary components of PM₁. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(1), 103-109.
- Rogula-Kozłowska, W., Klejnowski, K., Rogula-Kopiec, P., Mathews, B. i Szopa, S. (2012). A study on the seasonal mass closure of ambient fine and coarse dusts in Zabrze, Poland. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(5), 722-729.
- Satsangi, A., Pachauri, T., Singla, V., Lakhani, A. i Kumari, K.M. (2012). Organic and elemental carbon aerosols at a suburban site. *Atmospheric Research*, 113, 13-21.
- Sillanpää, M., Frey, A., Hillamo, R., Pennanen, A.S. i Salonen, R.O. (2005). Organic, elemental and inorganic carbon in particulate matter of six urban environments in Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5(11), 2869-2879.
- WHO (2005). Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. *Global update 2005*, summary of risk assessment.
- Wichmann, H.E. (2004): Health effects of particles in ambient air. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207, 399-407.
- Worobiec, A., Samek, L., Krata, A., Van Meel, K., Krupinska, B., Stefaniak, E.A., ... Van Grieken, R. (2010). Transport and deposition of airborne pollutants in exhibition areas located in historical buildings study in Wawel Castle Museum in Cracow, Poland. *Journal of Cultural Heritage*, 11(3), 354-359.
- Ye, B., Ji, X., Yang, H., Yao, X., Chan, C.K., Cadle, S.H., ... Mulawa, P.A. (2003). Concentration and chemical composition of PM_{2.5} in Shanghai for a 1-year period. *Atmospheric Environment*, 37(4), 499-510.
- Yu, H., Kaufman, Y.J., Chin, M., Feingold, G., Remer, L.A., Anderson, T.L., ... DeCola, P. (2006). A review of measurement-based assessments of the aerosol direct radiative effect and forcing. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(3), 613-666.
- Zhang, R., Tao, J., Ho, K.F., Shen, Z., Wang, G., Cao, J., ... Lee, S.C. (2012). Characterization of atmospheric organic and elemental carbon of PM_{2.5} in a typical semi-arid area of Northeastern China. *Aerosol and Air Quality Research*, 12(5), 792.
- Zwoździak, A., Sówka, I., Krupińska, B., Zwoździak, J., i Nych, A. (2013). Infiltration or indoor sources as determinants of the elemental composition of particulate matter inside a school in Wrocław, Poland? *Building and Environment*, 66, 173-180.

Streszczenie

Badania nad występowaniem węgla w powietrzu wewnętrznym wybranych uczelni w Polsce. Prezentowane badania miały na celu rozpoznanie stężeń submikronowego pyłu (PM₁) i związanego z nim

węgla organicznego (OC) i elementarnego (EC) w sali wykładowej i tzw. laboratorium studenckim. W pracy omówiono zmienność 24-godzinnych stężeń PM_{10} , OC i EC w obu pomieszczeniach (I, ang. *indoor*) oraz w powietrzu atmosferycznym (O, ang. *outdoor*), a także przeanalizowano stosunek I do O. Na przełomie wiosny i lata, niezależnie od lokalizacji (Gliwice – laboratorium studenckie, Warszawa – sala wykładowa), stężenie węgla elementarnego (EC) i organicznego (OC) wewnątrz sal dydaktycznych kształtowała intensywność migracji tych zanieczyszczeń wraz z powietrzem atmosferycznym. Tym samym można uznać, że w żadnym z badanych pomieszczeń dydaktycznych nie występuje istotne źródło OC i EC. Mimo to należy zauważyć, że warunki sprzyjające sorpcji różnych zanieczyszczeń, w tym zwłaszcza związków organicznych tworzących grupę OC na cząstkach pyłu, zmieniają się dynamicznie w czasie i przestrzeni. Wydaje się, że w innym okresie pomiarowym, na przykład w zimie, kiedy wietrzenie sal jest rzadsze a pył atmosferyczny ma inny skład, kumulacja zanieczyszczeń, w tym OC, wewnątrz sal może być większa niż w okresie ciepłym.

Summary

Research on carbon occurrence in indoor air of selected universities in Poland. The research presented herein aimed at recognition of submicrone particulate matter concentration as well as organic (OC) and elemental (EC) carbon bound to it in a lecture room and students' laboratory. The 24-h variability of PM_{10} , OC and EC concentration in both rooms were also discussed along with

I : O ratio. In the analysed period – the turn of spring and summer – independent of the location (Gliwice – students' laboratory, Warsaw – lecture room) the indoor concentration of elemental carbon EC was conditioned by the intensity of those contaminants migration along with atmospheric air. Because of this, it can be concluded that in neither of the rooms there was an important source of OC and EC. However, it should be noted, that conditions favourable for different contaminant sorption, in particular those belonging to OC bound to particulate matter, vary in time and space. It is expected, that for other measurement period – for instance in winter, when rooms are ventilated seldom and PM has different composition, the cummulation of indoor contaminants, including OC, may be higher than for warm period.

Authors' address:

Karolina Kociszewska, Grzegorz Majewski
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
ul. Nowoursynowska 166, 02-776 Warszawa
Poland
e-mail: karolina_cwiek@sggw.pl
grzegorz_majewski@sggw.pl

Patrycja Rogula-Kopiec,
Wioletta Rogula-Kozłowska
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN
ul. M. Skłodowskiej-Curie 34
41-819 Zabrze, Poland
e-mail: patrycja.rogula-kopiec@ipis.zabrze.pl
wioletta.rogula-kozłowska@ipis.zabrze.pl

Walter Mucha
Politechnika Śląska
ul. Stanisława Konarskiego 18, 44-100 Gliwice
Poland
e-mail: Walter.Mucha@polsl.pl